



ESTRATEGIA MARINA
DEMARCACIÓN MARINA DEL ESTRECHO Y ALBORÁN
PARTE IV. DESCRIPTORES DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL
DESCRIPTOR 1: BIODIVERSIDAD
EVALUACIÓN INICIAL Y BUEN ESTADO AMBIENTAL



Madrid, 2012



ESTRATEGIAS MARINAS: EVALUACIÓN INICIAL, BUEN ESTADO AMBIENTAL Y OBJETIVOS AMBIENTALES

AUTORES DEL DOCUMENTO

Instituto Español de Oceanografía

- Luís Gil de Sola
- Alberto Serrano
- Francisco Velasco
- Antonio Punzón
- Izaskun Preciado
- Francesc Ordines
- Juan Manuel Ruiz
- Jesús Acosta
- Santiago Lens
- David Macías
- Olvido Tello

Asistencia Técnica TRAGSATEC S.A.:

- José Manuel González-Irusta
- José Enrique García
- Larissa Módica
- Víctor Díaz

COORDINACIÓN INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA (IEO)

Demetrio de Armas
Juan Bellas

COORDINACIÓN GENERAL MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE (DIVISIÓN PARA LA PROTECCIÓN DEL MAR)

José Luis Buceta Miller
Felipe Martínez Martínez
Ainhoa Pérez Puyol
Sagrario Arrieta Algarra
Jorge Alonso Rodríguez
Ana Ruiz Sierra
Javier Pantoja Trigueros
Mónica Moraleda Altares
Víctor Escobar Paredes



MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

Edita:

© Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente
Secretaría General Técnica
Centro de Publicaciones

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado:

<http://publicacionesoficiales.boe.es/>

NIPO: 280-12-175-8



DESCRIPTOR 1: BIODIVERSIDAD

Índice

1. INTRODUCCIÓN AL DESCRIPTOR 1	1
1.1 Introducción.....	1
1.1.1. Definición del descriptor	1
1.1.2. Criterios e indicadores aplicables.....	2
1.1.3. Ámbito y limitaciones	4
1.1.4. Ámbito Escala espacial y temporal.....	9
1.1.5. Nexos y solapamiento con otros descriptores de estado ambiental.....	12
1.1.6. Principales presiones e impactos	14
1.2 Fuentes de información.....	19
1.2.1. Legislación y convenios nacionales e internacionales relacionados con el descriptor.....	20
1.2.2. Información disponible y programas de seguimiento.....	23
2. EVALUACIÓN DEL ESTADO AMBIENTAL ACTUAL	28
2.1 Conceptos clave.....	28
2.2 Elementos de evaluación.....	30
2.2.1. Nivel de especie.....	30
2.2.2. Nivel de hábitat	43
2.3 Fundamentos metodológicos de los criterios e indicadores aplicables.....	49
2.3.1. Nivel de especie.....	49
2.3.2. Nivel de hábitat	59
2.3.3. Nivel de ecosistema.....	65
2.4 Determinación de los niveles de referencia.....	70
2.5. Evaluación del estado actual. Principales presiones e impactos	73
2.5.1. Grupo funcional invertebrados	73
2.5.2. Grupo funcional Peces.....	73
2.5.3. Grupo funcional Aves marinas	141



2.5.4. Grupo funcional Reptiles: Tortugas marinas.....	141
2.5.5. Grupo funcional Mamíferos marinos: odontocetos.....	146
2.5.6. Nivel de hábitat	147
2.5.7. Nivel de ecosistema.....	160
2.6. Lagunas de información y conocimiento. Necesidades de investigación y desarrollo de programas de seguimiento	165
3. DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL.....	168
3.1. Nivel de especies	169
3.1.1. Peces, elasmobranquios demersales, e invertebrados móviles (crustáceos y cefalópodos)	169
3.1.2. Mamíferos y reptiles.....	170
3.1.3 Aves	170
3.2. Nivel de hábitat	170
3.2.1. Hábitats costeros	171
3.3. Nivel de ecosistema.....	175
4. REFERENCIAS	177

ANEXOS

ANEXO I. Glosario

ANEXO II. Metodología y fundamento

ANEXO III. Criterio 1.1. Distribución de las especies. Mapas de distribución de las especies más significativas de los peces demersales

ANEXO IV: Fichas de Hábitats

ANEXO V: Criterio 1.2. Tamaño de la población. Soporte gráfico para indicador 1.2.1 (expresado en términos de biomasa relativa) para especies características del grupo funcional peces.

ANEXO VI: Criterio 1.2. Tamaño de la población. Soporte gráfico para indicador 1.2.1 (expresado en términos de abundancia relativa) para especies características del grupo funcional peces



1. DESCRIPTOR 1: BIODIVERSIDAD

1.1 Introducción

1.1.1. Definición del descriptor

El descriptor 1 de la Ley 41/2010 de protección del medio marino, trasposición a la ley española de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (DMEM: 2008/56/CE) dice textualmente "*Se **mantiene la biodiversidad**. La calidad y la frecuencia de los hábitats y la distribución y abundancia de las especies están en consonancia con las condiciones fisiográficas, geográficas y climáticas*".

Según el Convenio sobre la Diversidad Biológica (UNCED, 1992), ésta se define como: "La variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otras cosas, [terrestre], marinos [y otros ecosistemas acuáticos], y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre especies y de ecosistemas".

La complejidad intrínseca de este descriptor es obvia y es imposible realizar una evaluación sobre cada componente del ecosistema. Esto obliga a adoptar aproximaciones lo más pragmáticas posibles y a definir un determinado número limitado y representativo de componentes dentro de los diferentes niveles de organización del ecosistema. Estos componentes o atributos clave del ecosistema son los hábitats y las especies de especial relevancia para la conservación (especies/hábitats vulnerables, amenazados, raros o en peligro de extinción) o para el funcionamiento del ecosistema (especies/hábitats dominantes, bioconstructores o clave desde el punto de vista trófico).

La amplitud de los elementos y conceptos que abarca este descriptor se analizan detalladamente en el documento realizado por un Grupo de Trabajo *ad hoc* organizado por el JRC y el ICES (Cochrane *et al.* 2010). En este trabajo se definen e interpretan una serie de conceptos y términos relacionados con el Descriptor 1 y cómo enfocar su evaluación. Con vistas a la aplicación del concepto Evaluación inicial en este descriptor, se entiende por "Se mantiene la biodiversidad.":

- a) No se producen más pérdidas de diversidad dentro de cada especie (diversidad genética intra-específica), entre especies y de los hábitats/comunidades y los ecosistemas a escalas ecológicamente relevantes,
- b) Deberá plantearse la restauración de los atributos de la diversidad biológica evaluados que estén por debajo de unos niveles objetivo definidos para el Buen Estado Ambiental (BEA), (p.ej. mediante un programa de medidas) para alcanzar un estado mejorado, más próximo a dichos niveles, hasta donde las condiciones intrínsecas lo permitan (cf. art. 1.2a) y



- c) Cuando el uso del medio marino es sostenible, es decir, el nivel de impactos medible no compromete las dos condiciones anteriores.

La pérdidas o cambios en los componentes de la biodiversidad evaluados son referidas a las que se producen por la presión de la actividad humana (antrópica), de forma que la identificación y cuantificación de estas presiones y sus efectos en las especies y hábitats será una pieza clave para la evaluación de este descriptor.

1.1.2. Criterios e indicadores aplicables

Dado que los distintos componentes de la biodiversidad (genes, individuos, poblaciones, comunidades, biocenosis, ecosistemas) son escalas muy diferentes que tienen propiedades propias y que pueden responder de distinta forma y velocidad a las presiones, es necesario abordar la evaluación de cada nivel independientemente. Por ello en la Decisión de la Comisión (2010/477/UE), con el ánimo de elaborar unos enfoques coherentes entre los distintos estados en las fases preparatorias de las estrategias marinas, se establecen una serie de criterios y normas metodológicas aplicables a la evaluación del buen estado ambiental de las aguas marinas. En la resolución se establece además que estos criterios deberán aplicarse para evaluar el grado de consecución del buen estado ambiental (BEA). Los criterios van acompañados de una lista de indicadores que les darán operatividad y deberán permitir la coordinación entre los países dentro de las distintas regiones y el logro de nuevos avances. Muchos de estos criterios e indicadores son comunes a los ya empleados en Directivas y Convenios Internacionales anteriores, cuyos progresos y contenidos deben ser tenidos en cuenta en la evaluación Inicial de esta Directiva.

En el caso del Descriptor 1 se contemplan los siguientes niveles dentro de la diversidad (Van de Bund and Cardoso, 2010):

a) Nivel de especie: La evaluación específica es conveniente cuando, por diversas razones, existe un amplio conocimiento histórico de sus individuos y poblaciones respecto al que existe para otros niveles del ecosistema. Esta situación es típica de especies grandes y/o móviles, que en muchos casos no están relacionadas con un solo hábitat, en contraposición con especies del plancton o del bentos que tradicionalmente se han estudiado colectivamente al nivel de comunidad. En cuanto al análisis de las presiones y los impactos, la información a nivel específico es más completa y tiene un seguimiento temporal, como en el caso de taxones relacionados con la explotación pesquera. El análisis de determinadas especies puede ser también útil cuando aporta información respecto al estado y funcionamiento del ecosistema, hábitat o comunidad ya que ejercen una influencia relevante en estos niveles (p.ej. predadores). Por supuesto, la evaluación a nivel de especie puede ser más práctica y eficiente cuando se trata de cumplir con los requerimientos de convenciones, directivas y políticas nacionales e internacionales (p.ej. listas de especies vulnerables, amenazadas y en peligro de extinción).

Los criterios de evaluación del Descriptor 1 a nivel de especie son los siguientes:



Criterio: 1.1 Distribución de las especies

Indicador: 1.1.1 Área de distribución

Indicador: 1.1.2 Patrón de distribución dentro del rango de distribución y zona cubierta por la especie (para especies sésiles / bentónicas)

Criterio: 1.2 Tamaño de la población

Indicador: 1.2.1 Biomasa y/o abundancia de la población

Criterio: 1.3 Estado de la población

Características demográficas (estructura de tallas, sex-ratio, etc.)

Indicador: 1.3.1 Evolución del percentil 95% de la distribución de tallas

b) Nivel de hábitat/comunidad Los hábitats y sus comunidades asociadas son unidades más o menos identificables, más manejables respecto a la compleja variedad de especies que las componen, que permiten una forma práctica de evaluar la diversidad biológica y su relación con el medio. Los atributos a nivel de hábitat y/o comunidad se encuentran íntimamente relacionados con la calidad abiótica del hábitat y, por tanto, a efectos de los propósitos de esta Directiva 2008/56/CE, la determinación del estado de estos atributos será una aproximación de la diversidad. Por otro lado, muchas presiones actúan directa o indirectamente sobre las propiedades abióticas del hábitat más que directamente sobre las especies que lo componen, excepto en aquellos casos en los que unas pocas especies bioconstructoras representan el soporte físico de la comunidad. El análisis del nivel hábitat es un requerimiento de la Directiva 2008/56/CE para analizar la diversidad biológica con una perspectiva más holística, facilitando no solo la comprensión del conjunto de especies que habitan los diferentes hábitats, sino también la gestión de un componente estructural de la biodiversidad. Según el documento elaborado por Cochrane *et al.* (2010) deberían tenerse en cuenta las siguientes clases de criterios/indicadores para evaluar el descriptor a nivel de hábitat/comunidad:

Criterio: 1.4 Distribución del hábitat

Indicador: 1.4.1 Área de distribución de los hábitats

Indicador: 1.4.2 Patrón de distribución del hábitat

Criterio: 1.5 Extensión de los hábitats

Indicador: 1.5.1 Zona del hábitat

Indicador: 1.5.2. Volumen del hábitat cuando sea pertinente (p.ej. pelágicos)

Criterio: 1.6 Estado de los hábitats

Indicador: 1.6.1. Estado de las Especies y comunidades típicas

Indicador: 1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa relativa, cuando proceda



Indicador: 1.6.3. Condiciones físicas, hidrológicas y químicas

c) Nivel de paisaje En el caso de ciertos paisajes marinos característicos de la Demarcación de Estrecho y Alborán como las escasas lagunas costeras, restos de dunas móviles o cañones y montañas submarinas, si se hubiera información suficiente, su evaluación sería abordada a nivel de hábitat y no de paisaje, siguiendo el criterio de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE).

d) Nivel de ecosistema Se refiere a la estructura de los ecosistemas, atendiendo a su composición y a las proporciones relativas de sus componentes (hábitats y especies).

Criterio: 1.7 Estructura del ecosistema

El término ecosistema es muy amplio, y dependiendo de la escala puede ser equivalente al de “hábitat” en alguna de sus definiciones. Por tanto se han incluido en este nivel, los análisis que trascienden a la población, la comunidad y el hábitat, y se han mantenido en el nivel de “hábitat” aquellos análisis que no trascienden dicho nivel, aunque sí sean interespecíficos, como por ejemplo, el porcentaje de grupos funcionales dentro de un hábitat.

Los indicadores que contempla la EEMM dentro de este criterio son:

Indicador: 1.7.1 Talla máxima media.

Indicador: 1.7.1 Estado de Conservación de los Peces (CSF)

1.1.3. Ámbito y limitaciones

El ámbito de aplicación es la demarcación marina de Estrecho y Alborán, que según la Ley 41/2010 de protección del medio marino es aquella en la que España ejerce soberanía o jurisdicción desde el meridiano que atraviesa el Cabo Espartel (Cádiz) (5° 55'W) hasta una línea imaginaria con orientación 128° respecto al meridiano que pasa por el cabo de Gata (Almería) en la Península Ibérica, la Isla de Alborán (paralelo 36° N), y las ciudades de Ceuta y Melilla, islas Chafarinas y peñones de Alhucemas y Vélez en el Continente africano, y el límite de las aguas jurisdiccionales entre España y Marruecos en el Mar de Alborán (Figura 1). Algunas de las primeras generalidades de la demarcación, pueden leerse según especialidades: geología (SECEG, 1982; Rey y Medialdea, 1989; Hernández-Molina, 1993), oceanografía (Cano *et al.*, 1968; Lanoix, 1974; Rodríguez, 1982; Millot, 1987; Parrilla y Kinder, 1987), plancton (Vives F., *et al.*, 1975; Rodríguez, 1983; Delgado, 1990;), ictioplancton (Rubín *et al.*, 1997; 2001), bentos (Bellan-Santini *et al.*, 1994; Luque y Templado, 2004), algas (Bellón, 1921; Conde y Seoane, 1982; Flores, 1989; Guiry *et al.*, 2002), invertebrados (García-Raso, 1992), peces demersales (Gil de Sola, 1999) y las relaciones entre los diferentes componentes de los ecosistemas (Margalef, 1985; Mercado *et al.*, 2005; De Souza *et al.*, 2005; Subida *et al.*, 2012)...

Como se ha comentado, la principal limitación de la aplicación de este descriptor es su complejidad intrínseca dada la elevada cantidad de especies y hábitats que lo



componen. Cada uno de ellos presentan procesos y escalas espacio-temporales, difíciles de delimitar y poco o nada conocidas en la mayoría de los casos. De los criterios propuestos por la Directiva, algunos se han podido aplicar en la demarcación. Se incluyen angiospermas, principalmente *Posidonia oceanica* y *Cymodocea nodosa*, comunidades de macroalgas bentónicas, invertebrados, fitoplancton, zooplancton, peces, mamíferos, reptiles y aves, así como también microorganismos, cefalópodos pelágicos y el rango de hábitats que se encuentran dentro de los límites de la Demarcación.

La segunda limitación importante es la muy desigual y heterogénea información disponible, entre y dentro, de cada componente del descriptor (especie/hábitat/ecotipo), así como entre áreas y estratos batimétricos. Apenas existen planes de seguimiento continuos en el tiempo y en el espacio de los fondos marinos, de su estructura, composición y funcionamiento de las poblaciones, comunidades, hábitats y ecosistemas. Los criterios expuestos por la Directiva requieren recopilar la información en un sistema de información geográfica (SIG), sobre los diferentes criterios e indicadores de cada componente del descriptor, con las presiones antrópicas, lo cual solo es posible en algunos pocos casos concretos.

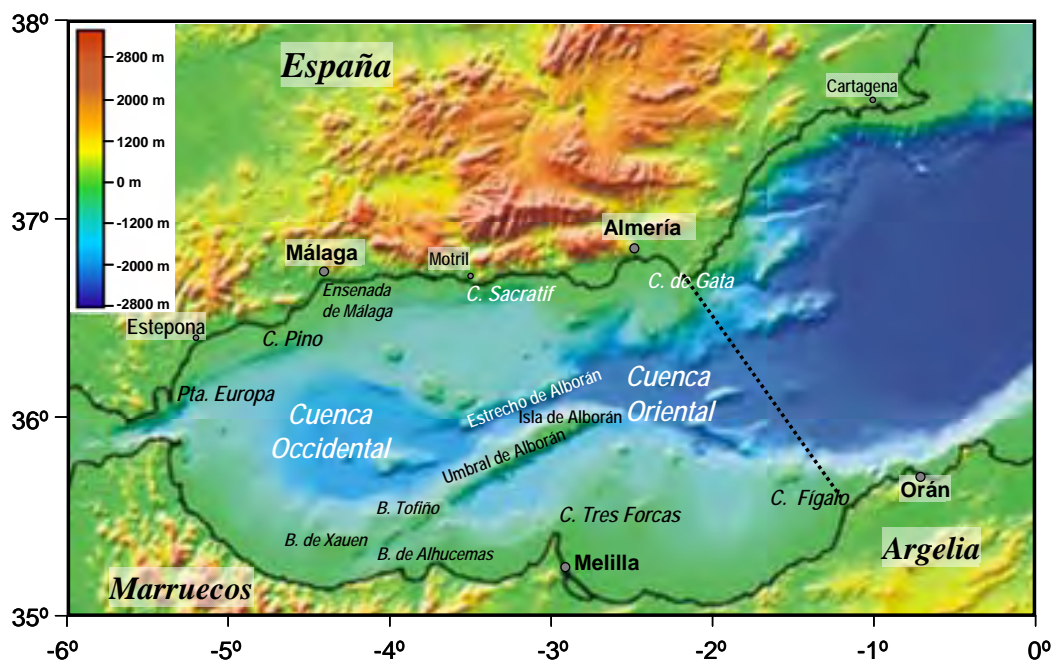


Figura 1. Extensión de la demarcación de Estrecho y Alborán (Ramírez, T. 2007).

La Directiva de Hábitats (92/43/CEE) debe haber definido las zonas con un estado de conservación desfavorable causado por la presión de la actividad humana sobre los hábitats prioritarios, pero esta información solo está disponible para muy pocos lugares de la demarcación. La Directiva Marco de Agua (2000/60/CE) ha realizado un



pormenorizado análisis de presiones en las masas de agua costera, pero esta información no ha estado disponible para este informe, además de que solo cubre una pequeña parte de la demarcación y no incluye presiones importantes necesarias para la evaluación de las EEMM. Para esta evaluación se han utilizado todo tipo de fuentes de información de presiones disponibles por las administraciones públicas estatales, recopiladas por el CEDEX para elaborar una serie de capas de presiones con las que se ha cruzado la información espacial de hábitat y especies. La idoneidad de utilizar una determinada fuente de información de presiones se ha determinado en cada caso según, la calidad de la información contenida, la región, la especie/hábitat o su correspondencia con la situación real actual.

La franja costera es donde se concentra un mayor número de programas de seguimiento debido, entre otros aspectos, a que son el ámbito de implementación de Directivas anteriores vigentes (Directiva de Hábitats y Directiva Marco del Agua), al mayor acceso para el estudio científico y técnico mediante todo tipo de métodos directos (buceo) o indirectos (acústica, vídeo, satélite..), al seguimiento de determinados tipos de hábitat de interés pesquero, científico o de conservación (p.ej. programas de seguimiento de praderas de *P. oceanica* y *Cymodocea spp.* o poblaciones de *Corallium rubrum* en la Isla de Alborán) y la protección de áreas marinas, ya sea con Reservas Marinas (Templado *et al.*, 2006) o con arrecifes artificiales. En esta zona costera coinciden numerosos proyectos de cartografía de hábitats, muy necesarios para las dos administraciones, para la planificación y gestión de las actividades de construcción y puertos, altamente concentradas en esta zona y, por tanto, con un elevado grado de conflicto entre la explotación y la conservación. Aun así, si bien toda esta información cubre un área importante entre los 0 y 50 m, no es homogénea ni continua en el espacio y en el tiempo, si quiera en metodología, precisión y resolución, circunscribiéndose a un número muy limitado de hábitats y comunidades, lo que dificulta enormemente su empleo en una evaluación global del descriptor.

A medida que nos alejamos de esta franja costera la información disponible es mucho menor debido a la menor confluencia y densidad de usos y la menor accesibilidad a mayores profundidades. En estas zonas más alejadas de costa y/o profundas de la Demarcación, la información sobre hábitats se limita a la obtenida en las campañas rutinarias (anuales) de arrastre de fondo (MEDITS) que desarrolla el IEO en los fondos circalitorales y batiales (30-800 m de profundidad) sedimentarios tanto en la península como en la isla de Alborán, desde el año 1994 (Bertrand *et al.*, 2002). Es el único programa que aporta información espacio-temporal continua de este tipo de hábitat. Algún otro proyecto de actuación sobre los fondos de la demarcación ha sido puntual sin información disponible para este informe. El proyecto EUSeaMap (<http://jncc.defra.gov.uk/>) es otro que aporta información espacial de hábitats bentónicos en las zonas profundas.

Por lo tanto hay numerosas lagunas de información sobre la evolución espacio-temporal de los componentes de la biodiversidad y las presiones asociadas cuya



identificación deben ser una prioridad para acometer una evaluación global de la demarcación y su seguimiento posterior.

Algunas de las principales lagunas de información son:

- La información global de las ciudades autónomas de Ceuta y Melilla además de las islas y peñones en el norte de África, no han sido tomadas en consideración para este informe por la ausencia de información y trabajos en el tiempo.
- Heterogeneidad y dispersión de la información para la mayoría de especies y hábitats.
- En el caso de los hábitats y especies bentónicos, la información se encuentra concentrada en muy pocas áreas. Muchas especies y comunidades de muy alto interés para su conservación y seguimiento (dentro incluso de normativas y listas internacionales) carecen de programas de seguimiento específicos, que permitan evaluar su estado, incluso en la zona costera más accesible.
- En otros casos existe duplicidad de la información disponible, incluso para un mismo descriptor de un mismo hábitat o especie. La duplicidad de la información cartográfica ha complicado el progreso de la evaluación en la Demarcación de Estrecho y Alborán ya que la ausencia de información complementaria y metadatos, crea una enorme confusión sobre la precisión y fiabilidad de los datos disponibles. En este sentido, la laguna consiste en realizar un trabajo de coordinación, compilación, análisis y estandarización de las diversas fuentes existentes con vistas a su unificación para hacer viable su empleo en la evaluación requerida por las EEMM.
- La información cartográfica de hábitats bentónicos en zonas profundas, a partir de los 50 m de profundidad, es muy poco precisa y fiable.
- La biodiversidad genética dentro de las especies/poblaciones, esta afecta a todos los ecotipos, puesto que los estudios al respecto son muy puntuales.
- En el ecotipo peces: en los peces y elasmobranquios demersales las especies con rango de distribución batimétrica superior a 700 m y a menos de 50 m., la información resulta demasiado inconexa tanto espacial como temporalmente para poder realizar una evaluación eficaz. Al igual que ocurre con los ecotipos de invertebrados pelágicos y bentónicos, en los que las evaluaciones se basarán en las de los hábitats característicos de las especies cuando estas estén asociadas a un hábitat en concreto. En el caso de los tiburones pelágicos (UNEP MAP RAC/SPA, 2003) el problema es que se trata de especies migradoras que como las aves, tortugas y cetáceos se desplazan fuera de las aguas de jurisdicción españolas, estando sujetas a presiones, principalmente pesqueras, y ambientales de difícil evaluación y seguimiento, con lo que no se puede realizar una evaluación de su estado de conservación fuera de los datos manejados en la evaluación pesquera a través de los organismos



internacionales de evaluación (conservación) como la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (ICCAT), el Consejo Internacional para la Explotación del Mar (ICES) o el Consejo General para las Pesquerías del Mediterráneo (GFCM-FAO)

- En el caso de los Reptiles marinos el principal problema es la falta de información continua. Existen datos del IEO de observadores en pesqueros, marcado y varamientos. Por desgracia, los datos no son homogéneos ni son suficientes para la evaluación de tendencias en las abundancias. El ámbito de geográfico de aplicación de la Ley 41/2010, para la Protección del Medio Marino, para las especies de reptiles marinos no se ajusta a la distribución natural de las poblaciones de tortugas que comprende su presencia en otras aguas jurisdiccionales e internacionales. La identificación de presiones e impactos en una determinada región es muy importante, ya que puede tener consecuencias en la evolución de estas especies que por ejemplo en el Mediterráneo han perdido toda posibilidad de volver a criar en unas playas altamente humanizadas. Los diferentes indicadores se han desarrollado sólo hasta donde los datos disponibles en la demarcación lo han permitido.
- En el caso de los invertebrados bentónicos, las especies sésiles o con movilidad reducida se considera que su evaluación debe ir asociada a la de sus hábitats, mientras que en el resto de especies la información resulta demasiado inconexa tanto espacial como temporalmente para poder realizar una evaluación eficaz.
- Hábitats: El ámbito batimétrico de la evaluación en la Demarcación de Estrecho y Alborán va desde el dominio mediolitoral superior hasta el batial. Se dispone de poca información a profundidades superiores a los 1000 m, por tanto la evaluación se ha realizado sólo hasta el talud superior, lo que representa solo una parte del área marina total de la Demarcación. No existen planes de seguimiento continuos en el tiempo y en el espacio de los fondos marinos, de la estructura, composición y funcionamiento de sus poblaciones, comunidades, hábitats y ecosistemas. Son excepción, los estudios contemplados dentro de la Directiva Marco del Agua (DMA) en la zona mediolitoral e infralitoral y las campañas de arrastre de fondo (MEDITS) que desarrolla el IEO en los fondos sedimentarios circalitorales y batiales (30-800 m de profundidad) La investigación de los hábitats marinos en la Demarcación está en una fase muy temprana, no habiéndose pasado de la etapa descriptiva. La información relativamente continua existente se centra en algunos puntos de la costa, el circalitoral y batial sedimentarios siendo muy dispersa la de los fondos rocosos de cualquier profundidad muy importantes en la demarcación Estrecho-Alborán. La información sobre fondos mediolitorales e infralitorales, de cualquier sustrato, no es escasa pero se encuentra muy dispersa. La heterogeneidad que conlleva esa información la hace imprecisa para su seguimiento.

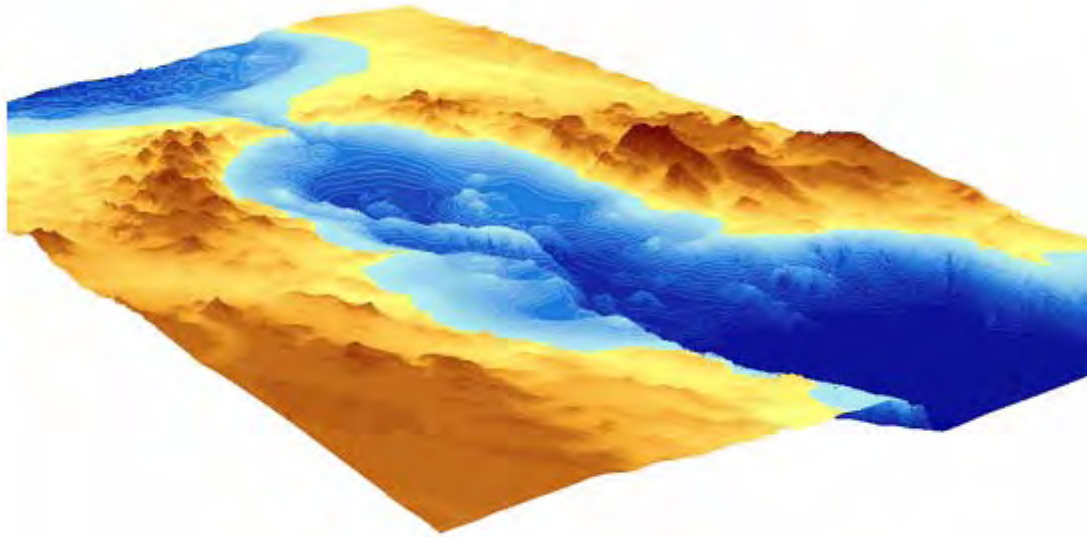


Figura 2. Batimetría del mar de Alborán (Fuente IEO)

Dada la complejidad y la variación subregional de la diversidad biológica y la información relacionada, no es posible por ahora proporcionar una evaluación global (o única) de la biodiversidad y de todos sus componentes (Rodríguez y Ruiz, 2010). En la situación actual tampoco se puede proponer un conjunto de indicadores que abarquen la mayoría de los aspectos que expliquen la biodiversidad. Por otra parte, la agregación de estos conjuntos de indicadores en evaluaciones más amplias, probablemente enmascararían las variaciones significativas de las características ecológicas e impediría la identificación de los principales impactos y/o lugares que necesiten medidas correctoras. Más aún, a menudo, estos procesos de agregación no tienen bases científicamente sólidas. Por lo tanto son necesarios ulteriores estudios, a escala subregional, para determinar el conjunto de indicadores adecuados que proporcionen una información comprensiva del estado de los ecotipos/hábitats. No obstante se ha utilizado como aproximación al estado del ecosistema, el ecotipo de los peces demersales y los indicadores: talla media máxima y estado de conservación de los peces, como un subrogado de la biodiversidad en el ecosistema que a pesar de ello no debe tomarse como el estado del ecosistema, sino una aproximación para evaluar los progresos obtenidos a partir de las medidas de gestión adoptadas.

1.1.4. Escala espacial y temporal

La escala espacio-temporal de la evaluación depende del nivel y componente y la información disponible en cada caso.



Para el caso de los **hábitats bentónicos**, en función de la forma en que se distribuyen dichos hábitats y la información disponible estamos obligados a diferenciar dos grandes escalas espaciales de evaluación:

- a) **Zona costera:** entre la línea de costa y la isobata de 50 m se concentra, aproximadamente, el 85% de los hábitats descritos para la Demarcación de Estrecho y Alborán en la lista oficial elaborada por el grupo de expertos del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (Luque, A y J. Templado, 2004). Si bien es cierto que los hábitats más profundos han sido estudiados con menor detalle, aun así el ecosistema marino costero alberga una concentración extraordinaria de biodiversidad propia de una heterogeneidad ambiental extrema. Esta franja costera representa una pequeña parte del ecosistema marino mediterráneo, pero es considerado un “punto caliente” (“hotspot”) de biodiversidad marina (Templado *et al.*, 2009). Por otro lado, es en esta estrecha zona donde el ecosistema marino interacciona más inmediatamente con los ecosistemas terrestres y donde se concentra una gran variedad de presiones antrópicas de naturaleza y escalas de acción muy diferentes (Ocaña y Sánchez, 2006). Por último, en estas zonas coinciden competencias de todas las administraciones públicas (Estatal, Comunidades Autónomas, Diputaciones, Ayuntamientos, etc.) que han destinado abundantes (pero no suficientes) esfuerzos al estudio, seguimiento y gestión de diversos aspectos relacionados con los hábitats marinos costeros.
- b) **Zona demersal-oceánica:** hábitats y comunidades que se distribuyen sobre escalas espaciales mucho más extensas y homogéneas entre 50 y 800. Esta zona se encuentra dominada por fondos sedimentarios de los pisos circalitoral y batial en los que, como se describe más abajo, la única información disponible de forma más y extensa es la aportada por las campañas MEDITS (Abelló *et al.*, 2002) del IEO. Esta información ha permitido el análisis de los hábitats propios de estas zonas sedimentarias profundas con una resolución espacial de 5 x 5 millas en toda la demarcación (Gil de Sola, 1999). Respecto a los fondos rocosos, el proyecto EUSeaMap aporta información sobre su distribución espacial aunque con una precisión cuestionable, siendo muy puntual la información sobre la composición de especies y comunidades (y su estado) de estos hábitats (véanse informes de OCEANA y del proyecto INDEMARES correspondientes a prospecciones realizadas en esta demarcación).

La **escala temporal** de la evaluación está supeditada a la calidad y cantidad de las bases de datos disponibles para las distintas especies, ecotipos y hábitats. Así mismo se ha tenido en cuenta la recomendación de la Directiva en el artículo 6.2: “*Los Estados miembros, en cada región o subregión marina, harán todo lo posible, recurriendo a los foros internacionales correspondientes, incluidos los mecanismos y estructuras de los convenios marinos regionales, por coordinar sus acciones con los terceros países bajo cuya soberanía o jurisdicción estén las aguas de la misma región o subregión*”. En



este sentido, para el caso de los fondos sedimentarios circalitorales y batiales se ha aprovechado la coordinación con otros programas de investigación internacional existentes (como la información proveniente de las campañas de arrastre coordinadas por la CEE: MEDITS) para utilizar los datos de forma uniforme, reduciendo al mínimo los muestreos. Por lo tanto las evaluaciones de los descriptores y las campañas de muestreo, se han conducido en el caso de hábitats y especies incluidos dentro del ámbito de estos estudios con carácter anual (Abelló *et al.*, 2002) a partir del 1994 durante la primavera. De esta forma, las series de datos de los distintos indicadores para estos hábitats y grupos funcionales cuentan con el año natural como escala temporal.

En el caso de los hábitats más costeros (infralitorales y circalitoral superior) y los de fondos rocosos profundos, se carece por lo general de este tipo de información y es difícil aplicar cualquier tipo de análisis temporal para determinar las tendencias de los diferentes componentes del ecosistema (UNEP-MAP, MCSD, 2001). Muy pocos hábitats costeros del Mediterráneo disponen de series temporales más o menos largas a la escala de la Demarcación entera. Las praderas de *Posidonia oceanica* han sido monitorizadas desde hace aproximadamente unos 10 años en todas las Comunidades Autónomas del Mediterráneo, con una periodicidad anual, bien debido a su importancia como hábitat de interés pesquero o por estar incluido en el ámbito de Directivas anteriores. La reserva marina de la isla de Alborán y otras áreas marinas protegidas, son zonas en las que existen programas de seguimiento periódico de determinadas comunidades como las del coralígeno (monitorización de poblaciones de coral rojo y gorgonias). En cualquier caso la escala temporal de la evaluación deberá ajustarse al conocimiento disponible de las diferentes especies, poblaciones y comunidades en cada localidad y área de la demarcación.

En el caso de los peces demersales e invertebrados bentónicos, la evaluación del presente descriptor se han basado en el programa de campañas de muestreo de los recursos demersales y bentónicos de los fondos arrastrables de las aguas del Mar de Alborán, que viene realizándose anualmente en primavera desde 1994 (Gil de Sola, 1999). De esta forma, las series de datos de los distintos indicadores cuentan con el año natural como escala temporal. Para los hábitats de fondos duros o infralitorales, para los que no se cuenta con este tipo de información, la escala temporal, al igual que ocurre con la espacial, se adaptó a la información existente, variando enormemente en función del hábitat (ver Anexo IV Fichas de hábitats) e incluso dentro del propio hábitat en función de la zona. En el caso de los tiburones pelágicos ver: UNEP MAP RAC/SPA, 2003; Cavanagh and Gibson, 2007 y García Núñez, 2008.

En el caso de los reptiles, si bien el ámbito geográfico del estudio se circunscribe a la Demarcación de Estrecho y Alborán, los límites reales de los datos trabajados no se corresponden exactamente a los límites de la demarcación, ya que se ha trabajado sobre el área en el que opera la flota de palangre española. A su vez, esta área se ha subdividido en cuadrículas de un grado por un grado para realizar las estimas de las



CPUEs (Capturas por Unidad de Esfuerzo). La escala temporal que se ha adoptado se ha ajustado a la duración de las campañas de observadores a bordo llevadas a cabo por el IEO a bordo de buques pesqueros que operan en la demarcación con palangre de superficie entre los años 1999 y 2010. Para los varamientos, la escala temporal corresponde al registro realizado por de la Junta de Andalucía entre los años 2007 y 2011 (Consejería de Medio Ambiente 2008-2009-2010).

La DMEN recomienda que se hagan evaluaciones del BEA cada seis años como mínimo. Las variaciones ecológicas cambian en función del nivel analizado (especie, hábitat, ecosistema) así como dentro del propio nivel en función del hábitat o la especie. De esta forma, aunque haya un mínimo legal exigido, es necesario adecuar la estrategia de muestreo a las características de desarrollo de las distintas unidades, llámese especie o hábitat o especie/hábitat. Por otro lado deben obtenerse registros de la componente ambiental para poder seguir caracterizando la zona y observando los cambios en las presiones existentes. Es por tanto necesario considerar que muchos aspectos de la evaluación de la biodiversidad tienen que ser desarrollados con mayor criterio y profundidad. En el futuro esta situación deberá ser subsanada mediante una mejor coordinación y ampliación de los programas de seguimiento ya existentes y mediante la creación de nuevos programas de seguimiento que permitan abarcar un mayor número de especies y hábitats. La escala temporal de estos seguimientos deberá estar de acuerdo con la dinámica de cada especie/hábitat y deberá permitir la evaluación del cumplimiento del buen estado ambiental requerida por las EEMM cada 6 años.

1.1.5. Nexos y solapamiento con otros descriptores del estado ambiental

El Descriptor 1 tiene un campo de aplicación muy amplio, tanto desde el punto de vista biológico como geográfico. Por ello, interactúa con, y es influido por, muchos otros aspectos del medio marino, tanto naturales como antropogénicos, lo que hace que el solapamiento y los nexos con los demás descriptores con respecto al BEA sean múltiples y complejos de analizar y evaluar. La relación entre el descriptor de biodiversidad y el resto de descriptores para la determinación del BEA se resume en la Tabla 1.

Tabla 1. Interacción entre el Descriptor 1 (biodiversidad) y los demás descriptores para la determinación del BEA (Buen Estado Ambiental)

Descriptor (D)	Objetivo del descriptor de importancia para el D1	Interacción con D1
D2 Especies alóctonas	‘...en niveles que no afectan de forma adversa a los ecosistemas’	<ul style="list-style-type: none"> • Competencia por el hábitat y / o alimentos. • Cambio en la composición de las especies dominantes en la comunidad.
D3 Especies comerciales	‘...presentando una distribución de la población por edades y tallas que demuestra la buena	<ul style="list-style-type: none"> • Impacto en las comunidades/ hábitats bentónicas/os. • Reducciones en las poblaciones objetivo y



	salud de las reservas.'	especies que constituyen un by-catch.
D4 Redes tróficas	'...se presentan en abundancia y diversidad normales y en niveles que pueden garantizar la abundancia de las especies...'	<ul style="list-style-type: none"> • Daño a las especies incluyendo mortalidad de especies no objetivo descartadas o daños durante la pesca
D5 Eutrofización	'los efectos adversos como pueden ser las pérdidas en biodiversidad, la degradación de los ecosistemas...'	Enlaces de funcionamiento de los ecosistemas a la estructura de tallas de las especies y abundancias relativas entre las especies en un grupo trófico.
D6 Integridad de los fondos marinos	'...que garantiza que la estructura y las funciones de los ecosistemas están resguardadas...'	Puede causar una mayor abundancia de especies de plantas (fitoplancton y macroalgas), con los consiguientes efectos en otras partes de sus comunidades.
D7 Alteración de las condiciones hidrográficas	'...las condiciones hidrográficas no afecta de manera adversa a los ecosistemas marinos.'	Determina la estructura y composición de los hábitats del fondo marino, un factor clave para determinar la composición de especies de las comunidades bentónicas.
D8 Contaminación	'...a niveles que no dan lugar a efectos de la contaminación.'	<ul style="list-style-type: none"> • El movimiento del agua y los regímenes de temperatura / salinidad juegan un papel importante en la determinación de la composición de especies de los hábitats / comunidades. • Influye directamente en el tipo de sedimento. • La acidificación del océano podría debilitar partes calcáreas de los cuerpos de organismos con exoesqueleto calcáreo.
D9 Contaminación de alimentos	'no superan los niveles establecidos por la legislación comunitaria o por otras normas'	<ul style="list-style-type: none"> • Los posibles efectos eco-toxicológicos sobre las especies. • Existe un vínculo con el D4 y por ende con el D1 para los compuestos que toman parte en procesos de biomagnificación. • La asfixia de las especies (especialmente aves) por los derrames de petróleo.
D10 Basura marina	'no causan daño al medio ambiente marino y costero'	<ul style="list-style-type: none"> • Los posibles efectos eco-toxicológicos sobre los peces salvajes (en su ambiente natural) y mariscos. • Existe un vínculo con el D4 y por ende con el D1 para los compuestos que toman parte en procesos de biomagnificación.
D11 (Energía) Ruido submarino	'no causan daño al medio ambiente marino'	<ul style="list-style-type: none"> • Afecta a algunas especies (por ej. tortugas,) si las ingieren o si quedan enredadas en la basura (por ejemplo, redes) • Causa de sofocamiento y daños (a través de la abrasión) en organismos bentónicos.
		Pueden alterar algunas especies (especialmente reconocido en los cetáceos pero también en peces y otros grupos)

Los denominados como predadores apicales: Tiburones pelágicos, pelágicos migradores, aves marinas, cetáceos, tienen un papel preponderante en las cadenas tróficas marinas como consumidores finales, por lo que los indicadores elegidos para evaluar su situación BEA están en el domino del Descriptor 4.



1.1.6. Principales presiones e impactos

Los impactos y presiones que pueden afectar a los componentes de la diversidad biológica son muchos y difícilmente son previsibles. Los efectos de estas presiones e impactos sobre la diversidad biológica varían enormemente dependiendo del nivel de organización al que se observen tales efectos (genes, poblaciones, comunidades...), la sensibilidad o resistencia de cada componente del ecosistema a las perturbaciones, su capacidad de recuperación (resiliencia) y las características de las mismas (tipo, intensidad, frecuencia y duración), pero las respuestas generales se pueden resumir en las siguientes:

Reducción de la diversidad (genes, especies, comunidades y hábitats). Bien sea en forma de disminución general de las especies, o bien como un aumento de los taxones oportunistas.

Diversos efectos letales y sub-letales, como la reducción en el éxito reproductivo de las especies, su crecimiento o productividad, la reducción del área ocupada por un determinado hábitat o de la densidad y/o biomasa de sus especies características.

Reubicación temporal o permanente de las especies móviles o cambios en el rango de distribución de los hábitats y comunidades.

Se mencionan los principales tipos de presiones e impactos identificados en la Demarcación de Estrecho y Alborán (Robles, 2010; Rodríguez *et al.*, 2010), susceptibles de causar, o que han causado, alguno de los efectos mencionados sobre alguno de los componentes de la diversidad biológica:

1. Construcciones permanentes relacionadas con infraestructura turística. Se incluyen los puertos deportivos y las playas artificiales, así como las infraestructuras asociadas (canalizaciones, urbanizaciones, etc.) a la nueva urbanización. Causan una pérdida directa de hábitat en la superficie ocupada por la obra y el deterioro indirecto de los hábitats de las inmediaciones, debido a modificaciones de la hidrodinámica y sedimentología local, contaminantes procedentes de dársenas portuarias o acumulación de nutrientes y materia orgánica. Los puertos deportivos son puntos de introducción de especies invasoras (Galil *et al.*, 2002; Golani *et al.*, 2002; Zenetos *et al.*, 2010) y focos de alta densidad de tráfico marítimo. Afecta principalmente a comunidades características de hábitats someros bentónicos (Fernández-Torquemada *et al.* 2005, González-Correa *et al.* 2008) y es una importante amenaza de comunidades particularmente relevantes, raras y vulnerables como las plataformas de *Dendropoma paetreum*, las cornisas de *Lithophyllum byssoides*, las praderas de *Zostera noltii* o los cinturones de *Cystoseira* spp y otras feofíceas. Estos ambientes someros son clave además para el reclutamiento de muchas especies de ícticas, crustáceos y moluscos (Gofas *et al.*, 2011), muchas de ellas de elevado interés pesquero. La evaluación de las presiones e impactos de esta actividad tiene también relación con la de los descriptores 2, 5, 6, 7, 8 y 11.



2. Instalaciones portuarias. Se incluyen aquí los 3 grandes puertos comerciales, industriales y pesqueros y los de Ceuta y Melilla. Causan impactos similares a los mencionados para las infraestructuras turísticas, pero a una mayor escala espacial. Debido a sus grandes dimensiones pueden causar un impacto significativo no solo en el hábitat bentónico somero, sino también en comunidades circalitorales en algunos lugares como el Puerto de Motril, así como en los hábitats y grupos funcionales pelágicos. La evaluación de las presiones e impactos de esta actividad tiene también relación con la de los descriptores 2, 5, 6, 7, 8 y 11.

3. Dragados para extracción de sedimentos marinos. En décadas anteriores (sobre todo entre los 80 y 90) se han realizado dragados para la extracción de sedimentos marinos para ser empleados en la construcción de playas artificiales. Algunos de estos dragados causaron la destrucción parcial y total de hábitats particularmente sensibles como las praderas de *Zostera noltii*. Durante la operación de dragado otros efectos pueden causar impactos indirectos sobre los hábitats vecinos, como el incremento de la turbidez, la hipersedimentación o la movilización de nutrientes y materia orgánica contenida en los sedimentos marinos. Actualmente las zonas de dragado contempladas para este tipo de operaciones afectan directamente a fundamentalmente a comunidades del detrítico circalitoral y pueden afectar indirectamente a praderas profundas de angiospermas marinas, comunidades de maërl y de los hábitats de roca profunda. La evaluación de las presiones e impactos de esta actividad tiene también relación con la de los descriptores 5, 6 y 7.

4. Pesca de arrastre. Esta actividad extractiva está prohibida a profundidades menores de 50 m. La consecuencia de la práctica ilegal de este arte de pesca ha causado un impacto tal que ha destruido parcial o totalmente enormes extensiones de las principales comunidades biogénicas infralitorales (praderas de *Posidonia oceanica*) y circalitorales (maërl y coralígeno) (Bordehore *et al.*, 2003; Ballesteros, 2006). Aunque en las últimas décadas se han protegido numerosas zonas de este impacto mediante arrecifes artificiales, y la flota de arrastre del Mediterráneo se ha visto considerablemente reducida, implantándose un sistema de control sobre los barcos pesqueros llamado VMS (*Vessel Monitoring System*). Se trata de un sistema que periódicamente (en promedio, aproximadamente cada dos horas, pero es muy variable, ya que según el día y del barco puede oscilar entre media hora y 4 horas) emite una señal, que se trasmite vía satélite a un centro de control de la Secretaría General de Pesca. (Descriptor 6). La cuestión de las especies descartadas es un problema añadido para la comprensión de la evolución de las poblaciones y comunidades asociadas (Carbonell *et al.* 1998). La evaluación de las presiones e impactos de la actividad pesquera tienen relación con la del descriptor 6.

5. Fondeo regulado y no regulado. El fondeo regulado hace referencia al que se realiza en los fondeaderos regulados por las Autoridades Portuarias para grandes buques en tránsito. El fondeo no regulado se refiere al que realizan las embarcaciones deportivas en cualquier cala o playa del litoral sin ningún tipo de control. La primera puede



afectar al estado de comunidades circalitorales por el impacto mecánico de anclas y cadenas de grandes dimensiones. El segundo tipo afecta fundamentalmente a comunidades de hábitat someros infralitorales, pero en especial las praderas de *P. oceanica* y es una importante amenaza para las poblaciones dispersas de *Zostera noltii*. En este último caso los impactos pueden ser permanentes (implican la instalación de estructuras de fondeo) o temporales (fondeo con ancla). Otro tipo de fondeo no controlado es el que se produce en fondos rocosos para la práctica del buceo o la pesca submarina, que causa erosión de la biocenosis y destrucción parcial de las especies bioconstructoras como las gorgonias. Los fondeaderos son focos de introducción y dispersión de especies alóctonas y de aportes de aguas residuales ricas en nutrientes y materia orgánica susceptibles de causar efectos locales y temporales de eutrofización. La evaluación de las presiones e impactos de esta actividad tiene también relación con la de los descriptores 2, 5, 6 y 8.

6. Acuicultura. Causan el deterioro de los hábitat bentónicos debido principalmente a los aportes en exceso de nutrientes y materia orgánica en columna de agua y sedimentos. Otros efectos sobre el ecosistema son el aporte de contaminantes sintéticos (antibióticos) y no sintéticos (metales pesados) y contaminación biológica por el escape de genotipos y especies alóctonos. En la actualidad la actividad acuícola se concentra en aguas más distantes y profundas (30-40 m), aunque no lo suficientemente remotas como para descartar su influencia sobre las praderas de *P. oceanica* y otras comunidades infralitorales (Ruiz *et al.* 2009) y con una influencia más directa sobre hábitat y comunidades circalitorales de elevado valor ecológico como las comunidades de maërl (Aguado *et al.*, 2007). Deben tenerse en cuenta también los efectos sobre el ecosistema pelágico relacionados con la concentración de biomasa de especies pelágicas alrededor de las jaulas y las consecuencias en la actividad pesquera local. La evaluación de las presiones e impactos de esta actividad tiene también relación con la de los descriptores 2, 5, 8, 9 y 10.

7. Vertidos urbanos. Los vertidos de residuos urbanos contienen una importante carga orgánica y de diferentes tipos de contaminantes (detergentes, fármacos, etc.) que están causando el deterioro de los hábitats infralitorales sensibles (praderas de *P. oceanica* y comunidades de hábitats rocosos con *Cystoseira spp.* y *Dendropoma spp.*), pero que en la actualidad también actúan sobre comunidades circalitorales de fondos detríticos comunidades de maërl y de roca circalitoral. Deben ser tenidos en cuenta también los efectos de la construcción y mantenimiento (roturas) de los emisarios submarinos, los efectos del vertido sobre los hábitats pelágicos y sobre los recursos pesqueros locales. La evaluación de las presiones e impactos de esta actividad tiene también relación con la de los descriptores 5, 6, 8 y 10.

8. Vertidos industriales. Son vertidos de la industria química y petroquímica (o de industrias de almacenaje asociadas) que aportan al medio marino sustancias tanto sintéticas como no sintéticas, potencialmente tóxicas y peligrosas para el medioambiente, sus especies, ecotipos, hábitats y comunidades. En el caso de



industrias de fertilizantes, los vertidos producen además efectos relacionados con la eutrofización. Casos especialmente llamativos, descritos en el Golfo de Vera, han supuesto la pérdida de superficies importantes de praderas de *P. oceanica* causadas por los vertidos de una fábrica de Deretil (Almería) o la colmatación de la bahía de Portman (Murcia). Sus efectos sobre las comunidades y grupos funcionales pelágicos deben ser también evaluados. La evaluación de las presiones e impactos de esta actividad tiene también relación con la de los descriptores 5, 8, 9 y 10.

9. Vertidos plantas desalinizadoras. Son vertidos de la salmuera resultante de la desalación de agua de mar por ósmosis inversa, cuyas plantas están proliferando en la última década en las costas de la demarcación. Pueden causar efectos tóxicos sobre la fauna y flora bentónica dando lugar al deterioro e incluso regresión de las comunidades bentónicas sobre las áreas sobre las que se dispersan estos vertidos, ya que debido a las particulares características de las “masas de salmuera”, pueden dispersarse a varios kilómetros desde el punto vertido (Fernández-Torquemada, *et al.* 2005b, 2009). El efecto tóxico se produce por el incremento de la propia salinidad del medio, aunque otras sustancias químicas añadidas en el proceso de ósmosis podrían contribuir a la toxicidad del vertido (p.ej. metabisulfito). Se ha comprobado que hábitats de alto valor ecológico como las praderas de *P. oceanica* son particularmente sensibles a pequeños incrementos de la salinidad del medio y a medio y largo plazo son significativamente alteradas por estos vertidos (Fernández-Torquemada, *et al.* 2005a, García, *et al.* 2007, Ruiz, *et al.* 2009). La evaluación de las presiones e impactos de esta actividad tiene también relación con la de los descriptores 5, 6 y 8.

10. Vertidos térmicos. Son vertidos de agua más cálida que la del medio receptor típicos de centrales térmicas y nucleares. Dado el conocido efecto del incremento de la temperatura en la actividad y supervivencia de los organismos, su influencia se considera que causa la alteración de las comunidades bentónicas y pelágicas de la zona costera afectada (principalmente infralitoral) del descriptor 7.

11. Vertidos de material dragado. Contempla el vertido de material dragado de dársenas portuarias altamente contaminante y rico en materia orgánica. Su elevado contenido en materiales finos produce además importantes efectos indirectos relacionados con cambios en la disponibilidad de luz (turbidez), la sedimentación vertical y la disponibilidad de nutrientes. Se realizan fundamentalmente sobre comunidades profundas del circalitoral por lo que puede potencialmente afectar a las comunidades detríticas, maërl y comunidades de hábitat de roca circalitoral. Se debe tener en cuenta el efecto de estos vertidos sobre poblaciones de interés comercial. La evaluación de las presiones e impactos de esta actividad tiene también relación con la de los descriptores 5, 6 y 8.

12. Marisqueo no regulado. Extracción selectiva, no regulada, de especies de invertebrados costeros como el dátil de mar *Lithophaga litjophaga* (en mediolitoral inferior) o algunas especies de gusanos anélidos y simpuncúlidos (en playas y sedimentos infralitorales someros) para su comercialización. En el caso del dátil de mar



su extracción de la roca se realiza por métodos destructivos y ha supuesto la destrucción de plataformas de vermetidos en muchas zonas donde estas bioconcrecciones alcanzan sus mayores desarrollos en la demarcación (Templado, *et al.*, 2009). La evaluación de las presiones e impactos de esta actividad podría tener relación con el descriptor 3.

13. Impacto del buceo. La intensificación del buceo deportivo en algunas zonas de la demarcación (incluso en áreas protegidas) causó efectos negativos documentados sobre la integridad y estado de muchas especies bioconstructoras características de comunidades rocosas infralitorales y circalitorales. La evaluación de las presiones e impactos de esta actividad tiene también relación con la del descriptor 7.

14. Extracción de coral rojo. Es necesario evaluar el impacto de la explotación comercial de *Corallium rubrum* sobre las poblaciones de esta especie y los hábitat que ocupan. Es una de las principales amenazas reconocidas para las comunidades de esta especie (PNUMA-PAM-CAR/ZEP, 2008, UNEP-EEA, 2006).

15. Especies invasoras. La introducción de especies invasoras tiene efectos claros sobre la diversidad biológica, su composición, estructura y función. Son capaces de transformar las características y funcionamiento de las comunidades, ecotipos y poblaciones en hábitats bentónicos y pelágicos. Las introducciones más relevantes detectadas en la Demarcación de Estrecho y Alborán y su impacto en el ecosistema son tratadas de forma específica en la evaluación del Descriptor 2.

Otras presiones a considerar:

- pesca con palangre, cerco, redes de deriva, etc.
- pesca artesanal
- pesca deportiva
- tráfico marítimo
- maniobras militares
- cableado y conducciones submarinas
- campos de aerogeneradores
- plataformas petrolíferas
- extracciones de mineral y gas

Aspectos específicos relativos a los efectos depresiones e impactos sobre los grupo funcionales cetáceos, reptiles y aves marinos

En el caso de las Aves marinas, respecto a las presiones e impactos se puede consultar el documento específico sobre este grupo funcional.

En el caso de los reptiles, las tortugas marinas sufren una serie de presiones de origen antropogénico especialmente durante sus rutas migratorias desde las playas de puesta



hacia las zonas de alimentación. Uno de los principales impactos es la captura accidental por pesca, especialmente el palangre de superficie. También el choque con embarcaciones y los efectos de la contaminación especialmente por plásticos que son ingeridos por las tortugas al confundirlos con sus presas pelágicas.

1.2 Fuentes de información

La información utilizada para realizar este trabajo proviene de diferentes fuentes, en función de los distintos programas de evaluación de recursos, seguimiento del medio marino, etc. de los que se han tomado los datos para la evaluación del BEA. A continuación se incluye un resumen de esas fuentes de información utilizadas para cada uno de los grupos funcionales y hábitats incluidos en el informe. Mucha de la información disponible en la Demarcación ha sido generada por la aplicación de Leyes, Convenios y Directivas, nacionales e internacionales. Si bien esta información no cubre todo el espectro de criterios, indicadores y componentes que exige la EEMM, es a veces la única fuente de información de partida.

Hábitats: Para la realización de este informe, el MAGRAMA ha proporcionado toda la información pública relacionada generada a nivel estatal y ha realizado una petición oficial de información a la Comunidad Autónoma de Andalucía. Respecto a esta última, si bien la respuesta ha sido en general positiva y colaborativa, en algunos casos la información no ha estado disponible a tiempo o simplemente no ha sido proporcionada. Por tanto, la no inclusión de información relevante existente en alguna zona de la demarcación se debe principalmente a este motivo y deberá ser subsanado en las siguientes revisiones del BEA y del estado actual. Se han utilizado dos fuentes principales de información:

- a) para los hábitats litorales e infralitorales, así como para los hábitats circalitorales y profundos de sustrato duro se ha empleado principalmente información procedente de la bibliografía y los datos facilitados por la Junta de Andalucía de los diversos estudios que esta administración realiza.
- b) respecto a los hábitats circalitorales y profundos de fondos blandos se han empleado principalmente datos recogidos en la campaña anual de arrastre de fondo del IEO (MEDITS) entre 1994 y 2010.

De igual manera el Instituto Español de Oceanografía posee una amplia información biológica recogida durante las prospecciones oceanográficas rutinarias y programáticas. Esta información abarca un amplio espectro de flora y fauna marina que no ha sido posible utilizar en su totalidad.

La evaluación inicial del grupo funcional plancton no ha podido realizarse por razones técnicas. Este grupo funcional se trata parcialmente en el ámbito del Descriptor 4.

En el caso de la demarcación Estrecho-Alborán los datos analizados en los ecotipos de peces y elasmobranchios demersales, así como la información para la evaluación de los hábitats sedimentarios proceden de las campañas de arrastre MEDITS, dirigidas por



el IEO y coordinadas internacionalmente por la CEE en el seno del grupo MEDITS, y cuya metodología se resume en el Anexo II de Material y métodos Descriptor 1

Los peces y elasmobranchios pelágicos no han sido evaluados dentro del presente descriptor. Las principales especies pelágicas costeras y grandes pelágicos migradores (túnidos y afines), debido a que son explotados por las pesquerías nacionales, han sido evaluados o considerados específicamente en el Descriptor 3 o como grupos funcionales en el Descriptor 4.

Para el grupo funcional reptiles marinos, se han recopilado datos procedentes de diferentes fuentes de información. Para la estima de las CPUEs se han empleado los datos procedentes de las campañas de observadores a bordo realizadas por el IEO entre los años 1999 y 2010, a bordo de palangreros españoles. También se han recopilado datos de registros de varamientos aportados por la Junta de Andalucía (2007-2011) y otras fuentes bibliográficas.

Para las aves y los mamíferos marinos se han desarrollado documentos específicos.

1.2.1. Legislación y convenios nacionales e internacionales relacionados con el descriptor 1

En la Tabla 2 se muestra un listado y características básicas de la normativa nacional e internacional relacionada con las fuentes de información empleadas en este informe. Otro tipo de legislación relacionada con la biodiversidad (especies y hábitats), son el Reglamento CE para la Explotación Sostenible de los Recursos Pesqueros, que prohíbe la pesca de arrastre sobre praderas de *P. oceanica*, maërl y coralígeno, de igual manera la que prohíbe el arrastre a mas de 1000 metros de profundidad y el Real Decreto 139/2011, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. (Blanco y González (eds.), 1994)

La Comunidad Autónoma de Andalucía también tiene una legislación similar en su zona de influencia territorial (Barea-Azcón *et al.*, 2008)



Tabla 2. Normativas y reglamentos de carácter internacional de aplicación en el campo de la biodiversidad especies/hábitats y su aplicación a distintos grupos funcionales/hábitats

	Directiva hábitat	Directiva aves	Directiva Marco del agua	Reglamento CE Explotación sostenible de los recursos pesqueros	Convenio de Barcelona	Convenio de Bonn	DMEM / Ley 41/2010
Campo de aplicación Geográfico	Todas las aguas de los Estados Miembros	Todas las aguas de los Estados Miembros	Hasta 1mn desde la línea de base	Estados Miembros. Aguas comunitarias e internacionales del Mar Mediterráneo.	Mar Mediterráneo	Todo el territorio de los estados miembros	Todas las aguas de los Estados Miembros
Área de evaluación	Nivel de los Estados Miembros / Regiones biogeográficas	Nivel de los estados miembros	Masas de agua	Si evaluación	Nivel de los Estados Miembros	Área de distribución de las especies seleccionadas	Nivel de Región/Sub-región / subdivisión
Aves	Especies o poblaciones migratorias	Especies o poblaciones seleccionadas		Especies del anexo IV de la DH	Plan de acción	Especies de aves migratorias seleccionadas	Si
Reptiles	Especies seleccionadas			Especies del anexo IV de la DH	Plan de acción	Todos los reptiles marinos	Si
Mamíferos	Especies o poblaciones seleccionadas			Especies del anexo IV de la DH	Plan de acción	Especies migratorias	Si
Peces	Especies seleccionadas		Solo en aguas de transición	Especies del anexo IV de la DH	Plan de acción por los peces cartilagíneos	Especies o poblaciones migratorias	Si
Cefalópodos (pelágicos)				Especies del anexo IV de la DH			Si
Fitoplancton			Si				Si
Zooplancton							Si
Microbios (virus, bacterias)							Si
Comunidades bentónicas (comprendidas angiospermas, macroalgas e invertebrados)	Hábitats y especies seleccionados Ej.: 1170 "Arrecifes"		Flora acuática Invertebrados bentónicos	Praderas <i>P. oceanica</i> Comunidades de maërl y coralígeno.	Plan de acción por la vegetación marina		Si



A continuación se hace una breve descripción de las diferentes convenciones y regulaciones comunitarias y nacionales que afectan a los diferentes componentes de la biodiversidad de las aguas españolas:

Acuerdos y legislación comunitaria:

- La Convención para la Conservación de la Vida Silvestre y los Hábitats Naturales (Convenio de Berna) relaciona en su Anexo II las especies de fauna estrictamente protegidas. Cada Parte Contratante adoptará medidas legislativas para proteger el hábitat de las especies de fauna silvestre del Anexo II, prohibiendo cualquier forma de captura intencionada, posesión y muerte intencionada o la posesión de animales vivos o disecados.
- La Convención para las Especies Migratorias (Convenio de Bonn) contiene medidas para la protección y conservación de ciertos mamíferos marinos migradores y actúa como marco para el establecimiento de Acuerdos Regionales. En sus apéndices incluye especies migratorias amenazadas (Apéndice I) y especies migratorias que deben ser objeto de Acuerdos (Apéndice II). Existen Acuerdos regionales para la conservación de los pequeños cetáceos en el Báltico, Nordeste Atlántico y Mar del Norte (ASCOBANS) y de todas las especies de cetáceos presentes en el Mar Negro, Mediterráneo y área atlántica contigua (ACCOBAMS). España es miembro de este último Acuerdo regional.
- El Acuerdo para la Conservación de los Cetáceos en el Mar Negro, Mar Mediterráneo y Área Atlántica contigua (ACCOBAMS) se adoptó bajo la estructura de la Convención para las Especies Migratorias (CMS). Los estados miembros deben tomar medidas coordinadas para alcanzar y mantener un estado de conservación favorable para los cetáceos, creando áreas especiales para su protección. Estas áreas deben establecerse bajo la cobertura de la Convención de Barcelona.
- La Directiva Hábitats (92/43/CEE) de la Unión Europea contiene en su Anexo IV una lista de especies que deben ser estrictamente protegidas. Así mismo establece una lista de hábitats y especies de interés comunitario, para las cuales los Estados Miembros deben seleccionar Zonas Especiales de Conservación (ZEC) para contribuir a conservar sus hábitats y poblaciones. Adicionalmente en el artículo 12 se especifica que debe establecerse un sistema de monitorización de las capturas accidentales para las especies del Anexo IV, el correspondiente programa de investigación y las medidas de conservación que aseguren que las capturas no tienen un impacto negativo significativo sobre las especies.
- El Convenio CITES, (Convenio sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora) considera varias especies de cetáceos, aves, algas, etc. en el Apéndice I (especies amenazadas) y todos los cetáceos en el



Apéndice II. El Convenio prohíbe el comercio internacional de las especies del Apéndice I, salvo circunstancias excepcionales y la regulación estricta de la explotación comercial de las especies del Apéndice II.

- El Convenio de Barcelona para la protección del ambiente marino del Mediterráneo contiene una lista de especies amenazadas o en peligro (Anexo II) y una lista de especies cuya explotación está regulada (Anexo III).
- El Reglamento CE Nº 812/2004 contiene medidas específicas para monitorizar las capturas accidentales de pequeños cetáceos y el uso de dispositivos acústicos de disuasión en ciertas pesquerías.
- La Convención Internacional para la Regulación de la Pesca de la Ballena creó la Comisión Ballenera Internacional (CBI) para el desarrollo de las normas de la Convención. Actualmente existe una Moratoria mundial en la caza comercial de ballenas.

Legislación nacional:

- Real Decreto (R. D.) 1997/1995 y R. D. 1193/1998. Son la transposición al ordenamiento jurídico español de la Directiva Hábitats (92/43/CEE).
- Ley del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (42/2007). Entre otras disposiciones contempla la catalogación y protección de hábitats (Red Natura 2000), las especies para cuya conservación es necesario designar zonas especiales de conservación (Anexo II) y las especies que requieren una protección estricta (Anexo V).
- R. D. 139/2011 para el desarrollo del Listado de especies silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. Las especies incluidas en el Listado requieren una protección estricta. Las que a la vez figuran en el Catálogo pueden ser catalogadas como “En peligro de Extinción” o “Vulnerables”.
- R. D. 1727/2007, por el que se establecen medidas de protección de los cetáceos en relación con el transporte marítimo y en particular con las actividades de observación de cetáceos.

Además de estas normas, existen otras disposiciones tanto internacionales (Organización Marítima Internacional) como estatales (Instituto Hidrográfico de la Marina) y autonómicas que afectan de manera más específica a distintos componentes de la biodiversidad de las distintas demarcaciones.

1.2.2. Información disponible y programas de seguimiento

A continuación se detallan las principales fuentes de información empleadas para la realización de este informe en aquellos aspectos relacionados con hábitat y el grupo funcional de peces, y que se especifican en la Tabla 3 según el ámbito geográfico dentro de la demarcación:



Cartografías bionómicas en la Comunidad Autónoma de Andalucía.

En la CA, se ha generado información bionómica entre 0 y 50 metros de profundidad, pero el área total cubierta, escala, metodología y calidad (resolución, precisión, etc.) varía ampliamente entre y dentro de las provincias. Para este trabajo se ha realizado un notable esfuerzo por compilar esta información bionómica ya que representa la fuente de información básica para dar una respuesta primaria y elemental a las demandas de la Ley 41/2010. De hecho, es la principal fuente de información sobre los indicadores de rango, patrón y extensión de los hábitats/comunidades seleccionados (apartados 1.1.2 y 2.3). Por tanto, las EEMMs son una oportunidad única para establecer el estado actual de este nivel de información y su puesta en marcha deberá establecer como prioridad la homogenización y estandarización de la información bionómica y completar las zonas y regiones con información deficiente o inexistente. La situación actual en la demarcación de Estrecho y Alborán, es que sólo en Almería se dispone de varias zonas cartografiadas a escala entre 1:5.000 y 1:30.000 por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía desde 1995/6 (Luque y Templado, 2004; Consejería de Medio Ambiente, 1995-2002; 2007).

La mayoría de estas cartografías están disponibles y presentan un grado de detalle más o menos aceptable de biocenosis bentónicas infralitorales, hasta los límites profundos de las praderas de *P. oceanica*. Sin embargo, este grado de detalle sigue siendo muy deficiente en comparación con el grado de detalle a nivel de comunidades en ecosistemas terrestres y los límites profundos de estas biocenosis, como las praderas de angiospermas marinas, son muy poco precisos debido a las limitaciones de tipo técnico y a la subjetividad en la interpretación de los registros. El grado de detalle a nivel de biocenosis a partir de los 25-30 m de profundidad es completamente inaceptable en la mayoría de las cartografías regionales; muchas de ellas apenas diferencian las comunidades de maërl y todas las comunidades de roca profunda aparecen con el término coralígeno sin especificar el tipo de biocenosis específica asociada. La mayoría de estas cartografías carecen de metadatos asociados y los que aparecen presentan campos cuya nomenclatura varía ampliamente de la que aparece asociada a cartografías de otras regiones de la demarcación, haciendo extremadamente complicada su interrelación y análisis global.

Ecocartografías de la D.G. de Sostenibilidad de la Costa y el Mar (MAGRAMA).

Las Ecocartografías son batimetrías y cartografías bionómicas realizadas en el marco del Plan de Ecocartografías del litoral español de la Dirección General de Sostenibilidad de la costa y el Mar del MAGRAMA. Iniciadas en 2000 en Canarias, se están realizando para todas las Comunidades Autónomas para los fondos entre 0 y 50 m y a escala 1:10.000. Para esta cartografía se ha realizado mediante sonar multihaz una batimetría y modelo topográfico digital muy preciso y con un grado de cobertura muy aceptable. La identificación e interpretación de la distribución de las comunidades bentónicas se ha basado en información bionómica ya disponible en cada región (en el caso de que exista), información a nivel de tipo de sustrato proporcionado por la multihaz y



transectos con vídeo arrastrado, fundamentales para la cartografía de praderas de angiospermas marinas y otras biocenosis no identificables con los métodos acústicos. También se ha utilizado sonar de barrido lateral aunque con cobertura muy limitada (solo a lo largo de dos isobatas). Para esta demarcación se ha dispuesto de las ecocartografías de Cádiz, Málaga, Granada y Almería (MAGRAMA, 2006, 2009). Para este trabajo se ha contrastado esta información bionómica con algunas existentes y se ha podido comprobar que existe un alto grado de confianza pero con formatos de bases de datos distintas, lo que hizo muy complicado su uso. Por tanto, esta información ha sido especialmente útil en aquellas zonas dentro de una provincia en la que no se disponía de ningún tipo de información. Junto con las cartografías bionómicas de la Comunidad de Andalucía (Consejería de Medio Ambiente, 1995-2002), esta información va a permitir la aplicación de los indicadores de distribución y extensión del hábitat en la evaluación del estado de los hábitat de la zona costera (apartados 1.1.2 y 2.3).

Atlas de los hábitats de España. Cartografía de hábitats de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) a escala 1:50.000. Para este trabajo se ha estudiado utilizar la capa cartográfica del hábitat 1120 (*P. oceanica*), aunque no ha sido posible su utilización por problemas de escala (Atlas Nacional de España, 2004)

Directiva Marco de Agua (2000/60/CE).

La llamada DMA, plantea como unidad de gestión un conjunto de masas de agua diferenciadas en base a una serie de variables relacionadas con la calidad del medio y las presiones que la afectan. Cada masa de agua debe ser evaluada en función de varios parámetros, entre ellos elementos de calidad biológicos, como las comunidades infaunales del sedimento, las comunidades de macroalgas de la roca mediolitoral y supralitoral y las praderas de *P. oceanica*. Los datos de las evaluaciones de la Directiva Marco del Agua pueden aportar información relevante para aplicar los indicadores de Estado del hábitat a la evaluación del estado actual y el BEA de los hábitats costeros de la demarcación (apartados 1.1.2 y 2.3). No obstante, en la DM del Estrecho y Alborán no se dispone de información relativa a los elementos de calidad de macroalgas y macroinvertebrados bentónicos, en base a lo publicado en el borrador de Plan hidrológico de la D.H. de Cuencas Mediterráneas Andaluzas.

Redes de seguimiento de *Posidonia oceanica*.

Todas las CCAAs del Mediterráneo, han activado redes de seguimiento de las praderas de *Posidonia oceanica* para determinar sus tendencias a largo plazo en base a series temporales de descriptores estructurales. Aunque existe cierta variación metodológica entre regiones, se ha creado un marco general de coordinación para la puesta en común de estos datos, unificación de criterios para su análisis y su difusión (proyecto POSIMED. (www.posimed.com)), lo que podría permitir el empleo de estas series temporales para un análisis más global del estado de las praderas de *P. oceanica* en toda la demarcación. El objetivo del proyecto POSIMED es consolidar una *Red Nacional*



de Seguimiento de Praderas de *P. oceanica* compuesta por unas 100 estaciones de muestreo que son muestreadas anualmente desde hace 10 años (más en algunas regiones), lo que representaría uno de los programas de seguimiento más importantes de un hábitat marino en la Demarcación de Estrecho y Alborán. Incluye descriptores de la estructura (abundancia) de la pradera a diferentes escalas espaciales y su dinámica poblacional, así como información sobre las poblaciones de ciertas especies clave. En la mayoría de las CCAAs participan buceadores y centros de buceo de forma voluntaria tras una formación adecuada para que los datos sean rigurosos y científicamente válidos. Aportará información clave sobre los indicadores de condición del hábitat *Posidonia oceanica* (apartados 1.1.2 y 2.3).

EU Sea Map (<http://jncc.defra.gov.uk/>)

Se trata de un portal piloto para el modelado de hábitat marinos bajo la clasificación EUNIS a gran escala, que es una acción preparatoria de la EC para una *European Marine Observation and Data Network* (de EMODnet). Si bien la información es bastante imprecisa en muchas zonas de la Demarcación, es una de las pocas fuentes que aporta a la evaluación información sobre los indicadores de distribución y extensión de hábitats rocosos, en especial afloramientos rocosos de plataforma no asociados a costas rocosas y a comunidades circalitorales y profundas de sustrato rocoso como el coralígeno.

Campañas de arrastre de fondo MEDITS

Respecto a los hábitats circalitorales y profundos de fondos blandos se han empleado principalmente datos recogidos en las campañas anuales de arrastre de fondo del IEO (MEDITS) entre los años 1994 y 2010. Estas campañas se realizan anualmente en primavera y cubren la franja batimétrica entre 30 y 800 m de profundidad, del mar de Alborán y el resto del Mediterráneo español (Abelló, *et al.*, 2002). Esta serie histórica aporta información sistemática, biológica, y ecológica (p.ej. tendencias en la biomasa y la densidad) de numerosas especies bentónicas y demersales (Tabla 3).

Publicaciones científicas y técnicas.

En la medida de lo posible se ha incorporado o tenido en cuenta todo tipo de información científica y técnica fiable y realizada con rigor sobre los hábitats y especies de la Demarcación. Existe un enorme volumen de datos relacionado con seguimientos científico-técnicos relacionados con emisarios submarinos, plantas desaladoras, etc. Muchos de estos trabajos son realizados por consultoras y son de dudosa calidad científica (y a menudo también técnica), pero muchos otros son realizados por universidades y organismos públicos de investigación; algunos de estos últimos han estado disponibles para la realización de este informe, pero muchos otros no han podido ser tenidos en cuenta. Este tipo de información, y en especial publicaciones científicas en revistas indexadas generadas por organismos públicos de investigación y universidades, es la única fuente de información a veces disponible sobre el estado de determinadas especies y hábitat clave. Informes técnicos de ONGs nacionales (CIRCE,



2012) e internacionales como OCEANA, o WWF con información útil sobre especies y hábitats marinos de la demarcación también han sido tenidos en cuenta. No obstante, no toda esta información ha podido ser recopilada o ha estado disponible en el momento de la evaluación de forma que muchos aspectos pueden no verse bien representados, aspecto que se irá subsanando progresivamente en las siguientes etapas de implantación de la directiva.

Tabla 3. Principales fuentes de información empleadas para la realización de este informe en aquellos aspectos relacionados con hábitats y el grupo funcional de los peces demersales.

	GENERAL	ANDALUCIA
LITORAL E INFRALITORAL	<p>Ecocartografías. MAGRAMA.</p> <p>Atlas de los Hábitats de España. Directiva de Hábitat.</p>	<p>Información especies y hábitats aportados por la Consejería de Medioambiente. Junta de Andalucía (2007-2011).</p> <p>Cartografía bionómica de Luque y Templado (2004)</p> <p>Ecocartografías. MAGRAMA ...</p>
CIRCALITORAL	<p>Atlas de los Hábitats de España. Directiva de Hábitat.</p> <p>Campañas MEDITS-IEO 1994-2011 Proyecto EUSeaMap</p>	<p>Ecocartografías. MAGRAMA ...</p> <p>Campañas MEDITS-IEO 1994-2010</p> <p>Cartografía bionómica de Luque y Templado (2004)</p>
FONDOS PROFUNDOS	<p>Campañas MEDITS-IEO 1994-2011 Proyecto EUSeaMap</p>	<p>Campañas MEDITS-IEO 1994-2010</p>

Para el grupo funcional reptiles marinos se ha recopilado información procedente de diferentes fuentes. Para la estima de las CPUEs se han empleado los datos procedentes de las campañas de observadores a bordo realizadas por el IEO entre los años 1999 y 2010 a bordo de palangreros españoles. También se han recopilado datos de registros de varamientos aportados por la Junta de Andalucía e información de diferentes fuentes bibliográficas.

Respecto a los grupos de aves y mamíferos marinos, ver documentos específicos.



2. EVALUACIÓN DEL ESTADO AMBIENTAL ACTUAL

2.1 Conceptos clave

Las estrategias que deben realizarse en cumplimiento de la ley 41/2010 en las diferentes regiones y sub-regiones marinas, establecidas en base a criterios geográficos y ambientales, deben contener:

1. una evaluación detallada del estado actual del medio ambiente marino
2. una definición de “Buen Estado Ambiental” (BEA; apartado 3) a nivel regional,
3. establecimiento de objetivos medioambientales claros y
4. programas de seguimiento.

Respecto al Descriptor 1, se entiende que *“se alcanza el BEA si no hay pérdida adicional de diversidad de genes, especies y hábitats y comunidades a escalas ecológicamente relevantes y cuando los componentes deteriorados, cuando las condiciones ambientales intrínsecas lo permiten, son restaurados a determinados niveles especificados.”*. La sección 3 de esta memoria está dedicada para definir el BEA en cada componente, nivel y criterio seleccionados para este descriptor.

La evaluación del **estado ambiental actual** de la forma más detallada y rigurosa posible es, por tanto el primer paso para la determinación del BEA. La evaluación debe basarse en técnicas apropiadas que tengan en cuenta las fluctuaciones climáticas a largo plazo y los procesos naturales, permitiendo así:

- a. Aportar criterios sólidos sobre la variabilidad a largo plazo de las especies y los hábitat/comunidades.
- b. Indicar en que medida se ha desviado el estado actual de un estado previamente conocido (condición o nivel basal; *“baseline”*) o de una condición de referencia, entendiendo por esta una condición natural no afectada por presiones antrópicas.
- c. Indicar tendencias en el estado (mejora, creciente, deterioro, regresiva), y una tasa de cambio.
- d. Identificar posibles causas del deterioro del estado actual y si están relacionadas con presiones antrópicas y/o causas naturales.

Los distintos componentes (genes, individuos, poblaciones, comunidades, biocenosis, ecosistemas) de la biodiversidad no responden de la misma manera y a la misma velocidad a las presiones, por ello los resultados de las evaluaciones de los distintos componentes no han sido integrados en una evaluación conjunta para todo el Descriptor sino que ha sido evaluado el estado ambiental de cada uno de forma independiente. Obviamente, no es posible abarcar todos los componentes de la



biodiversidad, sino solo un grupo de los mismos que consideramos representativos del conjunto de la biodiversidad o *elementos o componentes de evaluación* (ver apartado 2.2). Para cada elemento (especie/grupo funcional/hábitat/comunidad/etc.) se ha analizado la información disponible para determinar, si es posible, el *estado actual* de uno o varios de los criterios e indicadores requeridos para la aplicación de La Ley 41/2010. En el apartado 2.3 se explican los fundamentos metodológicos para la aplicación de dichos criterios e indicadores para cada elemento de evaluación seleccionado en la demarcación.

Para determinar el BEA, esta evaluación del estado actual debe ser juzgada en relación a un estado, condición o *nivel de referencia*, que puede ser un estado previamente conocido (*baseline condition*) o una serie de condiciones ambientales que son consideradas “naturales” o “quasi-naturales”, poco o nada impactadas por presiones causadas por la actividad humana. El BEA del ecosistema o componente del mismo se cumple precisamente si el estado actual cae en un rango de posibles estados entre dicho nivel de referencia y un determinado estado límite, a partir del cual el ecosistema o componente pierde su funcionalidad, viabilidad, capacidad de recuperación, integridad estructural, etc. Como ya se ha mencionado, determinar en que punto se encuentra este límite de “desviación admisible” es la principal limitación de la aplicación de esta Ley.

Los criterios/indicadores de la Decisión de la Comisión coinciden en gran medida con los definidos en Directivas y Convenios anteriores (ver apartado 1.2.1) y, por tanto, las evaluaciones ya realizadas (o en marcha) sobre especies y hábitat/comunidades contempladas en dichas directivas previas podrán ser directamente asumidas por esta Directiva. La evaluación debe tener como resultado final una categoría de estado específica, como las definidas para la Directivas de Hábitat (DH) y Marco del Agua (DMA). En términos generales, en la Estrategia Marina, el BEA equivale al Estado de Conservación Favorable (ECF) de la DH y al Buen Estado Ecológico (BEE) de la DMA. En la siguiente tabla se esquematizan las equivalencias entre clases de estado que serán adoptadas en la evaluación para integrar la información disponible de las otras Directivas:

Clasificación de Estado			
Directiva de las Estrategias Marinas			
Buen Estado Ambiental (BEA)		Sub-BEA	
Condición de referencia (CR)	Desviación aceptable de CR	Desviación no aceptable de CR	Destrucción-pérdida irreparable

Directiva Marco de Agua				
Buen Estado Ecológico (BEE)		Sub-BEE		
Alto	Bueno	Moderado	Pobre	Malo



Directiva de Hábitat		
Estado de Conservación Favorable (ECF)	Sub-ECF	
Favorable	No favorable-inadecuado	No favorable-malo

Para el descriptor 1 se admiten 2 categorías de BEA, una equivalente a la condición de referencia (condiciones naturales) y otra cuya desviación de tales condiciones consideramos aceptable para mantener la estructura y funciones del ecosistema. Estas categorías corresponden a las categorías de Estado ecológico Alto o Buena de la DMA y al ECF de la DH. Cabe destacar que la condición de referencia definida por esta Directiva puede no ser equivalente a una condición prístina, o a las condiciones de referencia definidas por la DMA. Cuando los indicadores de la especie o hábitat/comunidad muestran una desviación notable y significativa de las condiciones de referencia se le asigna una categoría de estado Sub-BEA, con dos clases, una que denota desviación no aceptable aunque todavía reversible si se aplican las medidas adecuadas y otra en la que la pérdida o deterioro es irreversible. Éstas últimas equivalen a las categorías “moderado, pobre y malo” de la DMA y a las categorías no favorable inadecuado y malo de la DH.

La desviación del estado o condición natural o de referencia es normalmente causada por presiones derivadas de la actividad humana (las definidas en sección 1.1.6) que tienen efectos adversos sobre las especies y los hábitat/comunidades. La evaluación deberá considerar aspectos tanto cualitativos como cuantitativos del efecto de estas presiones, es decir, no solo tener en cuenta el grado de impacto sino también la extensión sobre la que se produce. Esta información apenas está disponible para la mayoría de especies y hábitat/comunidades de la demarcación Estrecho-Alborán (y de ninguna otra demarcación), lo cual contribuirá a limitar considerablemente el número de componentes sobre los que la evaluación es posible (ver sección 2.3).

2.2 Elementos de evaluación

2.2.1. Nivel de especies

Se considera adecuado evaluar el estado de distintos componentes del ecosistema a través de grupos principales ecológicos apropiados (grupos funcionales), basados en consideraciones ecológicas o de un tipo más pragmático. Este enfoque refleja además la experiencia adquirida por OSPAR (2011) en el “Biodiversity assessment for Quality Status Report 2010”. No obstante el Grupo de Trabajo 1 (Cochrane *et al.* 2010) consideró que en este trabajo, en ocasiones, se recurría a niveles demasiado amplios como por ejemplo peces o aves en general, de forma que la amplia variabilidad biológica y el estado ambiental dentro de cada grupo puede quedar enmascarada. Por ello en el citado informe se aconseja, para los principales grupos móviles, abarcar el rango de nichos ecológicos de cada ecotipo siguiendo los referidos en la Tabla 4.



Tabla 4. Lista provisional de ecotipos predominantes para las especies móviles propuesto para la evaluación del descriptor 1. Adaptado de Cochrane *et al.* (2010) para los grupos funcionales relevantes. Pendiente de completar y aprobar por la UE.

Grupos funcionales	Ecotipos
Aves	Oceánicas plantófagas superficiales
	Oceánicas buceadoras
	Costeras superficiales
	Costeras buceadoras
	Costeras intermareales
	Costeras submareales
	Asociadas a las regiones polares
Reptiles	Tortugas
Mamíferos	Odontocetos
	Misticetos
	Focas
	Mamíferos asociados al hielo (boreal)
Peces	Peces pelágicos
	Peces demersales
	Elasmobranquios
	Peces de aguas profundas
	Peces costeros/anádromos
	Peces asociados al hielo (boreal)
Cefalópodos	Cefalópodos costeros o de plataforma
	Cefalópodos de profundidad

Aun teniendo en cuenta que esta lista debe ser completada y aprobada por la UE para una aplicación coherente en todas las regiones, en el presente informe se ha aplicado este enfoque y se utilizan distintos datos, indicadores y enfoques en función de la información disponible para cada especie/grupo funcional/hábitat/ecosistema en cada caso. Por ello en la sección 2.3 se hace una revisión de los elementos y las metodologías empleadas en cada nivel, grupo funcional y criterio, mientras que en el apartado 2.6 se revisan las carencias y lagunas que se han detectado, y las necesidades de investigación y de desarrollo de programas de seguimiento que serían necesarios para poder realizar una evaluación más completa.

Los distintos grupos funcionales se han evaluado de diferente forma en función de su biología, morfología, y ciclo vital además de por la disponibilidad de datos para ellos.

2.2.1.1. Invertebrados bentónicos:

En el caso de especies sésiles o de movilidad reducida, su evaluación se ha relacionado con la de sus hábitats, considerando que si los hábitats que ocupan se encuentran en



buen estado, también lo estarán estas especies. En el caso de especies móviles, la evaluación se ha centrado en el conjunto de especies características de los fondos sedimentarios circalitorales y batiales comprendidos entre los 30 y 800 m de profundidad. En uno u otro caso, siempre que ha sido posible, se ha incluido aquella información puntual sobre especies de hábitats

2.2.1.2. Peces y elasmobranquios demersales

En el caso de los ecotipos de peces y elasmobranquios demersales, la evaluación se ha centrado en las especies de plataforma y principio del talud, entre 30 y 800 m. Además se ha incluido aquella información puntual sobre especies de hábitats tanto someros como batiales a la que se ha podido acceder. Para este ecotipo se han evaluado los siguientes criterios e indicadores:

❖ **Criterio 1.1: Distribución de las especies.**

- **Indicador 1.1.1: Rango de distribución de las especies características.**
- **Indicador 1.1.2: Patrón de distribución dentro del rango de distribución.**

❖ **Criterio 1.2: Tamaño de la población.**

- **Indicador 1.2.: Biomasa y abundancia de la población.**

❖ **Criterio 1.3: Estado de la población.**

- **Indicador 1.3.1: Características demográficas de la población: “Evolución del percentil 95% de la distribución de tallas”.**

Los criterios 1.1. y 1.2., han sido estudiados mediante un enfoque multidisciplinar que ha utilizado técnicas de representación de datos georeferenciados, mediante análisis de Sistemas de Información Geográfica (SIG) que permiten una inmediata interpretación de los resultados junto con técnicas de análisis estadístico que han permitido evaluar la robustez de los resultados.

El indicador 1.3.1., ha sido utilizado por que la Decisión de la Comisión (2010/477/EU) pide específicamente para el criterio 1.3 indicadores que sean útiles para observar las características demográficas de la población (por ejemplo, estructura de clases de talla o de edad, la proporción de sexos, las tasas de fecundidad, supervivencia/mortalidad). Esta tipología de indicador es muy utilizada en muestreos biológicos de peces y su empleo se considera robusto e ilustrativo de las condiciones de una población.

La lista de especies que han sido considerados para el ecotipo de peces y elasmobranquios demersales, a partir de la información de las campañas MEDITS, en la demarcación de Estrecho y Alborán, se detalla en la Tabla 5.



Tabla 5. Especies (44) que componen el grupo funcional peces y elasmobranquios demersales, para la Demarcación de Estrecho y Alborán

Especies	
<i>Antonogadus megalokinodon</i>	<i>Lepidopus caudatus</i>
<i>Arnoglossus imperialis</i>	<i>Lophius budegassa</i>
<i>Arnoglossus laterna</i>	<i>Merluccius merluccius</i>
<i>Arnoglossus thori</i>	<i>Micromesistius poutassou</i>
<i>Bathysolea profundicola</i>	<i>Mullus barbatus</i>
<i>Blennius ocellaris</i>	<i>Mullus surmuletus</i>
<i>Callionymus maculatus</i>	<i>Nezumia aequalis</i>
<i>Cepola rubescens</i>	<i>Notacanthus bonapartei</i>
<i>Cerastocopelus maderensis</i>	<i>Ophichthus rufus</i>
<i>Chelidonichthys lastoviza</i>	<i>Pagellus acarne</i>
<i>Chimaera monstrosa</i>	<i>Pagellus bogaraveo</i>
<i>Coelorhynchus caelorhynchus</i>	<i>Pagellus erythrinus</i>
<i>Conger conger</i>	<i>Pagrus pagrus</i>
<i>Dalatias licha</i>	<i>Phycis blennoides</i>
<i>Echelus myrus</i>	<i>Scyliorhinus canicula</i>
<i>Epigonus denticulatus</i>	<i>Serranus cabrilla</i>
<i>Etmopterus spinax</i>	<i>Serranus hepatus</i>
<i>Gadiculus argenteus</i>	<i>Spicara maena</i>
<i>Galeus melastomus</i>	<i>Symphurus nigrescens</i>
<i>Gobius niger</i>	<i>Torpedo marmorata</i>
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	<i>Trachinus draco</i>
<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	<i>Trachyrhynchus scabrus</i>

Pequeños peces pelágicos

Respecto a los pequeños peces pelágicos la información disponible proviene fundamentalmente de campañas de acústica del IEO realizadas en la zona (serie ECOMALAGA). Estas campañas anuales aportan una información muy centrada en los pequeños pelágicos en grandes cardúmenes, cuya abundancia está sujeta a dos presiones fundamentales, pesquerías pelágicas (Descriptor 3) dirigidas a pocas especies y con pocas capturas accesorias, y las variaciones ambientales hidrológicas como las condiciones sobre las que no se pueden proponer y aplicar medidas de gestión que puedan relacionarse con el BEA de forma eficaz, razón por la que no se han aplicado los criterios e indicadores propuestos en la Decisión 2010/477/UE.

Tiburones pelágicos

Los grandes depredadores apicales (tiburones pelágicos) desempeñan un papel fundamental en el control de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas en los



que habitan. La escasez de datos de abundancias y de evaluaciones de estas especies, junto con su amplia distribución y elevada movilidad debido a su marcado carácter migratorio, hace que sea muy complicado llegar a determinar el BEA para los tiburones pelágicos. La información disponible procede de los grupos de trabajo de evaluaciones de la ICCAT (ICCAT, 2005; 2009; 2011, Ferreti *et al.*, 2008; OCEANA, 2009) y puede ser consultada en el Descriptor 3.

2.2.1.3 Tortugas marinas

De las siete especies de tortugas marinas encontramos tres de ellas en el Mar de Alborán. Se han registrado varamientos y capturas accidentales de Tortuga boba (*Caretta caretta*), Tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*) y Tortuga verde (*Chelonia mydas*)

Para la evaluación del grupo de reptiles se han seleccionado las especies de tortuga boba y tortuga laúd. La selección de estas dos especies responde a la información obtenida procedente tanto de campañas de observación como de la búsqueda bibliográfica. La evaluación se ha centrado en los datos procedentes de las capturas accidentales registradas por las campañas de observación del Instituto Español de Oceanografía a bordo de la flota de palangre española (Báez, 2007; Báez *et al.*, 2006, 2007). La única especie para la que existen datos de captura accidental es *Caretta caretta* (Tortuga boba). También se ha recopilado información de varamientos de tortugas marinas en las costas españolas (Junta de Andalucía), en este caso se han incluido también datos de *Dermochelys coriacea* (Tortuga laúd).

A partir de la información obtenida se ha podido realizar un mapeo de la distribución de las capturas accidentales de tortugas. Además se han sometido los resultados a tratamiento estadístico para poder determinar si esta distribución se realiza al azar o si responde a un determinado patrón.

A nivel de especies (población), para el grupo funcional de reptiles se han evaluado los siguientes criterios e indicadores:

❖ **Criterio 1.1: Distribución de las especies**

- **Indicador 1.1.1: Rango de distribución de las especies características**
- **Indicador 1.1.2: Patrón de distribución dentro del rango de distribución**

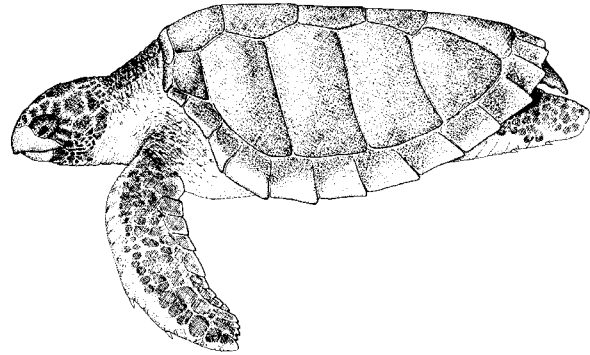
❖ **Criterio: 1.3 Estado de la población**

Los indicadores sobre el estado de la población (proporción de sexos, estructura de edad, edad de maduración sexual, tasas de preñez, fecundidad, mortalidad, etc.), al proceder de esquemas de varamientos o capturas accidentales (Casale, 2011), tienen un sesgo inherente hacia determinadas clases de edad y sexos.

Caretta caretta (Linnaeus, 1758)

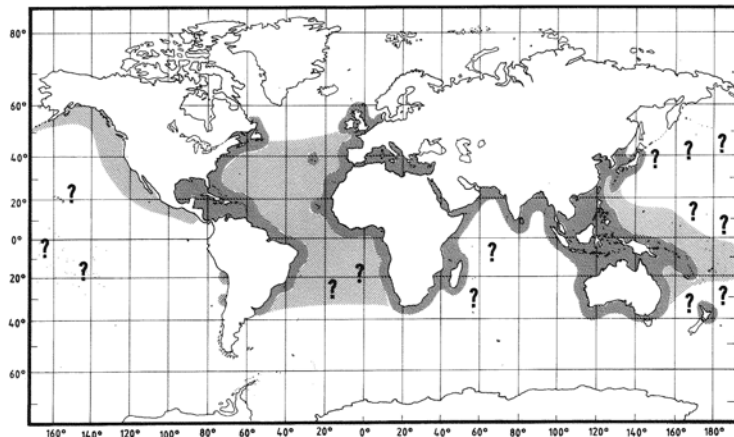


Características. La vista dorsal del caparazón tiene forma de corazón en los adultos. Su anchura es entre el 76 y el 86% de su longitud. Cabeza grande, y de forma triangular, que mide aproximadamente el 23-28% de la longitud del caparazón, con dos pares de escamas prefrontales y una interprefrontal. Boca en forma de pico muy fuerte. Los escudos del caparazón son más delgados pero si muy fuertes y rugosos, incluye cinco pares de placas dorsales, cinco centrales y doce o trece pares marginales.



La parte inferior del caparazón presenta tres pares de placas inframarginales no porosas. Los juveniles tienen 3 crestas que se van perdiendo a medida que crecen. El color es pardo-rojizo en la cara dorsal y blanquecina en la cara ventral.

Distribución geográfica. Es una especie ampliamente distribuida en aguas tropicales y subtropicales (16-20°C). Los primeros años de vida los ejemplares tienen una vida oceánica, una vez que alcanzan la etapa adulta tienen preferencia por hábitat costeros. Estos cambios de hábitat van asociados a cambios en la alimentación ya que presenta tres fases ecológicas muy marcadas, durante la fase oceánica.



Se alimenta de presas pelágicas, una fase bentónica (profundidad máxima 110m) y una fase nerítica intermedia (Tomás *et al.*, 2001).

Se han encontrado en aguas del Cantábrico y de Galicia y aunque en esas aguas se considera común su presencia, su abundancia es muy reducida. En estas localizaciones, los ejemplares varados, procedentes de sus playas de puesta en el Atlántico Occidental



(López Jurado, 1992), corresponden a juveniles debido al efecto de las bajas temperaturas (Pleguezuelos, *et al.*, 2004).

Llegan a las zonas de alimentación en el Mediterráneo occidental atravesando el Estrecho de Gibraltar; donde a ambos lados del mismo se produce una concentración de ejemplares. También llegan a estas zonas de alimentación ejemplares de las poblaciones del Mediterráneo Oriental (Camiñas, 1997; Lutz & Musick, 1997; *Margaritoulis et al.*, 2003; Carreras *et al.*, 2006). La migración de retorno se produce a finales del verano (Camiñas, 1995a; Camiñas, 1995b; Camiñas & de la Serna, 1995; Camiñas, 2004).

Principales Impactos.

Las poblaciones de tortugas marinas sufren diferentes amenazas. Entre las amenazas de origen antropogénico más comunes están el choque con embarcaciones, las capturas accidentales especialmente por palangre de superficie, los efectos de la contaminación sobre la salud de las tortugas y la ocupación de sus playas de puesta.

En aguas españolas la pesca que mayor incidencia tiene sobre las poblaciones de tortugas es el palangre de superficie (Camiñas *et al.*, 2006).

Estatus de conservación.

Catalogada como especie en peligro por la UICN del tipo A1, *abd*, es decir, presenta un alto riesgo de extinción. Se ha producido una reducción de más del 50% de la abundancia de sus poblaciones en los últimos 10 años o durante 3 generaciones basado en observación directa, estimaciones indirectas o reducción de las áreas ocupadas.

En la demarcación Macaronésica las capturas de tortuga boba con palangre de superficie se producen en los límites de la misma ya que el área de distribución de estas tortugas es más amplia que el límite de la demarcación. En torno a las islas Canarias aparecen ejemplares de dos poblaciones, aquellas con sus playas de puesta en el Atlántico occidental y las que proceden de las playas de puesta en el Atlántico Oriental (Cabo verde).

En la demarcación Suratlántica se produce la concentración de ejemplares procedentes del Atlántico occidental y de Cabo verde que cruzan el estrecho de Gibraltar hacia las zonas de alimentación en el Mediterráneo Occidental.

En el mar de Alborán y Estrecho de Gibraltar la distribución de las capturas accidentales producidas por el palangre de superficie así como la distribución de los varamientos indican un patrón de distribución más cercano a la costa. Esta es una zona de paso importante para las tortugas tanto en las rutas hacia las zonas de alimentación como de retorno a las playas de puesta en el Atlántico Occidental y en Cabo Verde.

La Demarcación Levantino-Balear representa una zona importante de alimentación para la tortuga boba. En el entorno de las Islas Baleares se produce la concentración de ejemplares procedentes de tres poblaciones distintas, las originarias de las playas de

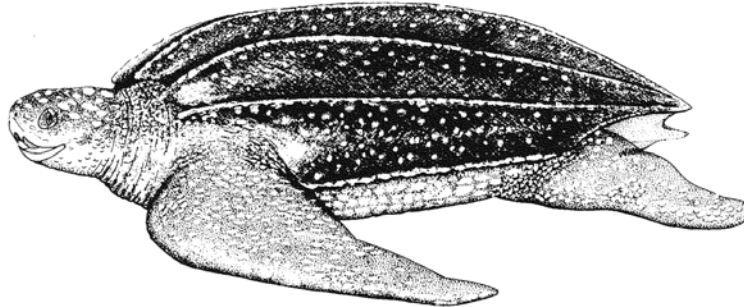


puesta en el Mediterráneo Oriental, las procedentes del Atlántico Occidental y las procedentes de Cabo Verde. En esta demarcación se ha podido determinar como las capturas accidentales se concentran al sur de las Islas Baleares.

Dermochelys coriacea.

Características.

Tienen el dorso cubierto de una piel muy resistente con aspecto de cuero. En el dorso tienen siete quillas longitudinales y el plastrón tiene cinco.

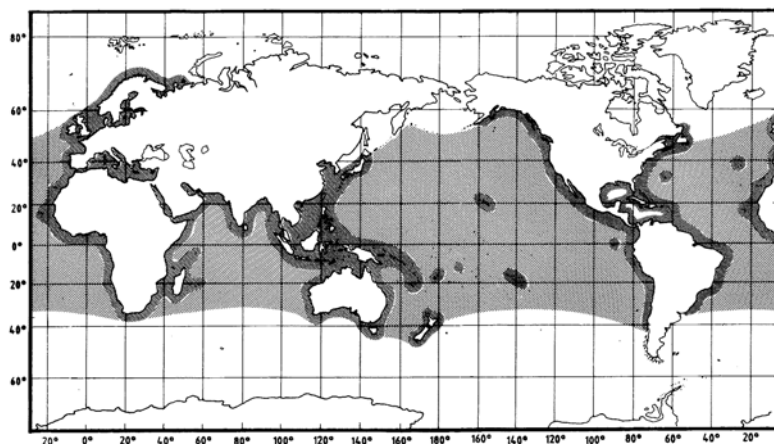


Es una tortuga de gran tamaño, puede alcanzar los 916 kilos de peso y el caparazón puede llegar a los 2 metros de longitud curva. Las aletas delanteras son proporcionalmente más largas que en otras especies. Es de color negro en la parte dorsal y en la parte ventral presenta coloraciones blancas, rosadas y negras. No presenta escamas en la cabeza y el pico está muy queratinizado.

Biología: Los juveniles tienen una distribución costera en aguas tropicales por encima de los 26º C. Los adultos habitan en el océano abierto. Se alimenta principalmente de invertebrados planctónicos y medusas lo que hace que se encuentre en alta mar asociada a las grandes corrientes oceánicas en el Atlántico (Brongersma, 1972) y en el Mediterráneo Occidental (Crespo *et al.*, 1988).

La estación reproductora es en otoño e invierno. Las hembras ponen cada 2-3 años de 5 a 6 veces en cada estación (SPA/BIO Protocol -Barcelona Convention-).

Distribución. Es la tortuga marina con la distribución geográfica más amplia, llegando incluso al norte de la Península Escandinava. Su principal hábitat son las aguas oceánicas y el mar abierto de todos los océanos



Entre los 200 y los 1000 metros de profundidad y aguas de hasta 10 ° C (SPA/BIO Protocol -Barcelona Convention-).



Es común en aguas españolas aunque no se reproduce en ellas ni en el Atlántico ni en el Mediterráneo. No obstante, se menciona su reproducción esporádica en el Atlántico español (López-Jurado, 1997). En el Mediterráneo se encuentra en todas las cuencas (Camiñas, 1998). En la costa africana del mar de Alborán son frecuentes sus varamientos (Ocaña & García de los Ríos, 2002).

Estatus de conservación. Clasificada por la IUCN como en peligro crítico (CR A1abd), es decir en extremado riesgo de extinción en su medio natural en un futuro inmediato. Se ha constatado por observación directa, indirecta a través de índices de abundancia o por los actuales niveles de explotación, una reducción de más del 80% de los efectivos de sus poblaciones en los últimos diez años. La población mundial de esta especie ha sufrido una importante reducción (78%) desde las estimaciones realizadas por la IUCN (IUCN, 2012) están en torno a 115000 hembras, hasta las 20000-30000 hembras (estimadas en 1996) por Spotila et al., and Sarti Martinez, A.L. (2000). Basándose en la información existente de las puestas de esta especie se estima que algunas de las poblaciones más importantes han sufrido un importante descenso como sería el caso de la población con playas de puesta en Malasia, la población del Pacífico Este con playas de puesta en Méjico y Costa Rica. Este fenómeno no es tan acusado en las poblaciones del Atlántico aunque el tamaño de estas poblaciones es menor.

Principales impactos. Entre las principales presiones que sufren las poblaciones de tortuga laúd está la recolecta de huevos en sus playas de puesta, la captura accidental, especialmente por palangre de superficie y redes de deriva durante sus rutas migratorias, los impactos con embarcaciones y la contaminación especialmente por la ingesta de plásticos. En el litoral español la principal amenaza que sufre esta especie es la captura accidental por palangre de superficie seguida por la contaminación especialmente por la ingesta de plásticos.

Medidas de protección y conservación. Aumentar el esfuerzo de observación de la actividad pesquera especialmente en la flota de palangre. Esta medida mejoraría el conocimiento del impacto de la pesca sobre la reducción de las poblaciones de esta especie. Al mismo tiempo, ya que esta especie atraviesa aguas de diferentes jurisdicciones, crear una red que permita la integración de los datos entre diferentes países ayudará a fortalecer y mejorar la gestión de esta especie.

Protección de áreas de alimentación: en la Demarcación Levantino-Balear esta especie se alimenta al sur de las Islas Baleares y es capturada como captura accidental del palangre de superficie. Las Capturas por Unidad de Esfuerzo para esta especie son mucho más bajas que en el caso de la tortuga boba.

En la Demarcación de mar de Alborán y Estrecho de Gibraltar no se registraron capturas accidentales por parte de la flota de palangre española y los varamientos resultaron ser mucho menores.

En la Demarcación Macaronésica los registros de capturas accidentales por parte de los observadores a bordo de los palangreros dentro del programa desarrollado por el

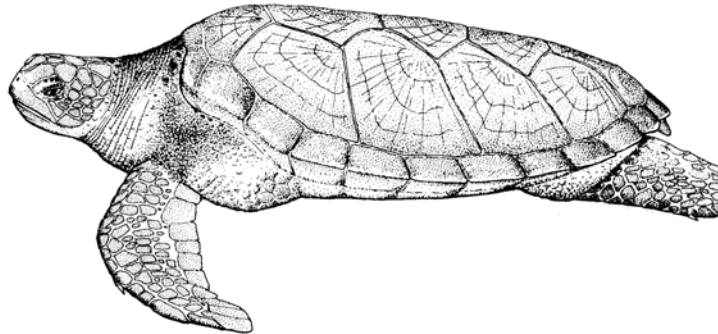


IEO entre 1990 y 2010, dan como resultado que dentro de los límites de la demarcación no se producen capturas accidentales. Tan sólo se recogieron dos registros fuera de los límites de la demarcación al norte del archipiélago canario.

Chelonia mydas

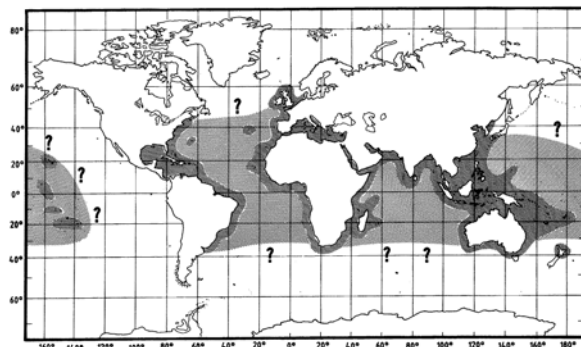
Descripción.

Cuerpo deprimido y caparazón con forma oval en adultos en su cara dorsal (anchura es el 80% de la longitud total). La cabeza es relativamente pequeña, presenta un par de escamas pre-frontales alargadas. Los escudos del caparazón son finos, suaves y flexibles. En la cara dorsal presenta cuatro pares de escudos laterales, cinco pares centrales y normalmente doce pares de escudos marginales.



En la cara ventral presenta 4 pares de escudos inframarginales, 12 pares centrales. El color varía entre combinaciones de amarillo, marrón, y verde desde pálido a muy oscuro y desde mate hasta muy brillante formando radios o manchas.

Distribución geográfica. Ampliamente distribuida por aguas tropicales cerca de la costa. Entre el 20°N y 20°S. En verano el rango de distribución es entre los 40°N y los 35°S. En invierno pueden reducir el rango hasta los 15°S. Ocasionalmente se han encontrado tortugas que sobrepasan estos límites latitudinales durante el invierno.



Hábitat y biología. Es un animal solitario que se alimenta de necton aunque ocasionalmente forma agrupaciones en zonas de alimentación en praderas de fanerógamas y algas. Realizan migraciones desde las colonias de cría hasta las zonas de alimentación; en algunas poblaciones estas migraciones son muy amplias, de hasta



varios miles de kilómetros. Las playas de puesta más importantes están situadas allí donde la temperatura del agua está en torno a 25°C.

Debido al amplio rango de distribución la estación reproductiva varía entre unas localidades y otras entre la primavera y el otoño. Las hembras retornan a desovar a las mismas playas de puesta, normalmente a aquellas playas de las que son originarias. Las hembras desovan cada dos años, con intervalos de puesta de dos semanas en cada estación y entre 2 y 5 puestas por estación. La edad de madurez de las hembras se ha estimado es 6 años aunque algunos autores la sitúan entre los 8 y los 13.

La tortuga verde es depredada durante todo su ciclo vital. Los huevos son alimento para diferentes mamíferos, varanos, cangrejos, etc. Cuando alcanzan el mar las aves marinas son el principal depredador además de otros peces y delfines. Esta depredación continúa hasta que las tortugas alcanzan un tamaño corporal que impide que sean ingeridas. Sobre el cuerpo de las tortugas se asientan epibiontes que pueden causar necrosis y papilomas.

Esta especie es herbívora en edad adulta. Aunque se conoce poco acerca de los hábitos alimenticios hasta que alcanza el tamaño juvenil se asume que son carnívoros para favorecer el desarrollo hasta la talla suficiente como para evitar a los depredadores.

Principales impactos y amenazas. La tortuga verde es capturada principalmente para la obtención de carne. El comercio internacional de esta especie está prohibido, pero su captura para consumo local de carne está permitida en muchas islas del Pacífico, sudeste asiático e Indonesia. Actualmente está incluida en el Convenio Internacional para el Comercio de Especies Amenazadas.

Estatus y conservación. Está considerada en peligro por la UICN tipo A2bd (IUCN, 2012) ya que se sospecha una reducción de sus poblaciones de más del 50% en los últimos 10 años (o tres generaciones) y las causas de esta reducción no cesan o se desconocen.

Tortuga verde en aguas españolas. Aunque se reproduce en el Mediterráneo es poco común en aguas españolas. Tampoco abunda en el Atlántico, con la excepción de las islas Canarias donde se considera común (López-Jurado, 1997), aunque el número de citas no es importante. Hay registradas 31 citas de *Chelonia mydas*, 28 de las cuales corresponden a varamientos (27 en aguas del Atlántico y 1 en Tarragona) y 3 observaciones en el mar, todas en el Mediterráneo; Los 28 varamientos de tortuga verde se distribuyen principalmente en las islas Canarias (11) y a Galicia (11), además 2 ejemplares vararon en Asturias y 3 en Andalucía (Atlántico), y el mencionado de Tarragona. Los ejemplares de Galicia, Asturias y Andalucía deben ser originarios de las poblaciones del Atlántico centro oriental (Tortuguero, en Costa Rica y playas de Venezuela, principalmente) mientras que los ejemplares de Canarias podrían ser originarios de las mismas poblaciones, pero también podrían ser originarios de las poblaciones africanas próximas (Guinea Ecuatorial y Guinea Bissau).



En el Mediterráneo se encuentra confinada una población en la cuenca Levantina. Su área de distribución coincide con la de las praderas y algas de las que se alimenta, y generalmente no sobrepasa los 40-50 metros de profundidad. En aguas españolas su presencia es muy ocasional; las observaciones se reducen a individuos aislados, divagantes de poblaciones del Atlántico Occidental, África o el Mediterráneo Oriental. Se han encontrado ejemplares de esta especie en Galicia, Asturias y Canarias, en el Atlántico, y en las Islas Chafarinas y Levante en el Mediterráneo (López-Jurado *et al.*, 1997), Baleares y norte del Mar de Alborán. El área de puesta en el Mediterráneo se ha visto reducida a la cuenca Levantina, donde se reproduce en playas de Turquía, Líbano, Israel, Egipto y Chipre. El elevado número de ejemplares que se reproducían en Turquía e Israel ha declinado considerablemente (IUCN, 2012). Las crías y los juveniles ocupan hábitats epipelágicos mientras que los adultos habitan las zonas neríticas donde se alimentan de organismos vegetales bentónicos. Habita sobre fondos duros y blandos en la zona infralitoral caracterizada por la presencia de algas y plantas (SPA/BIO Protocol -Barcelona Convention-). De esta especie existen muy pocos datos, se sabe que habita en el Mediterráneo pero solo hay registrado un ejemplo de tortuga varada en 2005 en la costa de Almería además de un ejemplar en 1990 en la costa valenciana.

Los estudios de ADN mitocondrial muestran que los ejemplares mediterráneos forman una población distinta de la del Atlántico (SPA/BIO Protocol (Barcelona Convention)).

En el caso de las tortugas marinas la evaluación se ha centrado en los datos procedentes de las capturas accidentales registradas por las campañas de observación a bordo de la flota de palangre. Las dos especies para las que existen datos son *Caretta caretta* (tortuga boba) y *Dermochelys coriacea* (tortuga laúd). También se ha recopilado información de varamientos de tortugas marinas en las costas mediterráneas españolas (Generalitat Valenciana, Govern de Illes Balears).

A partir de la información obtenida se ha podido realizar un mapeo de la distribución de las capturas accidentales de tortugas. Además se han sometido los resultados a tratamiento estadístico para determinar si la distribución geográfica de las capturas se produce al azar o si responde a un determinado patrón.



2.2.1.4. Aves marinas

Ver informe específico para este grupo.

2.2.1.5. Mamíferos marinos

Ver informe específico para este grupo.



2.2.2. Nivel de hábitat

2.2.2.1. Hábitats/comunidades costeras

La determinación de los hábitats presente en la demarcación del Estrecho y Alborán, y en general en cualquier ecosistema marino ha sido uno de los desafíos durante la redacción de este documento, al igual que lo es en la comunidad científica (Bellan-Santini, *et al.*, 2002). La problemática en la identificación de hábitats radica en la ausencia de listas de referencia, la falta de acuerdo sobre la definición del término hábitat, y a que en el medio marino los hábitats son mucho más difíciles y más costosos de mapear que en el medio terrestre, por lo que apenas hay datos sobre su extensión o ubicación (Fraschetti *et al.*, 2008). Toda esta problemática ha sido abordada a la hora de determinar el número y extensión de las fichas de hábitats desarrolladas (Hofrichter, 2004).

Se ha intentado basar la determinación de los hábitats de la demarcación Estrecho y Alborán en la clasificación EUNIS (Davies y Moss, 1997, 1999; Connor *et al.*, 2004; UNEP-MAP RAC/SPA, 2006; EUNIS, 2001) con objeto de utilizar un sistema de clasificación aceptado en el contexto de la UE y jerárquico que permitiese avanzar en la clasificación de manera ordenada, comenzando con las características abióticas (estrato batimétrico y tipo de sustrato) y terminando con las biológicas (facies, comunidades, etc.). Aunque esto no ha sido siempre posible ya que algunos de los hábitats presentes en el área no están definidos en EUNIS al ser ésta una clasificación realizada principalmente para los hábitats de las islas Británicas y el Mar del Norte. Por ello, en determinados casos se ha recurrido al documento del borrador del Listado de Hábitats del Mediterráneo (Ballesteros *et al.*, en preparación) que es más específico y en el que finalmente tuvieron cabida todos los hábitats detectados en la zona. Por lo tanto y de manera resumida, la determinación de los hábitats se realizó en base a lo descrito en la Directiva y la información disponible mediante los dos siguientes criterios principales:

- Existencia de información suficiente sobre el hábitat como para justificar el desarrollo de una ficha.
- Que se trate de un hábitat predominante o especial (Anexo III, cuadro I de la Ley 41/2010)

Independientemente de la información disponible sobre cada hábitat el conjunto de la diversidad biológica presente en la demarcación se encuentra representada en las fichas del Anexo IV.

En el Mar Mediterráneo, un grupo de expertos en hábitats reunidos por el MAGRAMA, han identificado más de 450 tipos de hábitats/comunidades o biocenosis/asociaciones y facies bentónicos y pelágicos (Ballesteros *et al.*, en preparación). Obviamente, no se dispone de información de los indicadores para aplicar la evaluación a todas las



comunidades identificadas (por ejemplo: Ocaña y Sánchez, 2006, Hofrichter, 2004) y hay que adoptar aproximaciones pragmáticas y eficientes. Por estas razones la Ley 41/2010, en su Anexo III (cuadro I) sugiere aplicar la evaluación sobre una serie de componentes representantes (“proxies” o “surrogates”) de la diversidad biológica según una serie de criterios generales:

- - Hábitat/comunidad predominante.
- - Tipos de hábitats especiales incluidos en Directivas y Convenios anteriores
- - Hábitats en áreas de importancia estratégica: a) áreas concretas expuestas a presiones y/o múltiples y b) áreas sujetas a algún tipo de protección

A parte de estos criterios, la selección de los componentes depende fundamentalmente de la información disponible para aplicar la evaluación. Así, por ejemplo, las cartografías bionómicas están disponibles en casi todas las comunidades autónomas (Tabla 6), y representan la principal fuente de información para evaluar los hábitats bentónicos de la zona costera, ya que (dependiendo de su precisión y resolución) pueden aportar información de al menos 3 indicadores (1.1 Rango de distribución, 1.2 Patrón de distribución y 2.1 Extensión). Sin embargo, aunque se ha puesto un mayor esfuerzo en cartografiar las comunidades bentónicas de las zonas costeras respecto a las zonas profundas, el grado de detalle sigue siendo muy bajo en comparación con las cartografías de comunidades terrestres.

En relación a los hábitats/comunidades bentónicas de esta demarcación, a pesar de su elevado número de tipos, las cartografías bionómicas apenas diferencian unos pocos tipos de hábitat/comunidades bastante genéricos. Esto es debido principalmente a limitaciones de tipo metodológico y a la propia naturaleza de Directivas anteriores. Por otro lado, el número y tipos de campos identificados en una cartografía bionómica difieren entre regiones o comunidades autónomas, debido a variaciones de los criterios metodológicos (Ros, *et al.*, 1985; Simboura, *et al.*, 2002) adoptados por las diferentes administraciones encargadas de realizar los estudios bionómicos, en las diferentes regiones autonómicas y en los diferentes momentos en que han sido ejecutadas. Esta disparidad obliga a adoptar criterios de homogenización que obligan a su vez a simplificar aun más la variedad de tipos de hábitats/comunidades.

Aparte de la información bionómica, la disponibilidad de otras fuentes de datos más o menos continuas en el espacio y en el tiempo, que permitan aplicar la evaluación a otros aspectos de la diversidad biológica, es muy escasa y limitada a muy pocos tipos de hábitat/comunidades. Por ejemplo, en el contexto de la Directiva de Hábitat solo se dispone de una valoración del estado de conservación de las praderas de *P. oceanica* en la Región de Murcia y no de ningún otro hábitat/comunidad de otra región del Mediterráneo. La Directiva Marco de Agua aporta una valoración ecológica (escala EQR) de las masas de agua de las diferentes regiones de la Demarcación, obtenida a partir de indicadores de infauna bentónica, macroalgas y praderas de *P. oceanica*. Esta información de la DMA es muy útil para la aplicación de indicadores de condición



(criterio 1.3) en comunidades infralitorales de fondos blandos y roca y praderas de *P. oceanica* en relación a presiones que afecten a la calidad del agua.

Tabla 6. Especies y comunidades identificadas en las diferentes cartografías bionómicas de la demarcación Estrecho-Alborán (MAGRAMA, 2006, 2009).

Andalucía. Fuente: Ecocartografías (MAGRAMA)	
Comunidades de fondos rocosos litorales e infralitorales	Comunidad de algas fotófilas infralitorales en régimen calmo
	Comunidad de algas fotófilas infralitorales en régimen batido
	Comunidades de algas esciáfilas infralitorales en régimen calmo
	Comunidades con facies de gorgonias
Pradera de <i>Posidonia oceanica</i>	Praderas de <i>Posidonia oceanica</i>
	Praderas de <i>P. oceanica</i> con <i>Cymodocea nodosa</i>
	Praderas de <i>P. oceanica</i> con facies de sustitución de <i>Caulerpa prolifera</i>
	Praderas de <i>P. oceanica</i> con facies de sustitución de <i>C. prolifera</i> - <i>Caulerpa racemosa</i>
	Praderas de <i>P. oceanica</i> con facies de sustitución de <i>C. racemosa</i>
	Praderas de <i>P. oceanica</i> en regresión
Mata muerta de <i>Posidonia oceánica</i>	Tanatocenosis de <i>P. oceanica</i>
Pradera de <i>Cymodocea nodosa</i>	Pradera de <i>C. nodosa</i>
	Pradera de <i>C. nodosa</i> - <i>C. prolifera</i>
	Pradera de <i>C. nodosa</i> - <i>C. racemosa</i>
Caulerpa	Caulerpa
	Pradera mixta <i>C. prolifera</i> - <i>C. racemosa</i>
	<i>C. prolifera</i>
	<i>C. racemosa</i>
	Caulerpa sobre tanatocenosis de <i>P. oceanica</i>
	Praderas de <i>Posidonia oceanica</i>
	Praderas de <i>P. oceanica</i> con <i>Cymodocea nodosa</i>
	Praderas de <i>P. oceanica</i> con facies de sustitución de <i>Caulerpa prolifera</i>
Fondos blandos infralitorales	Comunidades de arenas finas bien calibradas
	Comunidad de arenas fangosas en régimen calmo
	Comunidad de guijarros infralitorales
	Fangos terrígenos costeros
Fondos blandos infralitorales muy contaminados	Fondos blandos infralitorales muy contaminados
Fondos blandos circalitorales: Detrítico costero.	Biocenosis de los fondos detríticos costeros
Fondos blandos circalitorales: Detrítico enfangado	Detrítico enfangado
Maërl	Comunidades de Maërl



Las redes de seguimiento de *P. oceanica* aportan series temporales de has más de 10 años que permiten evaluar las tendencias y tasas de cambio de este hábitat. Sin embargo, toda esta información, como se ve recae sobre unos pocos tipos de hábitat y apenas existe información para llevar a cabo cualquier tipo de evaluación con el resto de hábitat, excepto algún tipo de evaluación basado en el análisis espacial del impacto de las presiones antrópicas sobre el medio (Rodríguez y Ruíz, 2010).

En las zonas más profundas, a más de 50 m, la información sobre tipos, distribución y estado de los hábitat/comunidades es comparativamente mucho más escasa y, por tanto, la aplicación de los criterios de evaluación es mucho más limitada que en la zona costera. Los hábitat predominantes de estas zonas más profundas han quedado por lo general fuera del alcance de las Directivas anteriores de forma que apenas dispone de información adicional de su estado. Apenas se dispone de datos de comunidades de fondos rocosos de más de 50 m, a excepción de zonas muy concretas.

Respecto a las comunidades de fondos blandos profundos, las únicas bases de datos que han sido capaces de proporcionar información útil para evaluar los tipos y características de los hábitats bentónicos a escala de toda la demarcación son las obtenidas en las campañas de arrastre de demersales del IEO (MEDITS) entre 30 y 800 m de profundidad (Anexo II).



En base a lo anterior se han seleccionado un total de 25 hábitats (o conjuntos de ellos) para aplicar la evaluación en la demarcación de Estrecho y Alborán (Tabla 7).

Tabla 7. Hábitats seleccionados en la demarcación Estrecho y Alborán

ESTRATO BATIMÉTRICO	TIPO DE FONDO/PAISAJE	HÁBITAT/COMUNIDAD
LITORAL/INFRALITORAL	Lagunas costeras	1. Comunidades de lagunas costeras
	ROCOSO	2. Comunidades de roca infralitoral con <i>Dendropoma</i> 3. Comunidades de roca <i>Paramuricea</i> e <i>Eunicella</i> 4. Comunidades de roca litoral e infralitoral
	BLANDO	5. Comunidades de fondos blandos infralitorales
	Angiospermas marinas	6. Pradera de <i>Posidonia oceanica</i> 7. Pradera de <i>Cymodocea nodosa</i> y <i>Zostera noltii</i> 8. Pradera de <i>Caulerpa prolifera</i>
CIRCALITORAL	ROCOSO	9. Comunidades de roca circalitoral/ coralígeno
	FONDOS BLANDOS	10. Fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de <i>Peyssonnelia spp.</i> 11. Fondos detríticos costeros con <i>Laminaria rodriguezii</i> 12. Fondos detríticos costeros con Ascidias solitarias 13. Fondos detríticos costeros con <i>Alcyonium palmatum</i> 14. Fondos detríticos costeros con <i>Aphrodite aculeata</i> 15. Fondos detríticos costeros con Sinascidias, <i>Diazona violacea</i> 16. Fondos detríticos costeros con <i>Spatangus purpureus</i> 17. Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos con dominancia de <i>Stichopus regalis</i> 18. Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos con equinoideos (<i>Echinus spp.</i>) 19. Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos con equinoideos (<i>Brissopsis a. mediterranea</i>) 20. Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos con campos de <i>Leptometra phalangium</i>
FONDOS PROFUNDOS	FONDOS DUROS	21. Agregaciones de esponjas y comunidades de corales. Cañones y promontorios submarinos
	FONDOS BLANDOS	22. Fondos profundos con grandes braquiópodos (<i>Gryphus vitreus</i>) 23. Fondos detríticos batiales con Pennatuláceos (<i>Funiculina quadrangularis</i>) 24. Fangos compactos batiales con <i>Isidella elongata</i> . 25. Volcanes de fango

La lista de hábitat/comunidades mostrada en la Tabla 7, no refleja ni mucho menos la complejidad de la diversidad biológica de la Demarcación, sino más bien criterios de tipo pragmático adoptados como primera aproximación para abordar las cuestiones demandadas por la Ley 41/2010. Con esto se pretende más reflejar la existencia de carencias y lagunas importantes que deberán ser subsanadas en las siguientes fases de



la implantación de la Ley. Tras este primer intento de evaluación se deberán invertir esfuerzos para obtener información básica de un mayor número de hábitat/comunidades (además de completar lo que hay) cuyo conjunto sea una representación más fiel de la biodiversidad biológica de la Demarcación de Estrecho y Alborán.

La presente evaluación se ha aplicado sobre aquellos hábitats sobre los que se ha podido disponer de un mínimo de información a nivel de demarcación, el resto de hábitats han sido tratados a parte en una serie de fichas agrupadas en el Anexo IV de este informe. También hay una serie de hábitat evaluados (los de fondos blandos circalitorales) para los que además se ha elaborado la mencionada ficha como información complementaria. En cada ficha se indica la correspondencia de cada hábitat con la clasificación EUNIS, con los tipos de hábitats especiales o predominantes de la Directiva de Hábitats y con las comunidades listadas en el Convenio de Barcelona, y lo que se conoce de su distribución y extensión, sus especies características, presiones e impactos, conservación y grado de amenaza.

2.2.2.2. Criterios para la determinación de un hábitat en los fondos sedimentarios circalitorales y batiales

Actualmente no existen criterios o valores umbral en la bibliografía (Pérès y Picard, 1964; Calvín, 2003; Pfannschmidt S. *et al.*, 2001, UNEP/MAP/RAC-SPA, 2006) que permitan diferenciar entre un fondo con la presencia de una determinada especie de un fondo en el que esa especie forma un hábitat. Además, tampoco está del todo claro cuando una especie es formadora de hábitat y cuando no. Esta característica es clara para los organismos bioconstructores (como las esponjas, los cnidarios, los bancos de ostras, etc.) pero no todos los organismos formadores de hábitats son bioconstructores (Fraschetti *et al.*, 2008). Desafortunadamente apenas existe información sobre que especies pueden considerarse como formadoras de hábitats en fondos circalitorales blandos o en fondos profundos (VV.AA., 2009) Por ello, la determinación y selección de los hábitats presentes en los fondos blandos circalitorales y profundos de la demarcación Estrecho y Alborán se ha realizado empleando la información disponible en la bibliografía sobre comunidades de la zona mediterránea (Ballesteros 1992, 1995; Massuti y Reñones 2005; Ordines y Massutí 2009; Barberà *et al.* 2012) y de la Atlántica (Serrano *et al.*, 2006, 2008, 2010). El primer paso para la determinación de los distintos hábitats presentes en los fondos circalitorales y profundos de la costa de la demarcación del Estrecho y Alborán, fue la selección de las especies o conjunto de especies, consideradas como estructurantes o formadoras de hábitats (Aquamed, 2007; Ballesteros *et al.*, en preparación; García-Charton and Pérez-Ruzafa, 2000, García Raso y García, 2009; García Raso *et al.*, 2010; García-Gómez, 1997, 2007; Rodríguez, 1982; Templado *et al.*, 2009).

Una vez que se seleccionaron las especies, se introdujo un valor umbral de abundancia por km² con objeto de diferenciar aquellas zonas en las que la especie estructurante



estaba presente pero no formaba un hábitat, de las zonas que realmente presentaban dicho hábitat.

Para todas las especies estructurantes se utilizó un valor umbral de 200 individuos o 4 kg/km², con la excepción de *Funiculina quadrangularis* y *Gryphus vitreus*. Aunque la idoneidad de este umbral no pudo ser comprobada para todas las especies estructurantes, en los casos en los que existía información pre-existente (citas antes mencionadas) sobre la localización de alguno de los hábitats (como los hábitats de maërl o los fondos de crinoideos), este umbral fue claramente rebasado, con lo que se estimó que era suficientemente conservador como para detectar los hábitats de la zona, dando un margen incluso para abundancias menores a las descritas. Siempre y cuando la abundancia se cumpliera para uno de los dos criterios se consideró como positiva la presencia del hábitat.

2.3 Fundamentos metodológicos de los criterios e indicadores aplicables

Como ya se ha explicado (1.1.2.) los criterios e indicadores aplicables son diferentes en cada nivel (especie, comunidad/hábitat, ecosistema) y por tanto para cada grupo funcional (mamíferos marinos, aves, reptiles, peces e invertebrados) los métodos de análisis han sido distintos.

2.3.1. Nivel de especie

2.3.1.1. Grupo funcional peces

2.3.1.1.1. Criterio: Distribución de las especies. Indicador: Rango de distribución.

Este indicador intenta reflejar el rango de distribución de las especies de peces y elasmobranquios demersales característicos, muestreados en las campañas científicas de arrastre MEDITS, siguiendo los criterios sobre el buen estado ambiental aplicables al Descriptor 1, a nivel de especies expuestos en la Decisión de la Comisión Europea (2010/477/UE). Este indicador está basado en la presunción de que los cambios en el rango de distribución geográfica (desplazamientos), son debidos fundamentalmente a factores ambientales (Briggs, 1974) y a los cambios que éstos determinan, mientras que los cambios en la extensión de los rangos de su distribución estarán más afectados por el impacto antropogénico (Jennings *et al.*, 1998a; 1999).

Para el cálculo de este indicador, se produjeron matrices de datos geo-referenciados de presencia/ausencia de las especies más representativas de la comunidad demersal (Tabla 5). Los datos proceden de la serie histórica de campañas MEDITS de prospección pesquera con arte de arrastre de fondo en aguas del Mar de Alborán entre 1994-2010. La elección de las especies ha sido realizada en base a los siguientes criterios:

- Aparecieron en más del 50% de las campañas anuales (8 años de los 17 de la serie histórica).



- Cuando la especie apareció, se capturaron al menos 20 ejemplares en toda la campaña y en al menos 5 lances, para garantizar un mínimo de distribución espacial.
- Se excluyeron especies de marcado carácter pelágico o meso-pelágico como *Argyropelecus hemigymnus*, *Boops boops*, *Capros aper*, *Centracanthus cirrus*, *Lampanyctus crocodilus*, *Macroramphosus scopolax*, *Myctophidae*, *Sardina pilchardus*, *Scomber scomber*, *Spicara smaris*, *Trachurus mediterraneus*, *Trachurus picturatus* y *Trachurus trachurus*. Fueron excluidas por que el tipo de arte utilizado (arrastre de fondo con una abertura vertical de aproximadamente 3 m), no es un muestreador adecuado para especies con este comportamiento; así como algunas batiales como *Alepocephalus rostratus* o *Lepidion lepidion*, que solo se muestrea una parte de su área de distribución.

Con estos datos se calculó el porcentaje de cuadrículas con presencia (respecto al total de cuadrículas, tanto en el total del área cubierta, como en cada estrato batimétrico) a lo largo de la serie histórica.

Por la movilidad de las especies a estudio, el área muestreada durante las campañas fue dividida en cuadrículas de 10x10 millas (haciendo un total de 204 cuadrículas para toda la demarcación Estrecho-Alborán), y basándose en esa movilidad de las especies, y que por tanto no están limitadas a un hábitat bentónico muy concreto, se pueden reducir los huecos en el total del muestreo. A partir de aquí, se calculó el porcentaje de cuadrículas con presencia de una determinada especie respecto al total de cuadrículas muestreadas (un total de 116) a lo largo de la serie histórica considerada (1994-2010). Dado que el muestreo es aleatorio estratificado y que, dependiendo de la meteorología, el número de cuadrículas cubiertas varía entre los años, fue necesario estandarizar los porcentajes para hacerlos comparables en el tiempo, dividiendo el porcentaje de cada año por el ratio máximo de cuadrículas muestreadas en la serie histórica de la siguiente manera:

$$\% \text{ cuadrículas} = \frac{C+y}{C_{tot}} / \frac{C_{my}}{C_{max}}$$

Donde $C+y$ es el número de cuadrículas con presencia en el año y , C_{tot} el número total de cuadrículas en el área, C_{my} es el número de cuadrículas muestreadas en el año y , y C_{max} el máximo de cuadrículas muestreadas en un mismo año. Estos porcentajes de presencia estandarizados permiten observar las tendencias temporales a lo largo de la serie histórica para cada una de las especies consideradas.

Además se han clasificado las especies (Tabla 8) en: sensibles (estrategia vital tipo k : caracterizadas por un crecimiento lento y bajo potencial reproductivo; p. ej. *Dalatias licha*) u oportunistas (estrategia vital tipo r : más afectadas por los factores ambientales, alto potencial reproductivo, crecimiento rápido y de pequeño tamaño, p.



ej. *Gadiculus argenteus*), considerándose que las especies sensibles deben expandir o al menos, mantener constante su área de distribución, mientras que las oportunistas deben mantener o reducir su área de distribución.

El BEA, al que se debe tender, se ha definido en el caso de las especies tipo *k* como el mantenimiento o incremento del porcentaje de cuadrículas con presencia de las especies más representativas de la comunidad demersal, mientras que en el caso de las especies tipo *r* se ha definido como la reducción o mantenimiento de ese porcentaje. El % de especies que deben cumplir el incremento se ha establecido en función del número de especies contempladas, de forma que el porcentaje de especies que cumplen con los criterios establecidos no sea debido al azar.

La tendencia de cada especie respecto a su rango de distribución fue evaluada en una escala de tres estados: “creciente”, “estable” y “decreciente”. Cada especie se asignó a un estado u otro dependiendo del valor de la pendiente de la regresión lineal aplicada a la serie histórica de porcentajes de aparición estandarizados. Así, a las especies con pendientes significativas con valores positivos y negativos se les asignó como rango de distribución “creciente” y “decreciente”, respectivamente, mientras que a las especies con pendientes no significativas se les asignó un rango de distribución “estable”. El grado de significancia de la pendiente fue determinado mediante análisis de la varianza (ANOVA).

El porcentaje de especies que presentan condiciones favorables respecto a la obtención del BEA se comparó, mediante la utilización del test binomial, a una proporción que teóricamente se produciría al azar (el 50%) para obtener un balance global del estado de la comunidad de peces demersales.

Tabla 8. Clasificación de las especies seleccionadas según su estrategia vital. *K*: especies caracterizadas por su crecimiento lento y bajo potencial reproductivo; *r*: alto potencial reproductivo, crecimiento rápido y de pequeño tamaño. Demarcación de Estrecho y Alborán.

Especie	Estrategia
<i>Antonogadus megalokynodon</i>	<i>r</i>
<i>Arnoglossus imperialis</i>	<i>r</i>
<i>Arnoglossus laterna</i>	<i>r</i>
<i>Arnoglossus thori</i>	<i>r</i>
<i>Bathysolea profundicola</i>	<i>k</i>
<i>Blennius ocellaris</i>	<i>r</i>
<i>Callionymus maculatus</i>	<i>r</i>
<i>Cepola rubescens</i>	<i>k</i>
<i>Cerastocopelus maderensis</i>	<i>r</i>
<i>Chimaera monstrosa</i>	<i>k</i>
<i>Chelidonichthys lastoviza</i>	<i>k</i>
<i>Coelorhynchus caelorhynchus</i>	<i>r</i>
<i>Conger conger</i>	<i>k</i>
<i>Dalatias licha</i>	<i>k</i>



<i>Echelus myrus</i>	k
<i>Epigonus denticulatus</i>	r
<i>Etmopterus spinax</i>	k
<i>Gadiculus argenteus</i>	r
<i>Galeus melastomus</i>	k
<i>Gobius niger jozo</i>	r
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	k
<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	r
<i>Lepidopus caudatus</i>	r
<i>Lophius budegassa</i>	k
<i>Merluccius merluccius</i>	k
<i>Micromesistius poutassou</i>	r
<i>Mullus barbatus</i>	r
<i>Mullus surmuletus</i>	r
<i>Nezumia aequalis</i>	r
<i>Notacanthus bonapartei</i>	k
<i>Ophichthus rufus</i>	k
<i>Pagellus acarne</i>	r
<i>Pagellus bogaraveo</i>	r
<i>Pagellus erythrinus</i>	r
<i>Pagrus pagrus</i>	r
<i>Phycis blennoides</i>	k
<i>Scyliorhinus canicula</i>	k
<i>Serranus cabrilla</i>	r
<i>Serranus hepatus</i>	r
<i>Spicara maena</i>	r
<i>Symphurus nigrescens</i>	r
<i>Torpedo marmorata</i>	k
<i>Trachinus draco</i>	r
<i>Trachyrhynchus scabrus</i>	k

2.3.1.1.2. Criterio1.1: Distribución de las especies. Indicador: Patrón de distribución dentro del rango de distribución.

Este indicador está basado en los mismos conceptos y datos enunciados para el indicador 1.1.1, es decir ha sido aplicado a las especies de peces y elasmobranquios demersales más representativas capturadas en las campañas científicas de arrastre de fondo MEDITS (Ver Anexo II), y se han utilizado los datos geo-referenciados de presencia/ausencia, ya comentados en el cálculo del indicador 1.1.1. En este caso se han estudiado los porcentajes de presencia de estas especies en los distintos estratos batimétricos buscando posibles cambios en su patrón de distribución, más que en el rango total de distribución en el área cubierta por la campaña. Los estratos muestreados en la serie histórica de campañas analizadas (Tabla 9)



Tabla 9. Estratos batimétricos en las campañas de arrastre MEDITS en la demarcación de Estrecho y Alborán.

Estrato	Límites batimétricos
A	30-50
B	50-100
C	101-200
D	201-500
E	501-800

El cálculo se ha realizado siguiendo el mismo método de estandarización seguido para hacer comparables los datos entre años en el indicador 1.1.1, pero aplicándolo dentro de cada estrato batimétrico de la siguiente forma:

$$\% \text{ Cuadrículas estrato } A = \frac{CA_{+y}}{CA_{tot}} \bigg/ \frac{CA_{my}}{CA_{max}}$$

Donde CA_{+y} es el número de cuadrículas con presencia en el estrato A el año y , CA_{tot} el número total de cuadrículas en estrato A, CA_{my} es el número de cuadrículas muestreadas en el estrato A en el año y , y CA_{max} el máximo de cuadrículas muestreadas en el estrato A en un mismo año.

Este indicador permite evaluar el patrón de los cambios detectados en el indicador 1.1.1, y estudiar si son debidos a cambios en su distribución batimétrica, o si por el contrario, se debe a cambios en el área de distribución conservando el mismo patrón de distribución batimétrica. La tendencia en los distintos estratos ha sido evaluada igual que en el criterio 1.1.1, mediante regresión lineal y análisis de la pendiente. Se han generado gráficas representando la evolución anual de la variación del porcentaje de cuadrículas con presencia de las especies para los 5 estratos considerados, así como mapas anuales del área estudiada indicando las cuadrículas y estratos con presencia.

2.3.1.1.3. Criterio 1.2: Tamaño de la población. Indicador 1.2.1: Abundancia o biomasa de la población.

Se han calculado los índices estratificados de abundancia/biomasa por especie en las campañas de arrastre demersal y se ha evaluado su evolución temporal. Los datos y criterios para la selección de especies demersales a tener en cuenta para el cálculo de este indicador son los mismos especificados para los indicadores del criterio 1.1 e indicadores 1.1.1. y 1.1.2; es decir, ha sido aplicado a las especies de peces demersales más representativas capturadas en las campañas científicas de arrastre de fondo (Tabla 8), en la península de la demarcación de Estrecho y Alborán, MEDITS entre 1994 y 2010 (ver apartado 2.3.1.2.1).

Para el indicador 1.2.1 se propone un cálculo basado en la abundancia media (número/biomasa) de las especies elegidas mediante la siguiente metodología:



- 1) Se han calculado los índices estratificados de abundancia/biomasa en las campañas de arrastre demersal para cada una de las especies consideradas (Tabla 8), y se ha estudiado su evolución temporal a lo largo de la serie histórica, considerada uniforme en cuanto a protocolos de muestreo y estratificación (1994-2010). Igual que para el criterio 1.1, la tendencia durante la serie histórica ha sido evaluada mediante ajuste lineal de los datos anuales tanto de abundancia como biomasa, lo cual ha permitido clasificar las especies en tres categorías: “creciente” (regresión significativa, pendiente positiva), “decreciente” (regresión significativa, pendiente negativa) o “estable” (regresión no significativa).
- 2) Se han transformado los valores de biomasa y número mediante una transformación *estándar score* ó *z-score* (utilizada habitualmente para reducir el efecto de los valores anormales –outliers- en las distribuciones), aplicando a los índices anuales de biomasa y abundancia la siguiente fórmula:

$$Z = \frac{x - \bar{x}}{\sigma}$$

Donde Z es el valor de la desviación normalizada para cada valor, x es el índice anual de biomasa o abundancia, \bar{x} es la media de la biomasa/abundancia a lo largo de la serie histórica y σ es la desviación estándar.

- 3) El valor de Z para la última observación efectuada, indica el estado actual del recurso (Z_{actual}), y se ha utilizado para evaluar el estado de la especie. Para ello se ha comparado Z_{actual} con la media de los valores de Z calculados a lo largo de la serie histórica, la cual por definición es igual a 0 y tiene una desviación estándar igual a 1.
- 4) Al igual que en el criterio 1.1, se ha clasificado cada especie en un tipo de estrategia vital (véase criterios de asignación de las especies a su estrategia vital en el apartado 2.3.1.2.1 y Tabla 8), en dos grupos: sensibles/vulnerables y resistentes/oportunistas. El grupo de especies sensibles/vulnerables se caracteriza por especies que presentan vida larga, tamaño grande y/o baja tasa reproductiva (p. ej. *Raja spp.*, *Lophius spp.*). El grupo de las especies resistentes/oportunistas está caracterizado por especies de alta tasa reproductiva, pequeñas dimensiones y/o vida corta (p. ej. *Capros aper*, *Micromesistius poutassou* o *Gadiculus argenteus*).
- 5) Con esta clasificación realizada se propone un enfoque variable para definir el BEA según la especie muestre una tendencia creciente o decreciente. Así, dependiendo de su estrategia vital, la tendencia a lo largo de la serie histórica y el criterio de los expertos, tendremos **especies sensibles en regresión** (caracterizadas p. ej. por un crecimiento lento, bajo potencial reproductivo, tendencia decreciente en la serie histórica), **especies sensibles estables** (id. anteriores pero sin tendencia decreciente), **especies oportunistas** (especies más condicionadas por factores ambientales que por la pesca y otros factores), y se definieron los siguientes objetivos en función de esta clasificación previa:



- Especies oportunistas con cualquier patrón (creciente o decreciente) de biomasa o abundancia: Cumplirán con los criterios de buen estado ambiental (BEA) cuando el valor de abundancia/biomasa del último año de la serie histórica, no varíe más allá de $\mu \pm \sigma$, es decir, el valor Z_{actual} tiene que variar entre -1 y +1.
- Especies potencialmente sensibles (+edad/-reprod/+tamaño):
 - Con tendencia decreciente: Cumplirán con el criterio de BEA cuando el valor de la abundancia/biomasa del último año crezca por encima de la estimación de $\mu + 0.5\sigma$, es decir Z_{actual} debe ser mayor o igual que +0.5.
 - Con tendencia estable o creciente: Cumplirán con el criterio de BEA cuando el valor de la abundancia/biomasa del último año se mantenga estable o crezca, y por tanto sea mayor que μ , entendiéndose que nunca es malo que las especies potencialmente vulnerables aumenten. Pero aun así se ha de dar un rango de valores negativos que den margen a las fluctuaciones naturales, la variabilidad natural, de una especie que no se encuentra en tendencia decreciente, es decir Z_{actual} debe ser mayor o igual que -0.5.

Los criterios usados para la atribución del estado ambiental son:

- Especies sensibles/vulnerables con tendencia creciente: se le atribuye el buen estado ambiental (BEA) cuando $Z \geq -0.5$;
- Especies sensibles/vulnerables con tendencia decreciente: se le atribuye el buen estado ambiental (BEA) cuando $Z \geq +0.5$;
- Especies oportunistas/resistentes con cualquier tendencia: se le atribuye el buen estado ambiental (BEA) cuando $-1 \leq Z \leq +1$.

6) En los tres casos, una vez hecha esta valoración y para evaluar estos objetivos dentro de un marco más general (del criterio 1.2) se comprueba la proporción de especies que cumple con los objetivos fijados; y se evalúa si esta proporción es lo suficientemente alta para que, basándonos en la distribución binomial, la probabilidad de que este cumplimiento sea debido al azar sea menor del 5%.

2.3.1.1.4 Criterio 1.3: Estado de la población. Indicador 1.3.1: Evolución del percentil 95% de la distribución de tallas

Para dar respuesta al criterio 1.3 Estado de la población a nivel de especie se ha utilizado el indicador 1.3.1 Evolución del percentil 95 % de distribución de las tallas.

Los datos y criterios para la selección de especies demersales (Tabla 8) a tener en cuenta para el cálculo de este indicador son los mismos especificados para los indicadores del criterio 1.1; es decir, ha sido aplicado a las especies de peces y elasmobranchios demersales más representativas capturadas en las campañas



científicas de arrastre de fondo, en la península de la demarcación de Estrecho y Alborán, (MEDITS) entre 1994 y 2010.

Los datos utilizados en los cálculos de este indicador fueron las abundancias estandarizadas (individuos/lance) por clase de talla de las especies seleccionadas (Tabla 8). Con ellos se determinó anualmente la talla por debajo de la cual se engloban el 95% de los individuos de la población de cada especie a lo largo de la serie histórica de campañas. Este indicador ha sido calculado para cada año de muestreo al fin de poder observar su evolución temporal.

El indicador se calcula estimando el valor anual del percentil 95 de la distribución de tallas de la especie en las campañas seleccionadas. El percentil p -ésimo ($0 \leq p \leq 1$) de N valores ordenados (desde el menor al mayor) se obtiene calculando en primer lugar el rango (ordinal) n :

$$n = \frac{P}{100} \times N + \frac{1}{2}$$

Donde P es el percentil que se quiere calcular y N el número de muestras.

Se redondea el resultado al entero más cercano, y luego se toma el valor de la variable (Talla) que corresponde a ese rango. Hay que tener en cuenta que el valor redondeado de n es el menor entero que supera $\frac{P}{100} \times N$.

Este cálculo ha sido efectuado para las 44 especies de peces y elasmobranquios (Tabla 8) de la comunidad demersal por cada año de muestreo, desde el 1994 hasta el 2010. Se podría pensar que una disminución del valor de este indicador normalmente es índice de un aumento de la presión pesquera (Shin *et al.*, 2005).

El objetivo propuesto es identificar tendencias crecientes o por lo menos estables, por lo que se realiza un ajuste mediante regresión lineal a las evoluciones de los percentiles 95% de cada especie. El grado de significancia de la pendiente de estas regresiones fue determinado mediante análisis de la varianza (ANOVA).

Las condiciones de base se establecerán utilizando el método de “condiciones establecidas a partir de un estado anterior” (OSPAR, 2011). En futuras evaluaciones se estudiará la evolución de este indicador desde la evaluación previa y el conjunto de la serie histórica.

2.3.1.2. Grupo funcional Reptiles (Tortugas)

2.3.1.2.1. Criterio 1.1: Distribución de las especies. Indicadores 1.1.1 y 1.1.2: Área y patrón de distribución

De las siete especies de tortugas marinas existentes, tres de ellas están presentes en el mar Mediterráneo: Tortuga boba (*Caretta caretta*), tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*) y Tortuga verde (*Chelonia mydas*). Sin embargo sólo de las dos primeras existen citas históricas en la demarcación de Estrecho y Alborán.



En este caso se ha analizado la captura accidental asociada a la actividad de la flota de palangre española. Se ha determinado como el palangre de superficie dirigido al pez espada (codificado como LLHB) es el arte que presenta mayor Captura por Unidad de Esfuerzo. También se ha podido determinar que aumentando el esfuerzo de observación y las campañas orientadas a realizar una estima de la abundancia y la distribución de las poblaciones de tortuga se podrían mejorar las medidas de gestión pesquera orientadas a reducir el by-catch prestando atención a las zonas donde se ejerce el esfuerzo pesquero y la época del año.

La tortuga boba (*Caretta caretta*) es una especie clasificada como en peligro según la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) ya que en los últimos diez años sus poblaciones han sufrido un descenso de más del 50% de sus efectivos. Además esta especie presenta altos niveles de explotación.

Para el estudio de los reptiles en esta demarcación se ha procedido a realizar un estudio de la distribución los varamientos (obtenidos del registro de varamientos de la Junta de Andalucía) y de las capturas accidentales de tortugas marinas producidas por la flota palangrera española que opera en la zona. Los límites del estudio superan los límites de la demarcación establecidos por la directiva ya que el área de extensión en el operan estos barcos es más amplio y esto influye en las poblaciones de tortugas.

Los datos se han obtenido a través de las campañas de observadores a bordo que ha realizado el IEO entre los años 1990 y 2010. Los observadores a bordo de los palangreros toman diferentes datos, coordenadas del inicio y fin de la calada, especie objetivo y capturas accidentales. Para este estudio hemos considerado como posición geográfica en la que se produce cada captura accidental la del inicio de la calada del palangre. Estos palangres se han codificado del siguiente modo:

LLHB: palangre de superficie dirigido al pez espada.

LLAM: palangre de superficie de tipo americano dirigido al pez espada.

Con estos datos se han realizado mapas de distribución del esfuerzo pesquero con los palangres y de la distribución espacial de las capturas accidentales. Para ello se ha dividido la superficie estudiada en cuadrículas de tamaño de un grado por un grado. A continuación, cuando los datos han sido suficientes se ha realizado un test de bondad de ajuste mediante el estadístico Chi cuadrado con el objetivo de determinar la aleatoriedad de la distribución espacial de las capturas.

Caretta caretta

Se ha subdividido la demarcación en cuadrículas de un grado por un grado. A continuación se han realizado cuatro tipos de mapas. Uno en el que se representan las capturas accidentales de tortuga boba para cada tipo de palangre. Otro en el que se representan los esfuerzos realizados por arte, un tercer tipo en el que se representan las cuadrículas con mayor abundancia de tortugas teniendo en cuenta la CPUEs (capturas por unidad de esfuerzo) más altas para cada tipo de palangre y finalmente



uno en el que se representan los datos obtenidos de los varamientos. Las coordenadas corresponden a la posición de inicio de las caladas del palangre.

El objetivo es estimar las abundancias relativas de tortuga en función de la capturabilidad para determinar un patrón en la distribución de los ejemplares en esta zona. No se ha podido realizar una prueba de bondad de ajuste a través del estadístico χ^2 para determinar si la distribución de las capturas para los diferentes artes de pesca en las cuadrículas es aleatoria o responde a un patrón debido a la escasez de datos.

2.3.1.2.2. Criterio 1.2. Tamaño de la población. Indicador 1.2.1 Abundancia de la población.

Este criterio no ha podido ser evaluado para el grupo funcional reptiles debido a la falta de datos. Un registro prolongado y sistemático de los varamientos podría ser utilizado para realizar una estima de la abundancia de las poblaciones de tortuga en la demarcación. Al mismo tiempo un aumento del esfuerzo de observación o el desarrollo de campañas cuyo objetivo sea el avistamiento y la evaluación de las poblaciones de reptiles permitirían el desarrollo de este criterio.

2.3.1.2.3. Criterio: 1.3. Estado de la población.

En el caso del grupo reptiles, los criterios utilizados han sido los siguientes:

Caretta caretta

- Tasas de fecundidad: Las puestas se producen cada 2 o 3 años entre finales de la primavera y principios del verano; cada hembra pone entre 2 y 5 veces en cada estación reproductora y el periodo entre puestas varía entre 10 y 20 días (SPA/BIO Protocol, 2003), 80-200 huevos por puesta.
- Características demográficas.
- Longitud mayor del caparazón.
- Tasas de mortalidad: Alta tasa de mortalidad natural en neonatos e inmaduros.
- Estructura genética: En el Mediterráneo confluyen 3 poblaciones procedentes de las playas de puesta en cabo Verde, Mediterráneo Oriental y Florida y Caribe (Monzón-Arguello *et al.*, 2010)

Dermochelys coriacea

- Tasas de fecundidad: La estación reproductora es en otoño e invierno. Las hembras ponen cada 2-3 años de 5 a 6 veces en cada estación (SPA/BIO Protocol, 2003).

2.3.1.3. Grupo funcional Aves marinas

Ver el documento específico para este grupo funcional.



2.3.1.4. Grupo funcional Mamíferos marinos

Ver el documento específico para este grupo funcional.

2.3.2. Nivel de hábitat

Como se ha mencionado anteriormente en el apartado 2.2.2. La Directiva de Hábitats hace referencia al término hábitat para referirse tanto a las características abióticas de una comunidad como a la comunidad biológica asociada. En base a esta hipótesis y a lo descrito en el cuadro 1 del anexo III de la ley 41/2010, se han inventariado un total de 25 hábitats (o conjuntos de ellos) para aplicar la evaluación en la demarcación de Estrecho y Alborán (Tabla 7). La determinación de los hábitats presentes en la demarcación y en general en cualquier ecosistema marino ha sido uno de los desafíos para la redacción del documento. La problemática en la identificación de hábitats radica en la ausencia de listas de referencia, falta de acuerdo sobre el propio término de hábitat y que en el medio marino los hábitats son mucho más difíciles y más costosos de caracterizar (mapas, etc.) que en el medio terrestre, por lo que apenas hay datos sobre su extensión o ubicación (Fraschetti *et al.*, 2008). Toda esta problemática ha sido abordada a la hora de determinar el número y extensión de las fichas de hábitats que se exponen.

La determinación de los hábitats en la demarcación del Estrecho-Alborán, se ha basado en la clasificación EUNIS (Davies y Moss, 1997, 1999; Connor *et al.*, 2004; RAC/SPA, 2006; EUNIS, 2001) con objeto de utilizar un sistema de clasificación aceptado en el contexto de la UE y jerárquico que permitiese avanzar en la clasificación de manera ordenada, comenzando con las características abióticas (estrato batimétrico y tipo de sustrato) y terminando con las biológicas (facies, comunidades, etc.). De esta forma, los criterios EUNIS se han mantenido en el desarrollo de las fichas, empleando los estratos batimétricos y tipos de sustrato que aparecen en esta clasificación y respetando (cuando fue posible) la denominación de los hábitats.

No obstante, esta clasificación responde a unos criterios que no son los de la directiva y tampoco tiene en cuenta el grado de información disponible para cada hábitat por lo que finalmente no pudo ser seguida para la selección de los hábitats que aparecen en las fichas. Uno de los principales problemas a la hora de usar la clasificación EUNIS en el desarrollo de las fichas de hábitats es que no distingue lo que la decisión llama *tipos de hábitats especiales* del resto. Por hábitats especiales la decisión se refiere a *hábitats que la legislación comunitaria (Directivas «Hábitats» y «Aves silvestres») o los convenios internacionales reconocen y consideran de interés especial para la ciencia o la diversidad biológica*. De esta forma, el hábitat “coral garden” incluido en la lista de hábitats amenazados o en declive de OSPAR no se encuentra recogido dentro de la lista de EUNIS (2001) y se encontraría repartido entre más de seis hábitats de esta clasificación (hábitats EUNIS A4.131, A4.214, A4.215, A4.721, A4.112, A4.214).



Además, al ser una clasificación realizada principalmente para los hábitats de las islas Británicas y el Mar del Norte no recoge la diversidad biológica de las aguas del Estrecho de Gibraltar y mar de Alborán, siendo numerosos los hábitats presentes en esta demarcación que no se encuentran incluidos en EUNIS. Por último, el nivel de agregación necesario en función de la información disponible y de las necesidades de la Directiva no es el mismo que el de la clasificación EUNIS.

Por lo tanto y de manera resumida, la determinación de los hábitats presentes en las fichas del Anexo IV se realizó en base a lo descrito en la Directiva y la información disponible mediante los dos siguientes criterios principales:

- Existencia de información suficiente sobre el hábitat como para justificar el desarrollo de una ficha
- Que se trate de un hábitat predominante o especial (Anexo III, cuadro I de la ley 41/2010, de protección del medio marino)

Independientemente de la información disponible sobre cada hábitat, el conjunto de la diversidad biológica presente en la demarcación del Estrecho-Alborán se encuentra representada en las fichas del Anexo IV, si bien con diferente nivel de detalle. De esta forma las fichas pueden ser tan detalladas como para representar la distribución espacial de las comunidades de *Posidonia* a lo largo de la costa o tan general como la ficha de los Fondos Duros Circalitorales. Entre estos dos niveles de detalle se representan el conjunto de hábitats y comunidades biológicas al alcance de la información recopilada en esta demarcación.

2.3.2.1. Criterio 1.4: Distribución del hábitat.

2.3.2.1.1. Indicador 1.4.1: Área de distribución.

Hábitats costeros (lagunas, roca, sedimentos, praderas)

Indicador relacionado principal: número de lagunas no desecadas.

Son formaciones características de mares o regiones en las que el rango mareal es reducido debido a que las corrientes de marea impiden el desarrollo completo de estas estructuras. (Anexo IV)

Comunidades de roca infralitoral

Indicador: límites de los polígonos de hábitat rocoso

Indicador: número de polígonos de hábitat rocoso por límite administrativo

Los límites de los polígonos de hábitat rocoso son en general muy estables en condiciones naturales a corto y medio plazo. En el límite superior, zonas supra y mediolitoral, su distribución puede variar a largo plazo en función de los cambios de nivel de mar. En la zona infralitoral, es posible identificar cambios estructurales debido a alteraciones naturales en los procesos sedimentarios y variaciones en los regímenes hidrodinámicos que provocan enterramientos o afloramientos de estructuras rocosas.



La desaparición de hábitat rocoso a corto y medio plazo puede considerarse como un deterioro provocado generalmente por causas antrópicas, asociadas a cambios en la dinámica sedimentaria y el hidrodinamismo, debido principalmente a infraestructuras costeras (playas artificiales, espigones, diques, puertos etc.).

La identificación y seguimiento de polígonos de hábitats rocosos litorales y someros puede hacerse a partir de fotografía aéreas. En zonas infralitorales más profundas, el seguimiento de los cambios en la extensión de las comunidades de arrecifes rocosos, se realiza a través del buceo autónomo, vídeo por control remoto (ROV) o mediante métodos acústicos, sobre todo en aquellas áreas con una extensión considerable, completando la información con verificación sobre el terreno mediante ROV o buceadores. Los datos de cobertura son básicos para la valoración de las estructuras biogénicas y las variaciones tanto espaciales como temporales (Hill *et al.* 1998).

Un posible indicador del rango de distribución aplicable puede ser el número de polígonos de hábitat rocoso para los diferentes límites administrativos (comunidades autónomas por ejemplo) o en relación a la longitud de la costa, el cual debe de permanecer estable a lo largo del tiempo si no desaparece ningún polígono. Sin embargo, la heterogeneidad en las fuentes de información y cartográficas y la diferencia en la precisión de la cartografía, hacen este indicador poco fiable y las estimas que se realicen estarán con toda probabilidad subestimados (Anexo IV).

Los límites de distribución del hábitat rocoso se basan en las cartografías disponibles en la actualidad realizadas con fotografías aéreas, imágenes de satélite o estudios con sonar de barrido lateral. Es básico realizar un mayor esfuerzo cartográfico, identificando con una mejor definición el número de polígonos, sobre todo aquellas unidades de origen biogénico que son especialmente sensibles a las presiones antrópicas.

Comunidades de fondos blandos infralitorales

La distribución de los fondos blandos infralitorales está determinada por las condiciones físicas del medio, dado que la fisiografía y geología de la zona asociada con el régimen hidrodinámico determinan la tipología del sedimento depositado (Elliott *et al.*, 1998).

Praderas de fanerógamas

Indicador relacionado principal: posición de los límites superior e inferior de las praderas de *P. oceanica*.

Fondos blandos circalitorales y batiales:

Indicador principal: profundidad máxima y mínima

Indicador secundario: rango de profundidad "óptimo" (rango intercuartil 25-75)

Indicador principal: latitud máxima y mínima



Indicador principal: longitud máxima y mínima

En cuanto a la profundidad, en el caso de los hábitats obtenidos en las campañas de arrastre MEDITS, se ha considerado el rango total sin excluir puntos atípicos ya que la definición de hábitat ya incluye un filtrado por abundancias. Se facilita también el rango intercuartil, como indicador de las profundidades que agrupan la mayor parte de las presencias, lo que se puede asumir como rango óptimo.

Respecto a la dimensión geográfica, se ha optado por el rango de latitud y longitud. En hábitats donde la información de base está menos estandarizada y/o es más heterogénea, como los fondos rocosos o infralitorales, se ha optado por dar un valor de rangos cuando haya un número de citas fiable (al menos 5 referencias).

2.3.2.1.2. Indicador 1.4.2: Patrón de distribución.

Hábitats circalitorales y profundos (maërl, coralígeno, sedimentos y roca circa)

Este criterio no va a ser evaluado. El patrón hace referencia a la forma en la que el hábitat se distribuye en el espacio (al azar, agregado, de manera uniforme). Se trata de una información que no está disponible para la mayor parte de los hábitats, ya que requiere de un muestreo específico (ej. transectos de video) que ha sido usado en pocos casos y una cobertura espacial amplia que tampoco está disponible en gran parte de los casos. De esta forma, los datos de campañas de arrastre no permiten establecer la forma en la que los hábitats se encuentran distribuidos en el espacio ya que el resultado final del arrastre es el conjunto de organismos presentes en la zona muestreada, sin que sea posible determinar si estos se encontraban distribuidos homogéneamente a lo largo de toda la zona de estudio o concentrados en una zona concreta.

Posible indicador (Cochrane *et al*, 2010): proporción de cuadrículas con extinciones y/o nuevas presencias del periodo de los últimos 5 años respecto a periodos anteriores

2.3.2.2. Criterio 1.5: Extensión del hábitat.

2.3.2.2.1. Indicador 1.5.1: Área ocupada por el hábitat.

Hábitats circalitorales y profundos (maërl, coralígeno, sedimentos y roca circa)

Indicador principal: área ocupada por cada tipo de hábitat

Indicador secundario: frecuencia de ocurrencia por cuadrícula de cada hábitat (en caso de que no se disponga de cartografiados continuos)

Indicador secundario: porcentaje de estrato batimétrico ocupado por el hábitat.

En los casos en que se dispone de cartografiados continuos bien por estudios de cartografiado bionómico o de recursos (por ejemplo bosques de laminariales, *Cystoseira*, eriales de erizos) se habrá podido desarrollar el indicador principal. En casos donde la información está basada en estaciones de muestreo fijas, como es el



caso de los hábitats circalitorales y batiales sedimentarios que se evalúan principalmente a partir de los datos de campañas, la aproximación ha sido por porcentaje de cuadrículas. También se ha calculado el porcentaje de estrato batimétrico ocupado por cada hábitat, con el objetivo de definir mejor el escenario de aparición con miras a evaluar posibles cambios.

En esta evaluación inicial no se han podido aplicar modelos de idoneidad de hábitat para obtener cartografiado continuos a partir de datos de presencias puntuales por la falta de capas ambientales (hidrodinamismo, reflectividad...) para el conjunto de la demarcación o por la baja resolución de las existentes. Esta metodología se aplicará en las siguientes etapas de la Estrategia Marina. (Posibilidad de poner ejemplos de *Dendrophyllia*...)

2.3.2.3. Criterio 1.6: Estado del hábitat.

2.3.2.3.1. Indicador 1.6.1: condición de especies y comunidades típicas.

Hábitats circalitorales y profundos (maërl, coralígeno, sedimentos y roca circa)

Indicador: índice de riqueza (nº de especies) por hábitat

Indicador: índice de diversidad de Shannon:

Se han calculado dos índices ecológicos como descriptores del estado de los hábitats, la riqueza (S), calculada como el número de especies, y la diversidad de Shannon (H', Shannon & Weaver, 1949), calculada como:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

donde:

- S – número de especies (riqueza)
- p_i – proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos (es decir la abundancia relativa de la especie i): n_i/N
- n_i – número de individuos de la especie i
- N – número de todos los individuos de todas las especies

De esta forma, el índice evalúa la diversidad teniendo en cuenta tanto la cantidad de especies presentes en el área de estudio (*riqueza de especies*), como la cantidad relativa de individuos de cada una de esas especies (*abundancia*)

Ambos índices están muy afectados por la precisión taxonómica aplicada a los datos base. Por tanto los análisis de series históricas hay que analizarlos a la luz de los posibles cambios en la identificación de las especies (Magurran, 1988).

2.3.2.3.2. Indicador 1.6.2: Abundancia relativa y/o biomasa



Hábitats costeros (lagunas, roca, sedimentos, praderas)

Praderas de angiospermas marinas:

Aplicable, pero la mayoría de los programas de monitoring no lo incluyen. No hay información y en la practica es muy complejo y puede ser muy variable debido a la gran cantidad de factores y variables que la influyen.

Hábitat circalitorales y profundos (maërl, coralígeno, sedimentos y roca circa)

Fondos blandos circalitorales y batiales:

Indicador: biomasa de la especie estructurante

Indicador: composición de la abundancia por grupos funcionales

En el caso de hábitats biogénicos, se utiliza como indicador la biomasa de la especie estructurante o bioconstructora (coral, esponjas, erizos...).

La fauna asociada se ha descrito con textos en cada ficha, pero como indicador numérico se ha calculado la composición de grupos funcionales (en relación con el descriptor 6.2.1).

2.3.2.3.3. Indicador 1.6.3: condiciones físicas, químicas e hidrológicas.

Hábitats circalitorales y profundos (maërl, coralígeno, sedimentos y roca circa)

Fondos blandos circalitorales y batiales:

Este criterio no ha sido utilizado, al considerarse que la información ligada a hábitats está obtenida de una forma demasiado puntual o anecdótica, y a que los patrones espaciales físicos, químicos e hidrológicos superan la escala de los hábitats. Serían recomendables estudios a meso- microescala, que no están por ahora desarrollados.



2.3.3. Nivel ecosistema

El ecosistema entendido como comunidad, se evalúa utilizando el criterio de indicadores subrogados a partir del ecotipo peces demersales de fondos blandos. Para abordar la evaluación inicial a nivel de ecosistema es necesario integrar la información de los ecotipos fitoplancton y zooplancton con los restantes componentes abióticos y bióticos (los diferentes grupos funcionales, de plancton a aves y mamíferos marinos). Para el análisis integrado de los indicadores de los diferentes grupos funcionales es necesario, en primer lugar, que éstos vengan expresados en unidades compatibles, como por ejemplo biomasa en unidades de carbono. Posteriormente es posible derivar indicadores que reflejen la estructura del ecosistema, como por ejemplo relaciones entre grupos funcionales (p.ej. biomasa de productores primarios frente a consumidores: relación autótrofos: heterótrofos) o parámetros del espectro normalizado de biomasa-tamaño (Gil de Sola, 1999). Gracias a la abundante información de que se dispone por los resultados de las campañas de evaluación de recursos pesqueros unidos a su peso en el ecosistema marino, han permitido evaluar los siguientes criterios e indicadores:

2.3.3.1. Grupo funcional peces

2.3.3.1.1 Criterio 1.7: Subrogado Ecotipo Peces demersales.

Indicador 1.7.1. Composición y proporciones relativas de los componentes de los ecosistemas. Indicador: Talla máxima media.

Los datos y criterios para la selección de especies demersales a tener en cuenta para el cálculo de este indicador son los mismos especificados para los indicadores del criterio 1.1; es decir, ha sido aplicado a las especies de peces demersales más representativas capturadas en las campañas científicas de arrastre de fondo, en la demarcación de Estrecho y Alborán, (MEDITS) entre 1994 y 2010 (Anexo III)

La talla máxima media (“*Mean Maximum Length*”) se aplicará al ecotipo peces y elasmobranchios demersales característicos (ver apartados anteriores). El indicador se calcula estimando el valor anual de talla máxima media de la siguiente manera:

$$\overline{L_{\max}} = \frac{\sum_j L_{\max j} N_j}{N}$$

Donde $L_{\max j}$ es la talla máxima, obtenida con el muestreo, para la especie j , N_j es el número de individuos de la especie j , y N es el número total de individuos. Sería preferible utilizar la L^∞ como talla máxima; sin embargo, como no se dispone de ese dato en la mayoría de las especies no comerciales, se ha empleado la talla máxima registrada en la campaña considerada.



Este indicador de estado expresa la evolución histórica de la media de la talla máxima de la comunidad de peces y elasmobranquios y tiene en cuenta las variaciones de las tallas intraespecíficas (fenotípicas) que pueden afectar a este indicador. Puesto que se acepta como norma general que en una comunidad bien estructurada la ratio entre especies grandes y pequeñas se mantiene estable y que además, en estas comunidades las especies grandes están presentes en buen número; una disminución del valor de este indicador normalmente indicaría un aumento de la presión pesquera (Shin *et al.*, 2005).

Para completar los resultados se ha evaluado la abundancia relativa de los individuos de especies grandes frente a los que tienen una talla máxima inferior. La talla considerada como un umbral adecuado para definir a los peces “grandes” en la demarcación de Estrecho y Alborán, es la de 35 cm de talla máxima (identificada en el indicador de proporción de peces grandes (LFI) como el umbral más aparente para la demarcación del Estrecho-Alborán, ver Descriptor 4). Hay que tomar en cuenta que en el Mar del Norte la determinación de estos umbrales se basa en la proporción de individuos mayores que una determinada talla. En principio, el límite se puso en el 5% y el indicador se basó en la abundancia y no en la biomasa. Más adelante y con el propósito de que este indicador presentara una mayor respuesta primaria a la actividad humana y una menor sensibilidad frente a otras causas de cambio, se subió este umbral a 40 cm y se empezó a usar la biomasa para disminuir la contribución de los peces pequeños a este indicador (Greenstreet *et al.*, 2011). En el Mar Celta el umbral son 50 cm (Shepard *et al.*, 2011).

El objetivo propuesto es identificar tendencias crecientes o por lo menos estables. Las condiciones de base se establecerán utilizando el método de “*condiciones establecidas a partir de un estado anterior*” (OSPAR, 2011). En futuras evaluaciones se estudiará la evolución de este indicador desde la evaluación previa y el conjunto de la serie histórica.

Indicador 1.7.1. Composición y proporciones relativas de los componentes de los ecosistemas. Indicador: Estado de Conservación de los Peces (CSFa).

El CSFa es un indicador del estado de conservación de los peces desarrollado para evaluar las tendencias en la biodiversidad de especies sensibles de peces (Piet *et al.*, 2007) y para respaldar la Política Pesquera Común (PPC) en cuanto a la puesta a punto de un enfoque ecosistémico para la gestión de las pesquerías (COM, 2008-187).

Este indicador utiliza la talla máxima como aproximación a la vulnerabilidad de la especie puesto que (i) la pesca desde el punto de vista espacio-temporal está dirigida generalmente a los individuos/especies más grandes, (ii) los artes de pesca son selectivos respecto al tamaño y, a menudo están diseñados para capturar a los peces más grandes y permitir el escape de los más pequeños, (iii) por la acumulación de la mortalidad a lo largo de la vida de una cohorte, los peces y elasmobranquios más viejos (normalmente con mayor tamaño) son cada vez más escasos, y (iv) las especies



grandes son más vulnerables porque tienen tasas potenciales de crecimiento menor, y por ello serán menos capaces de resistir una determinada tasa de mortalidad (Jennings *et al.*, 1998, 1999).

Los datos y criterios para la selección de especies demersales a tener en cuenta para el cálculo de este indicador son los mismos especificados para los indicadores del criterio 1.1; es decir, ha sido aplicado a las especies de peces demersales más representativas (Tabla 8), capturadas en las campañas científicas de evaluación de ecosistemas y recursos demersales con arte arrastre de fondo, en la demarcación del Estrecho y Alborán, (MEDITS) entre 1994 y 2010.

Además de estos criterios, que han sido aplicados a todos los indicadores en el Descriptor 1, se ha aplicado como criterio específico para este indicador el que la talla asintótica (L_{∞}) y / o talla máxima registrada total de las especies seleccionadas sea mayor de 35 cm, talla que se considera como un umbral adecuado para definir a los peces “grandes” en el área (ver también el Descriptor 4).

Tabla 10. Número y porcentaje de individuos (N_{ind}) y especies (N_{esp}) por encima de distintas tallas umbrales (45, 40, 35, 30 cm).

Tallas	N_{ind}	$\%N_{ind}$	N_{esp}	$\%N_{esp}$	prob
45	8870	5.48	15	34.091	0.2870
40	12442	7.69	18	40.909	0.3605
35	17890	11.05	21	47.727	0.4289
30	25176	15.56	24	54.545	.5057

El indicador CSF trabaja con las 20 especies de mayor tamaño que superaran los criterios de selección arriba mencionados. Se calcularon las abundancias estratificadas por clase de talla (en número), siguiendo el método propuesto por Piet *et al.* (2007).

Previamente al cálculo del indicador se excluyeron algunas especies para las que el muestreo no se considera adecuado por las siguientes razones:

- Morfología, comportamiento o preferencia de hábitat que conllevaba una baja capturabilidad como especies pelágicas frecuentes en la columna de agua pero escasas cerca del fondo (p.ej. anchoa o sardina) en ciertas horas del día, ya que el arte de pesca utilizado en las campañas tiene una abertura vertical cercana a los 3 m.
- Tasa media anual de captura reducida, inferior a 20 individuos (independientemente de la talla) en toda la zona de estudio y a lo largo de toda la serie histórica, con lo que se pueden considerar especies accidentales en el área de estudio.
- La identificación no es fiable a lo largo de la serie histórica.
- Especies presentes en menos de 5 lances por campaña.
- La especie esta presente en menos del 33% de los años de la serie histórica.



- e) Talla asintótica (L_{∞}) y / o talla máxima registrada total < 35 cm, talla que se considera como un umbral adecuado para definir a los peces grandes en el área siguiendo la metodología propuesta por Shephard *et al* (2011) (Ver documento para el Descriptor 4)

El proceso para seleccionar las 20 especies consideradas para el indicador, a partir de las especies no excluidas, ha sido el siguiente:

1. Se ha elaborado la lista de las especies capturadas a lo largo de toda la serie histórica con talla media asintótica (L_{∞}) ≥ 35 cm. La talla asintótica debería calcularse a partir de la talla total y los datos de las edades recogidos en el mismo muestreo, sin embargo, dado que en muchos casos se carecía de esos datos, en su lugar se utilizó la talla máxima registrada en toda la serie histórica (L_{max}).
2. Las especies se ordenan de mayor a menor L_{∞} o L_{max} .
3. Se seleccionaron las 20 especies de mayor talla (todas si hay menos de 20 especies).
4. Para cada una de las especies identificadas en el punto '3' se calculó la tasa media de captura estratificada (ponderada a la superficie del estrato) de individuos de longitud $\geq 0,5 L_{\infty}$ o de L_{max} .

Una vez obtenidos estos datos de las especies con sus respectivas abundancias, se procedió de la siguiente manera:

- Para cada especie se calculó la media de las capturas (en número) de los 3 primeros años de la serie histórica y se obtuvo la combinación lineal (resta) con cada uno de los años siguientes. Teniendo en cuenta que la serie histórica considerada se extendía desde el 1994 al 2010, a partir del año siguiente (1997) se restó la captura de ese año al promedio 94-96 (es decir: $\text{captura}_{1997} - \text{promedio } 94-96$), y así con los años siguientes hasta el último año disponible. Este proceso se repitió para el resto de los años hasta 1999.
- De los primeros 9 puntos (años) se calculó la regresión lineal que proporciona la predicción de la abundancia del décimo año. Este corresponde el primer punto de un modelo lineal ajustado por mínimos cuadrados (línea roja en las graficas Figura 63). La predicción del año siguiente se obtuvo a partir de una nueva regresión obtenida a partir de la combinación lineal de los primeros 10 años. Este procedimiento se realizó hasta el último año disponible.
- A continuación para cada especie, se calculó la diferencia porcentual entre el valor predicho por el modelo lineal (puntos rojos) y el promedio de los tres primeros años (línea azul). Con este procedimiento se pretende reducir el impacto de la variabilidad natural al no utilizar los datos reales sino una combinación lineal de ellos.



Estos porcentajes se recogieron en una matriz especies años y se transformaron en puntuaciones de 0 a 3 siguiendo los criterios de clasificación de especies amenazadas de la IUCN:

- 0: porcentaje de variación es $< 50\%$ la especie se considera en buen estado (o al menos en un estado no vulnerable).
- 1: declive $\geq 50\%$ en la abundancia de la especie con respecto los 3 primeros años, la especie se considera vulnerable
- 2: declive $\geq 70\%$ en la abundancia de la especie con respecto a los 3 primeros años, la especie se considera amenazada
- 3: declive $\geq 90\%$ en la abundancia de la especie con respecto a los 3 primeros años, la especie se considera críticamente amenazada.

Por lo tanto las especies que se encuentran en cualquiera de los criterios de disminución en un año de la serie histórica se consideran como especies amenazadas. Por el contrario, para que se considere que una especie ha salido de la condición de amenaza/vulnerabilidad, debe alcanzar una proporción de adultos (talla superior a $0.5 \cdot L_{max}$) igual o superior a la media de los primeros 3 años. Esta última condición es una aplicación del principio de precaución (Convención de Río de Janeiro, 1992) que garantiza que pequeñas variaciones positivas en la abundancia de especies vulnerables o amenazadas no se consideren como una recuperación del buen estado ambiental.

Una vez obtenida la tabla de puntuación de cada especie para cada año a partir del décimo, se calculó el indicador de amenaza de todas las especies en conjunto. Éste se calculó para cada año como el promedio de las puntuaciones de todas las especies.

A partir de estos datos se pueden calcular dos indicadores de CSF: (i) CSFa o indicador del nivel medio de amenaza de las especies de la comunidad de peces "grandes", de acuerdo con la clasificación del listado de IUCN; y (ii) CSFb o indicador de la abundancia de las especies de la comunidad de peces "grandes" en relación a un periodo de referencia.

La dirección de referencia propuesta para este indicador es una reducción significativa en la tasa de incremento del indicador, en consonancia con la meta de la WSSD (*World Summit on Sustainable Development*) de lograr una reducción significativa en la tasa de pérdida de biodiversidad (en 2010) (Piet *et al.* 2007). Sin embargo, se considera que la disminución en el valor del indicador demostraría el progreso hacia el objetivo de la DMEM de obtener un BEA y al tiempo estaría de acuerdo con la PPC de asegurar que los impactos de la pesca en el ecosistema marino sean sostenibles. Un punto límite de referencia que no debería alcanzarse para este indicador sería 1 (ya que significaría que todas las especies son consideradas "vulnerables" en promedio).



2.4 Determinación de los niveles de referencia

En general a la hora de establecer las condiciones de base a las cuales hacer referencia para evaluar el estado del ecosistema se ha tenido que hacer referencia a condiciones “no vírgenes” o sea condiciones que conllevaban ya un impacto antrópico al momento en el cual se empezó el muestreo, porque normalmente cuando se ha empezado a hacer la evaluación ya existía una explotación de recursos o de hábitat por parte del hombre. Este tipo de condición de referencia puede ser peligrosa y esconder patrones de declive, aunque en la mayoría de los casos estos no existen, o no están disponibles los datos. Sin embargo es importante observar lo que la Ley 41/2010 para la Protección del Medio Marino y la DMEM, entiende por nivel de referencia: el nivel (rango de valores, media, tendencia,...) con el cual se debería comparar la situación actual para determinar si se encuentra o no, en un buen estado ambiental (BEA): i) un estado anterior conocido y ii) el estado (o estados) observados en condiciones ambientales lo más naturales posibles, o lo menos influenciados por presiones antrópicas.

A continuación se describen algunos de los criterios y consideraciones tenidos en cuenta en este informe en relación a la determinación de los niveles de referencia en los distintos tipos de elementos de evaluación.

2.4.1. Nivel de especies (ecotipos)

Peces demersales

Las condiciones de referencia varían en función de cada uno de los indicadores utilizados y son fundamentalmente de 3 tipos:

- a) basadas en valores de una serie histórica (promedio, inicio o final); p.ej. en el caso del ecotipo peces 1.2.1, 1.3.1, 1.7.1 (Talla máxima media)
- b) Valores fijados por otras Directivas o convenios; p.ej. en el caso del grupo funcional peces 1.7.1 (CSFa)
- c) valores fijados estadísticamente; p.ej. en el caso del ecotipo peces 1.1.1 y 1.1.2

Mamíferos marinos

El establecimiento de las condiciones de referencia para los indicadores aplicados a los mamíferos marinos puede ser consultado en el documento específico para este grupo funcional.

Aves marinas

El establecimiento de las condiciones de referencia para los indicadores aplicados a las aves puede ser consultado en el documento específico para este grupo funcional.



2.4.2. Nivel de hábitats

Cuando solo hubo datos para un momento puntual (eje: extensión del hábitat de hábitats infralitorales), éste se ha empleado como valor de referencia.

Comunidades de Lagunas costeras

Respecto a los indicadores de distribución y extensión (criterios 1.4 y 1.5), la información cartográfica disponible en la demarcación (apartado 1.2) podría ser empleada en todo caso para establecer un nivel de referencia actual para ser empleado en futuras evaluaciones.

Comunidades de roca infralitoral

Respecto a los indicadores de distribución y extensión (criterios 1.4 y 1.5), la información cartográfica disponible en la Demarcación (apartado 1.2) podría ser empleada en todo caso para establecer un nivel de referencia actual y utilizada en futuras evaluaciones, pero antes es necesario un trabajo a fondo de revisión, completar las áreas no cartografiadas, mejorar las existentes, homogeneizar criterios, etc. Es necesario sentar las bases para que las cartografías futuras sean comparables con las actuales y viceversa.

Respecto a los indicadores de condición del hábitat (criterio 1.6), apenas se dispone de datos de descriptores estructurales, ni de ningún otro indicador o variable, en algún lugar de la Demarcación que puedan ser tomados como una referencia temporal del estado del hábitat en el pasado, anterior a las posibles alteraciones en su estado actual. No existe ninguna serie temporal larga de un indicador de esta clase.

Comunidades de fondos blandos infralitorales

El proceso para establecer un nivel de referencia para los fondos blandos infralitorales debe de venir precedido por el análisis de parámetros que nos permitan identificar qué tipo de sustrato y biocenosis correspondería a la zona en condiciones ambientales lo más naturales posibles o lo menos influenciadas por las presiones antrópicas. Factores naturales como la tipología del sedimento, la profundidad o la hidrografía de la zona afectan tanto a los criterios relativos a la distribución y extensión del hábitat como al relativo a la condición del hábitat.

Praderas de *Posidonia oceanica*

Respecto a los indicadores de distribución y extensión (criterios 1.4 y 1.5), la información cartográfica disponible en la demarcación (apartado 1.2) podría ser empleada en todo caso para establecer un nivel de referencia actual para ser empleado en futuras evaluaciones, pero antes es necesario un trabajo a fondo de revisión, de completar áreas no cartografiadas, de mejorar las existentes, homogeneizar criterios, etc. Es necesario sentar las bases para que las cartografías actuales sean comparables con cartografías futuras, y viceversa.



Respecto a los indicadores de Estado de los hábitats (criterio 1.6) apenas se dispone en algún lugar de la demarcación de datos de descriptores estructurales, ni de ningún otro indicador o variable, que puedan ser tomados como una referencia temporal del estado del hábitat en el pasado, anterior a las alteraciones del hábitat en su estado actual.

El programa de seguimiento de praderas de Andalucía se inició en 2009 (Consejería Medio ambiente, 2009)

Comunidades de fondos blandos circalitorales

Se ha seguido la estrategia de elegir como nivel de referencia o de base el FVR (*favourable reference value*: JNCC, 2006; Piha & Zampoukas, 2011). En la mayoría de los casos se ha utilizado el valor más alto de la serie histórica, excepto en los pocos casos en los que existía información sobre hábitats en buen estado de conservación (MPAs, etc.). Si el hábitat está sujeto a otra directiva con definición de niveles de referencia (p.ej. DMA, DH) se han mantenido esos valores.



2.5. Evaluación del estado ambiental actual. Principales presiones e impactos.

En el presente apartado se hace una evaluación del estado actual del descriptor, en base a la metodología citada anteriormente, y la disponibilidad de datos para cada conjunto de descriptores e indicadores. Por lo citado anteriormente, los resultados de los análisis han sido diferentes en cada nivel y grupo funcional como se puede ver a continuación.

2.5.1. Nivel de especie

2.5.1.1. Ecotipo invertebrados

Como se comentó en la introducción los invertebrados constituyen una de las lagunas de esta evaluación, pero sin embargo los macroinvertebrados de carácter bentónico asociados a hábitats concretos, que en ocasiones incluso sirven para definir los hábitats, se tratarán en relación a dichos hábitats considerando que si los hábitats están en buen estado lo estarán las especies presentes en ellos. Por otra parte algunos crustáceos decápodos y cefalópodos bento-demersales, de carácter móvil, podrían haberse agrupado con los peces en la evaluación de los criterios rango de distribución (1.1.1), patrón de distribución (1.1.2) y patrón de abundancia en peso y número (1.2).

Los primeros análisis no dieron una respuesta significativa por lo que no se puede dar un BEA hasta la siguiente convocatoria de la Estrategia Marina.

2.5.1.2. Ecotipo Peces.

Criterio 1.1: Distribución de las especies. Indicador 1.1.1: Rango de distribución

En total se han considerado 44 especies de peces demersales cuya clasificación en cuanto a tipo de estrategia vital puede verse en la Tabla 8.

En lo que respecta a la distribución espacial, los análisis de datos de la serie histórica disponible muestran que 29 especies sobre un total de 44, cumplen los objetivos en términos de porcentaje de cuadrículas y se considera que cumplen los criterios de BEA. Dado que al menos 28 especies habrían debido cumplir con los objetivos expuestos (Test binomial $p(28/44) = 0,096$) para poder afirmar que el BEA no es debido a la casualidad, el resultado no es casual ($p\text{-value}(29/44) = 0.0488$). Los análisis de datos de la serie histórica disponible muestran que 38 especies sobre un total de 44 cumplen los objetivos expuestos y se considera que están en BEA. Como se puede deducir a partir de las Tablas 11 y 12, donde se observa que la gran mayoría de las especies tienen un patrón estable (E), ligeramente creciente (C/E) o decreciente (D/E).

De hecho en la demarcación de Estrecho y Alborán la situación de la distribución espacial de las 44 especies características analizadas es estable. Además, la proporción de estas especies en buen estado es parecida en el caso de las especies sensibles que



de las oportunistas (Tablas 11 y 12 respectivamente). Las especies sensibles en buen estado son 11 de un total de 18 (Tabla 11). Mientras que las especies oportunistas que cumplen con los objetivos individuales son 13 sobre un total de 26.

A continuación se presenta la lista de especies catalogadas como especies sensibles o “K” (Tabla 11) y oportunistas o “r estrategias” (Tabla 12), así como los resultados obtenidos a cerca del Estado Ambiental y la tendencia evolutiva de cada una de ellas. Para las especies sensibles en mal estado ambiental (5), los resultados no fueron significativos, y considerando que todas han aumentado su rango de distribución o se considera estabilizado, se ha considerado que todas están en BEM.

Tabla 11.- Estado ambiental de las especies sensibles en términos de patrón de distribución espacial. Con 1 se indica que se alcanzan los criterios individuales, con 0 se indica no incumplimiento. Se indica también la tendencia del porcentaje del número de cuadrículas ocupadas por cada especie a lo largo de la serie histórica (E: estable, D: decreciente, C: creciente).

Especie	Estado ambiental	Tendencia % cuadrículas
<i>Bathysolea profundicola</i>	1	D/E
<i>Scyliorhinus canicula</i>	1	C
<i>Chelidonichthys lastoviza</i>	1	C
<i>Merluccius merluccius</i>	1	C
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	1	C
<i>Galeus melastomus</i>	1	D/E
<i>Torpedo marmorata</i>	1	C
<i>Etmopterus spinax</i>	1	D/E
<i>Chimaera monstrosa</i>	1	C
<i>Phycis blennoides</i>	1	D/E
<i>Conger conger</i>	1	C
<i>Trachyrhynchus scabrus</i>	1	C
<i>Lophius budegassa</i>	1	D/E
<i>Notacanthus bonapartei</i>	0	D/E
<i>Ophichthus rufus</i>	0	D/E
<i>Echelus myrus</i>	0	C
<i>Dalatias licha</i>	0	D
<i>Cepola macrophthalma</i>	0	D

Las otras 12 especies están en BEM, y entre ellas se encuentran los elasmobranquios de pequeño/mediano tamaño: *Scyliorhinus canicula*, *Galeus melastomus* y *Etmopterus spinax*, de mediano porte: *Chimaera monstrosa* y *Torpedo marmorata* y la de mayor tamaño, *Dalatias licha*, es la excepción con tendencia decreciente y valor 0 de EA. El resto se encuentran en buen estado ambiental, con un valor de 1. En cuanto al



porcentaje de ocupación por cuadrículas, en 9 de ellas la tendencia es creciente (C), 7 decreciente-estable y 2 decrecientes (*D. licha* y *Cepola macrophthalma*).

De las 26 especies oportunistas (*r* estrategas), 17 de ellas cumplen con los objetivos individuales de buen estado ambiental. Para la mayoría de las especies, incluyendo aquellas que presentan un valor de 0 en relación al Estado Ambiental, presentan una tendencia de ocupación de cuadrículas creciente o estable, 3 de ellas presentan una tendencia decreciente-estable y 1 decreciente (Tabla 12).

Tabla 12.- Estado ambiental de las especies oportunistas en términos de patrón de distribución espacial. Con 1 se indica que se alcanzan los criterios individuales, con 0 se indica no cumplimiento. Se indica también la tendencia del porcentaje del número de cuadrículas ocupadas por cada especie a lo largo de la serie histórica (E: estable, D: decreciente, C: creciente)

Especies	Estado ambiental	Tendencia % cuadrículas
<i>Antonogadus megalokinodon</i>	0	D/E
<i>Blennius ocellaris</i>	0	D/E
<i>Gobius niger</i>	0	D/E
<i>Arnoglossus imperialis</i>	0	E
<i>Arnoglossus thori</i>	0	E
<i>Arnoglossus laterna</i>	0	E
<i>Serranus cabrilla</i>	0	E
<i>Serranus hepatus</i>	0	E
<i>Mullus surmuletus</i>	0	C
<i>Nezumia aequalis</i>	1	D
<i>Symphurus nigrescens</i>	1	D/E
<i>Callionymus maculatus</i>	1	E
<i>Trachinus draco</i>	1	E
<i>Pagellus bogaraveo</i>	1	E
<i>Gadiculus argenteus</i>	1	C/E
<i>Coelorhynchus caelorhynchus</i>	1	C/E
<i>Pagellus acarne</i>	1	C/E
<i>Lepidopus caudatus</i>	1	C/E
<i>Epigonus denticulatus</i>	1	C/E
<i>Micromesistius poutassou</i>	1	C/E
<i>Mullus barbatus</i>	1	C/E
<i>Cerastocopelus maderensis</i>	1	C/E
<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	1	C/E
<i>Pagrus pagrus</i>	1	C
<i>Spicara maena</i>	1	C
<i>Pagellus erythrinus</i>	1	C



Es interesante señalar como varias de las especies pertenecientes al mismo género presentan resultados semejantes: géneros *Arnoglossus* (fig. 4, 5 y 6) y *Mullus* (fig. 32 y 33), o diferentes como es el caso de los géneros y *Pagellus*. Así mientras que *Pagellus acarne* (fig. 103-120 Anexo III, Mapas de distribución de especies de peces criterio 1.1.1), *P. bogaraveo* y *Boops boops* presentan una tendencia creciente en su grado de ocupación, sus congénéricas *P. erythrinus* y *Pagrus pagrus* presentan una tendencia decreciente-estable, encontrándose las cinco en un valor de estado ambiental de 1. La especie *Phycis blennoides* (fig. 121-137 Anexo III, Mapas de distribución de especies de peces criterio 1.1.1), muestra un patrón de distribución geográfica muy homogéneo en la serie histórica. Se puede constatar que está presente en toda el área de estudio y en casi todos los estratos de profundidad (fig. 41), en todos los tamaños correspondientes a sus edades.

Por tanto entre todas las especies estudiadas que no cumplen los criterios de aumento/estabilidad de área de distribución, hay 14 en total, 5 entre las sensibles y 9 entre las oportunistas. Destacar que las dos especies sensibles decrecientes: *Dalatias licha* y *Cepola rubescens* no cumplen los objetivos de distribución espacial.

Dada la íntima relación entre este indicador y el relativo al Indicador: 1.1.2 Patrón de distribución dentro del rango de distribución, los resultados gráficos de tendencia del porcentaje de distribución en las cuadrículas será presentado en la próxima sección en conjunto con los resultados sobre el patrón de distribución batimétrico.

2.5.1.2.1 Criterio 1.1 Distribución de las especies. Indicador 1.1.2. Patrón de distribución dentro del rango de distribución

En cuanto al patrón de distribución dentro del rango de distribución (figs. 3 a 51), cabe destacar que la mayoría de especies presentan un patrón similar a lo largo de toda la serie histórica de datos analizada. No se ha denotado un cambio significativo en la presencia-ausencia en los diferentes estratos. Muchas de las especies están representadas en formas y tamaños que se corresponden a diferentes clases de edad y por tanto están asociadas a una segregación espacial que en primavera afecta a casi todos los géneros.

Parte de estas especies que no muestran variaciones presentan un rango batimétrico determinado en el que para la mayoría de años el porcentaje de aparición es más elevado que el del resto de estratos donde las especies están presentes:

- Estrato A, B C : *A. imperialis*, *A. thori*, *Blennius ocellaris*, *Chelidonichthys lastoviza*, *Echelus myrus*, *Gobius niger jozo*, *M. merluccius*, *Mullus barbatus*, *Mullus surmuletus*, *Pagellus acarne*, *Pagellus erythrinus*, *Pagrus pagrus*, *Scyliorhinus canicula*, *Serranus cabrilla*, *Serranus hepatus*, *Spicara maena*, *Trachinus draco*, *Trachurus mediterraneus*, *T. trachurus*.



- Estrato D,E : *Chimaera monstrosa*, *C. coelorhynchus*, *Dalatias licha*, *Galeus melastomus*, *Hoplostethus mediterraneus*, *Notacanthus bonapartei*, *Trachyrhynchus scabrus*.
- Estrato A, B, C, D, E,: *Conger conger*, *Helicolenus dactylopterus*, *Torpedo marmorata*.
- Estrato C, D : *Cerastocopelus maderensis*, *Gadiculus argenteus*, *Nezumia aequalis*, *Phycis blennoides*

La serie histórica detecta cierta tendencia de las especies que ocupaban los estratos C y D, a presentar mayores abundancias en el estrato E durante los últimos años, como *Etmopterus spinax*, *Hoplostethus mediterraneus*, *Nezumia aequalis*, o progresivamente *Phycis blennoides*. *Dalatias licha* desapareció del estrato C en 2005 y sólo se encuentra a mayor profundidad.

La mayoría de las especies sensibles, muestran una tendencia estable o significativamente creciente en su rango de distribución (figs. 3-51); con la única excepción de *Cepola rubescens*, que muestra una tendencia decreciente. La mayoría de las especies oportunistas muestran una evolución del rango de distribución estable.

De las 44 especies analizadas casi ninguna ha sufrido un desplazamiento batimétrico significativo y sobre todo que se observe un cambio persistente. Este tipo de desplazamiento si no va acompañado por una contracción o por una expansión del hábitat, podría ser signo de algún cambio en alguna variable ambiental que afecte la distribución batimétrica de las especies.

Por tanto se puede afirmar que en los fondos circalitorales blandos y a nivel de comunidad de peces demersales del mar de Alborán presentan en general un buen estado ambiental.

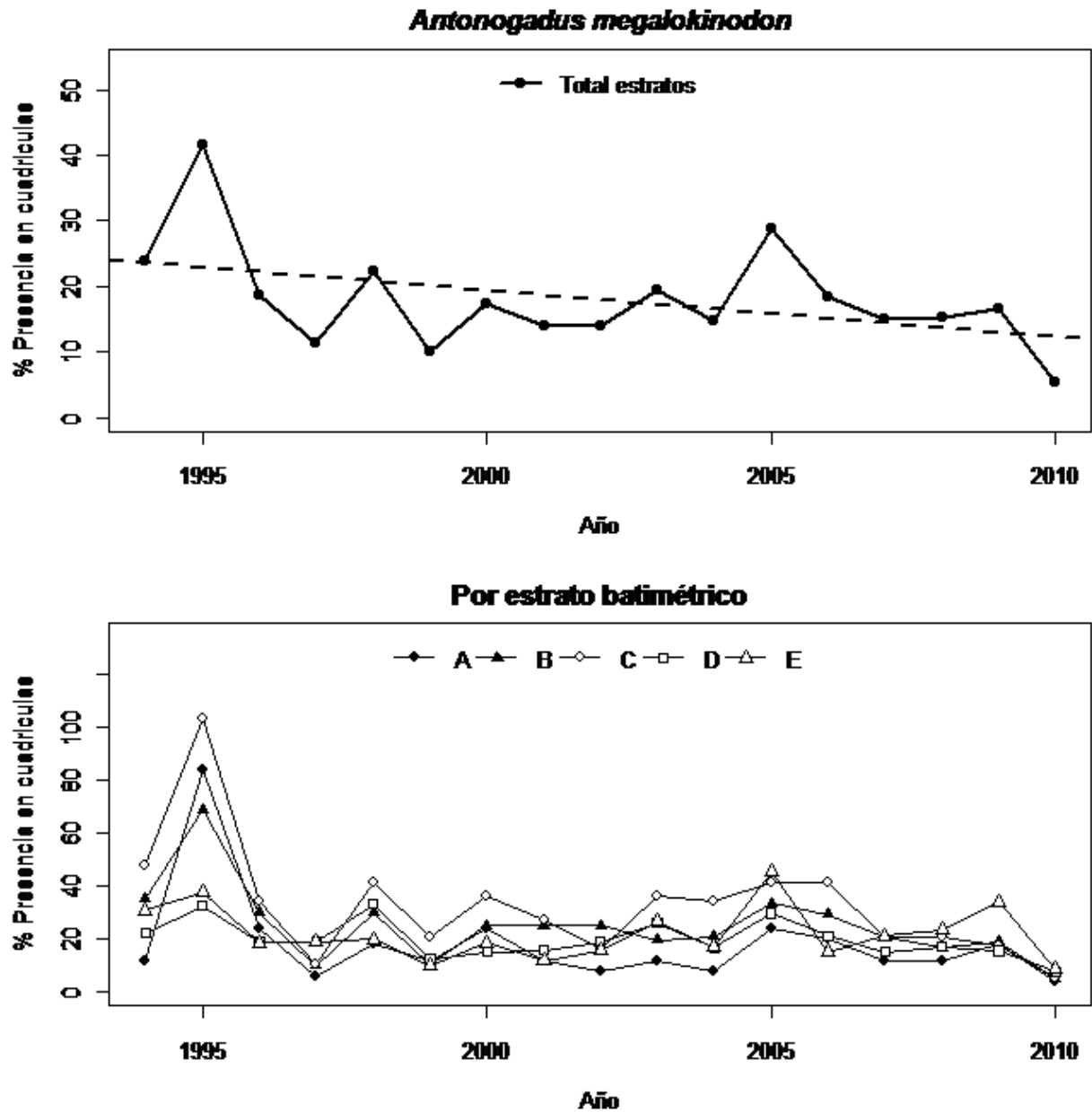


Figura 3. – Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Antonogadus megalokinodon* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

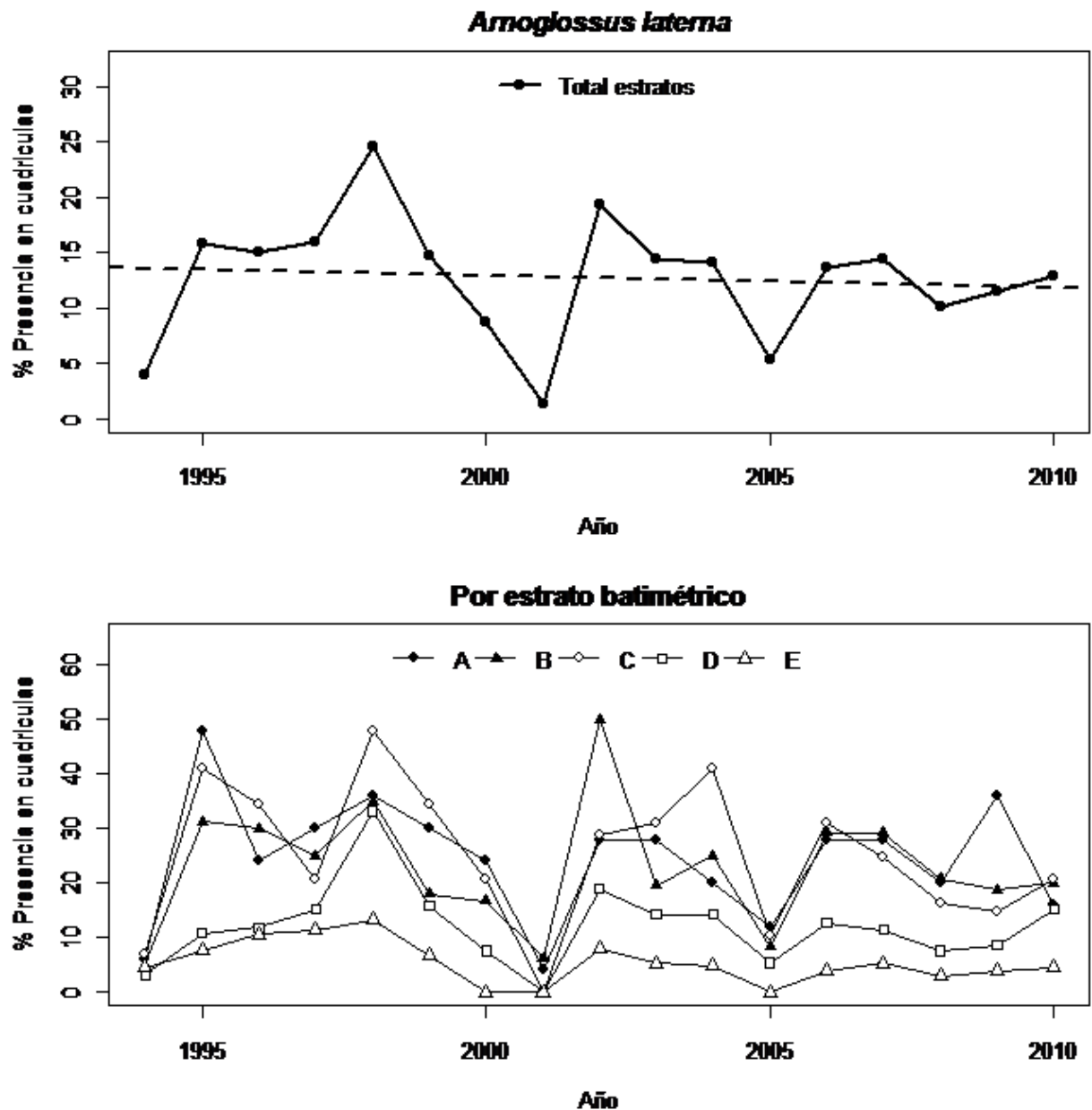


Figura 4- Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Arnoglossus laterna* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

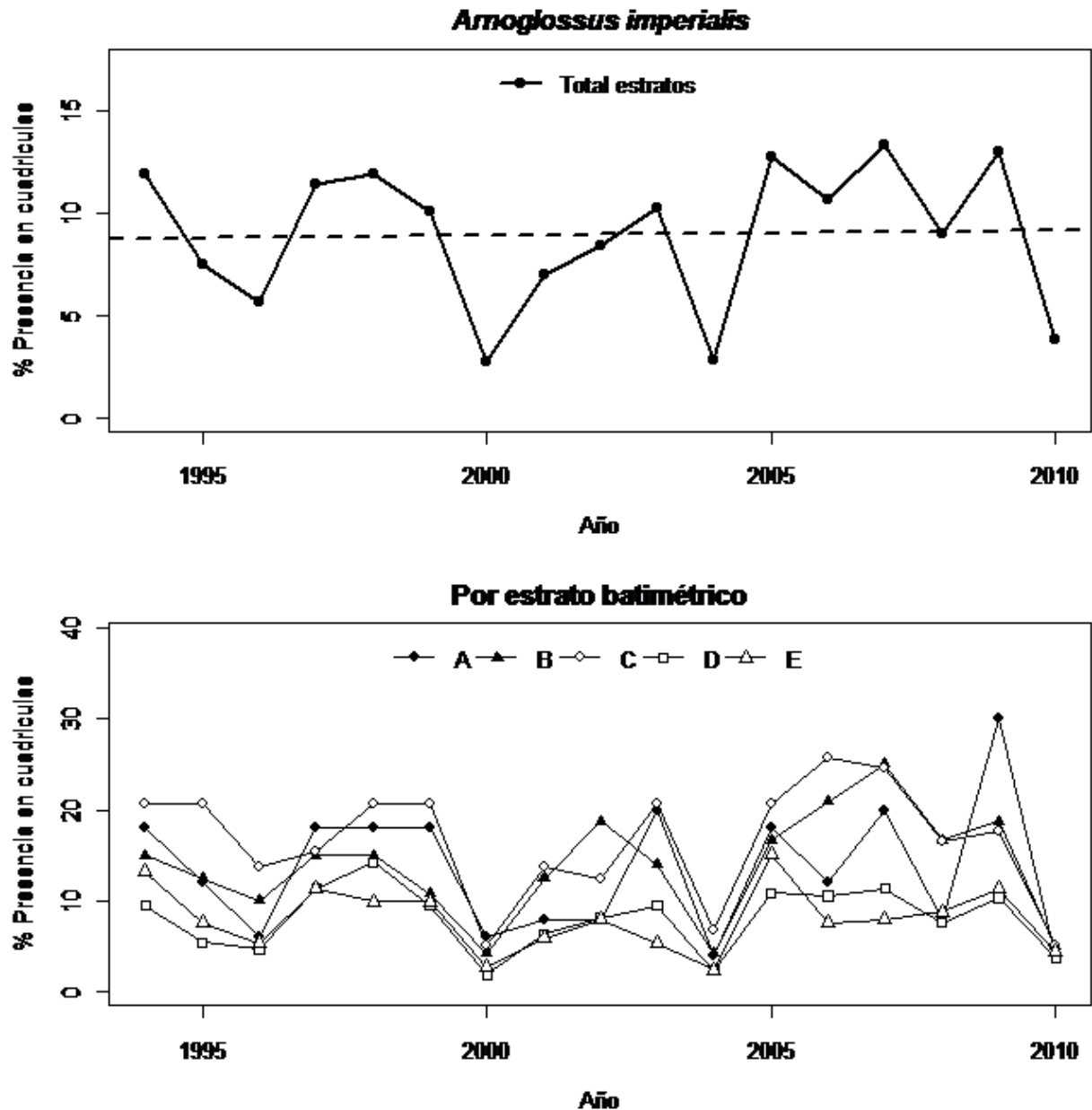


Figura 5 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Arnoglossus imperialis* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

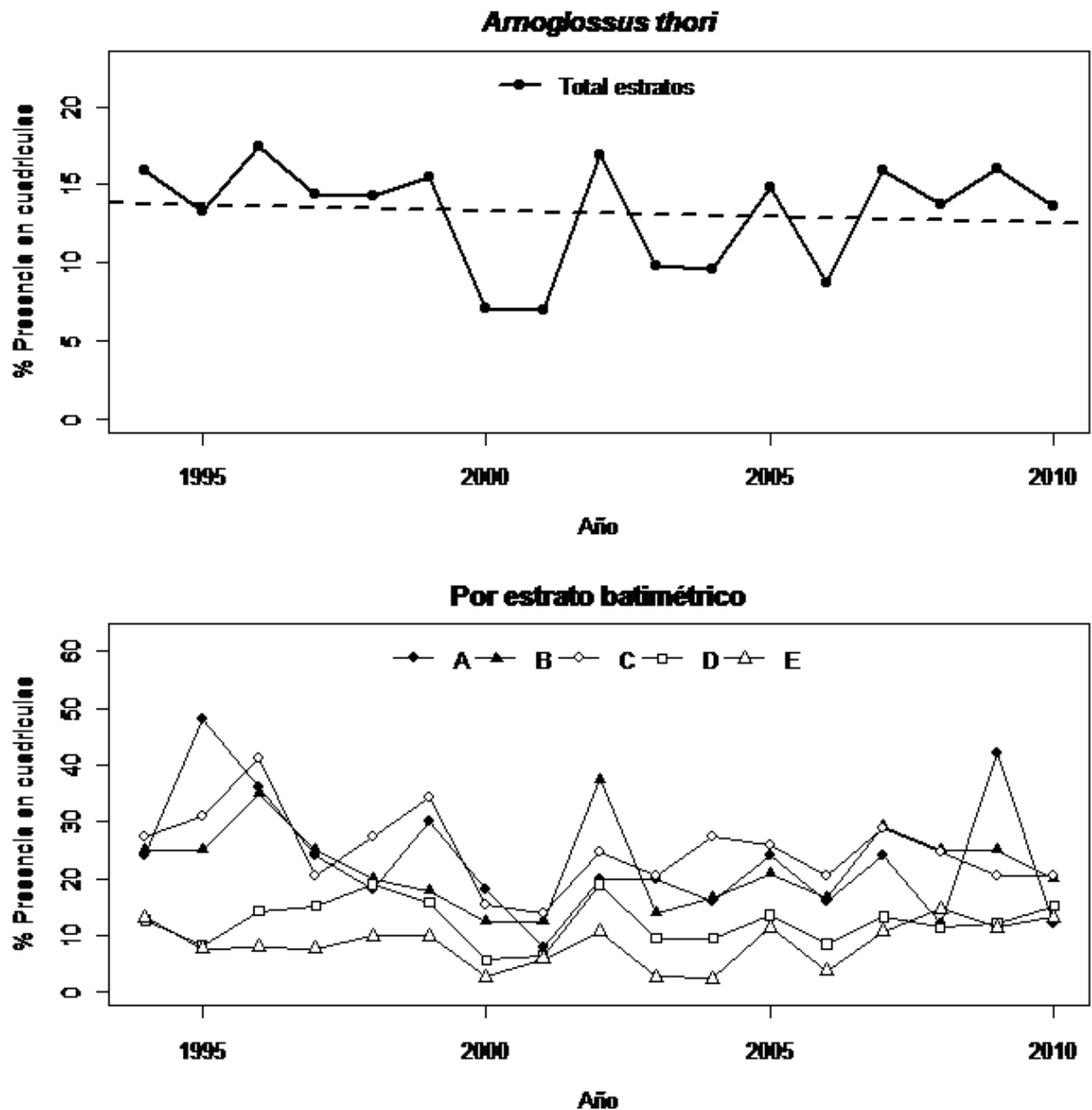


Figura 6 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Arnoglossus thori* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

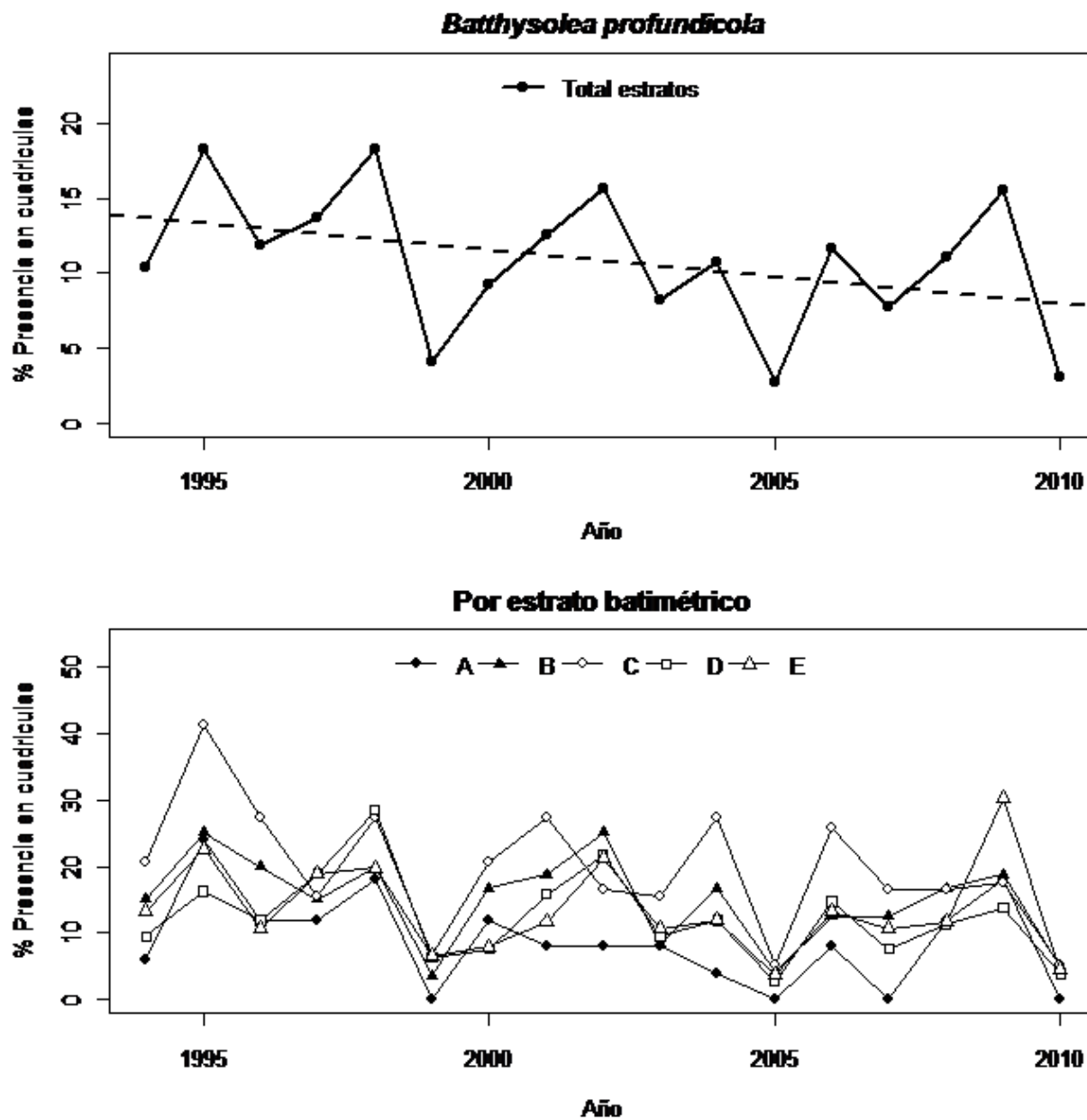


Figura 7 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Bathysolea profundicola* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

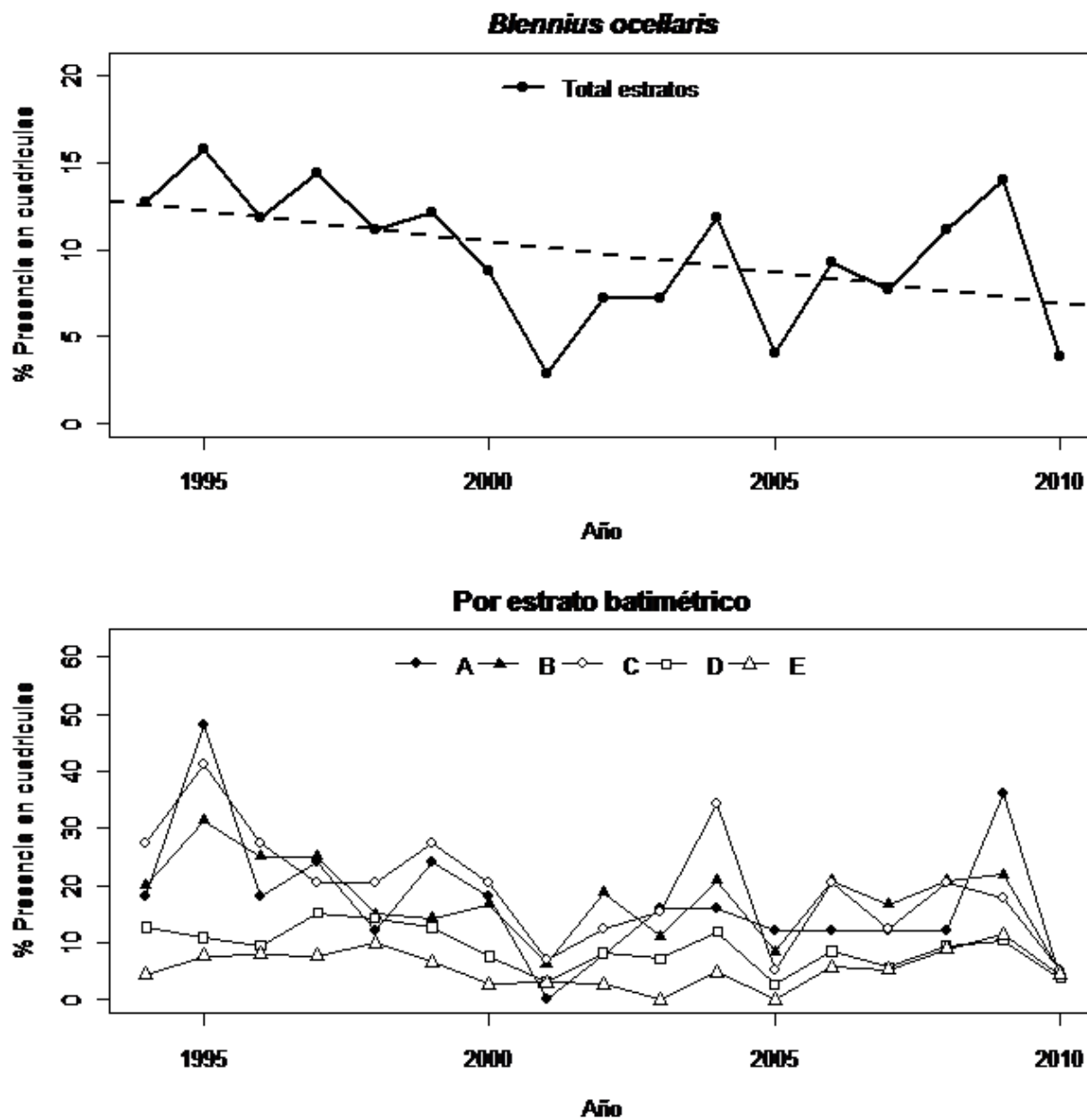


Figura 8 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Blennius ocellaris* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

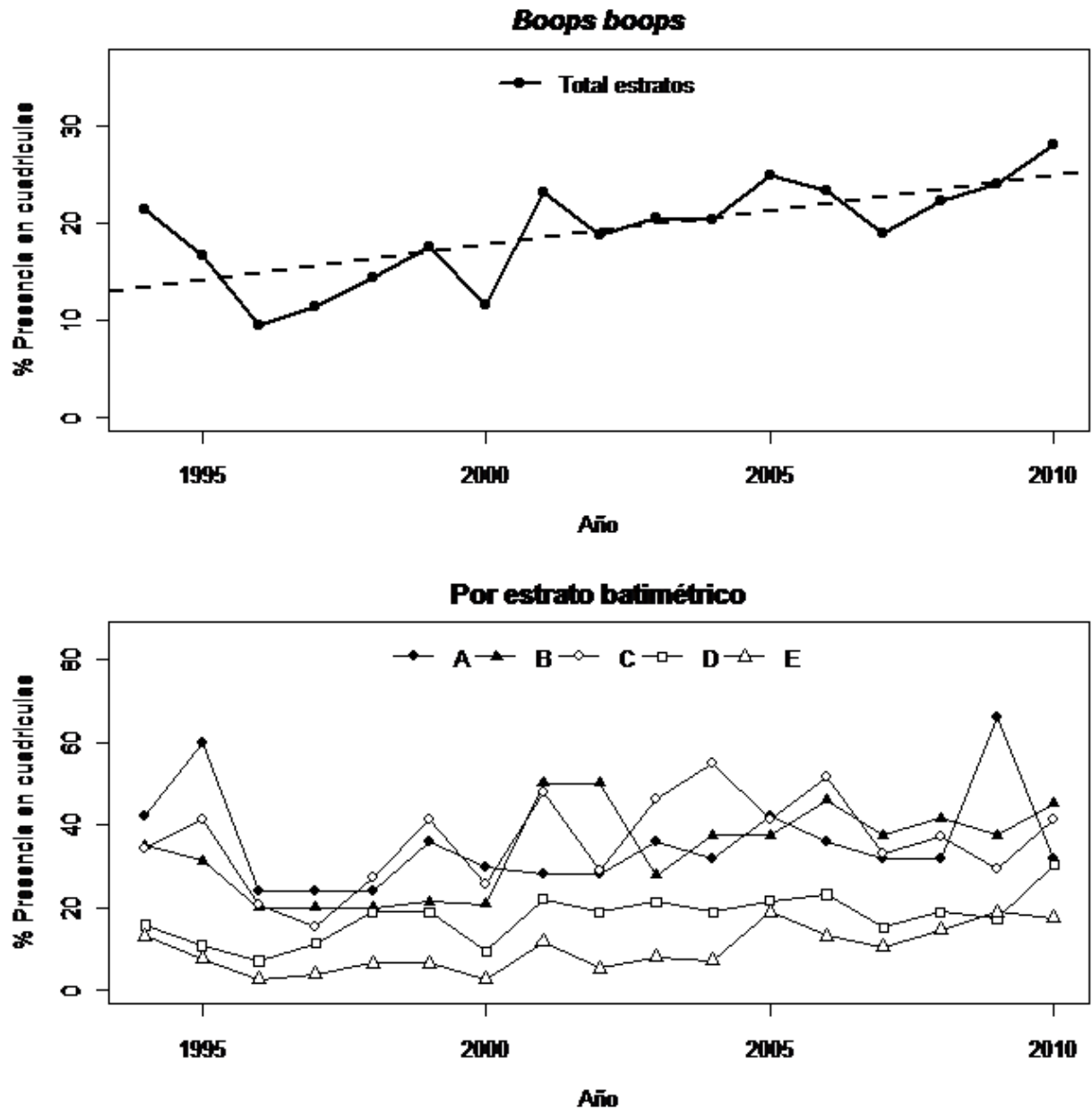


Figura 9 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Boops boops* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

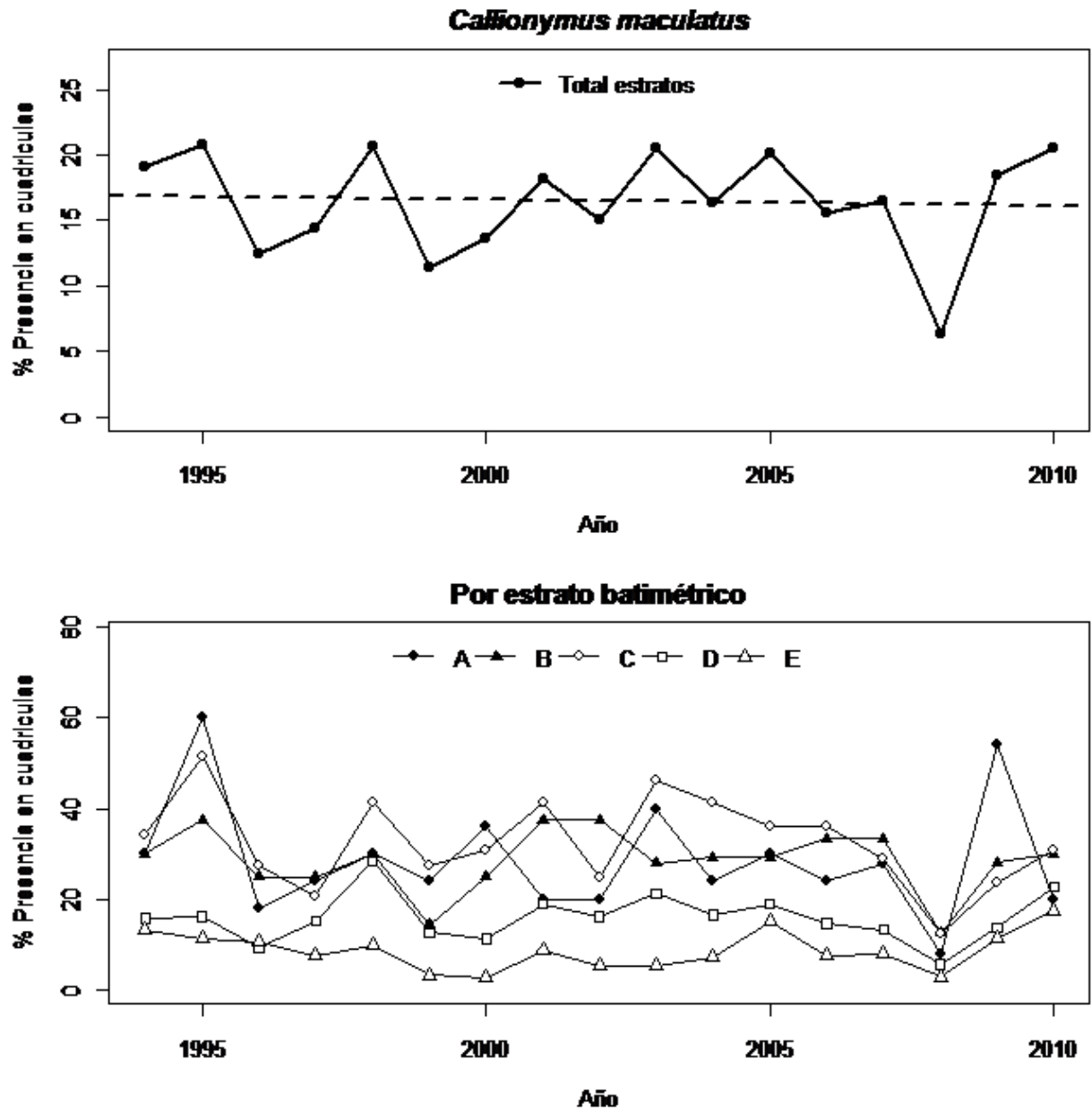


Figura 10 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Callionymus maculatus* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

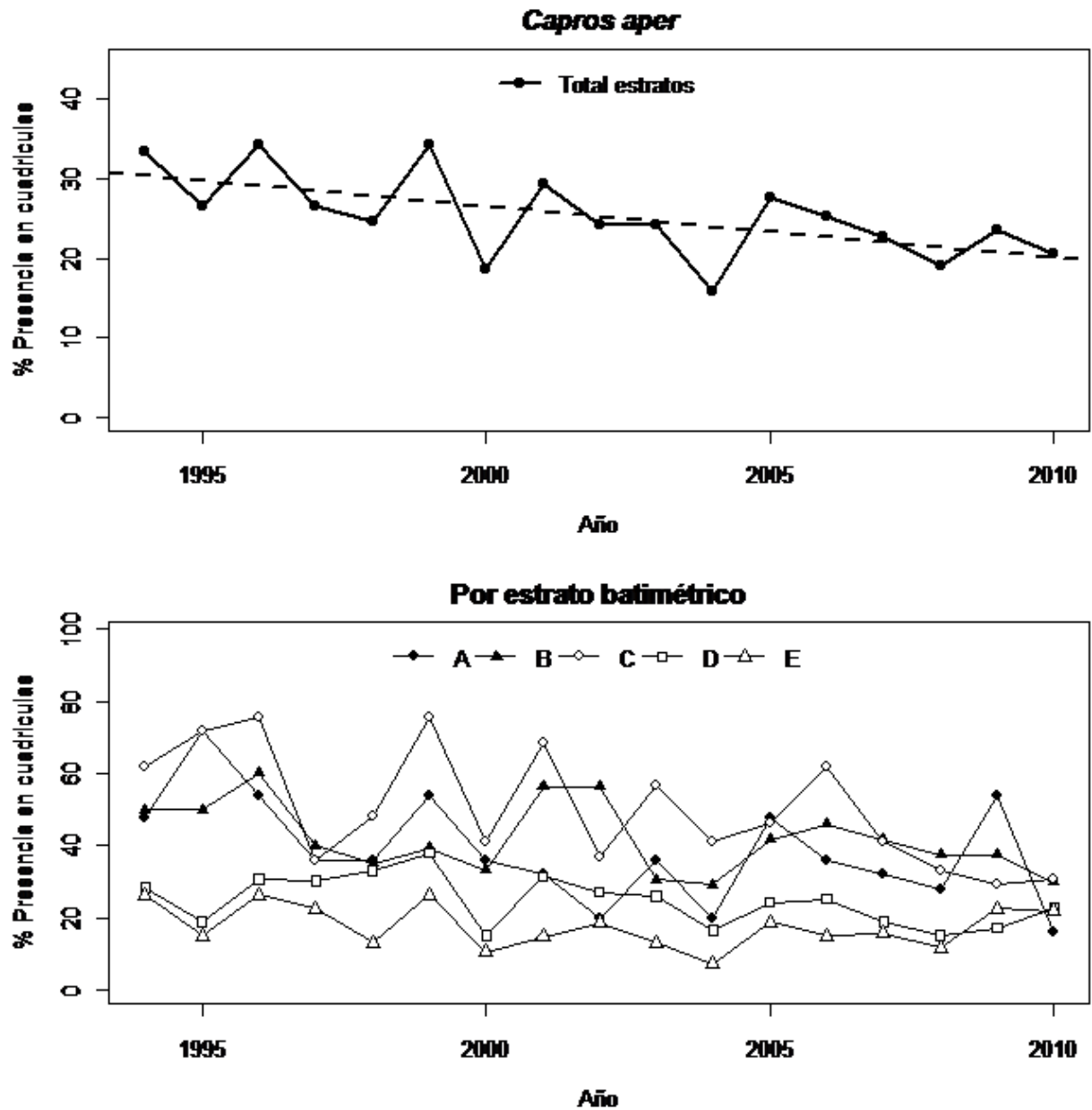


Figura 11 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Capros aper* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

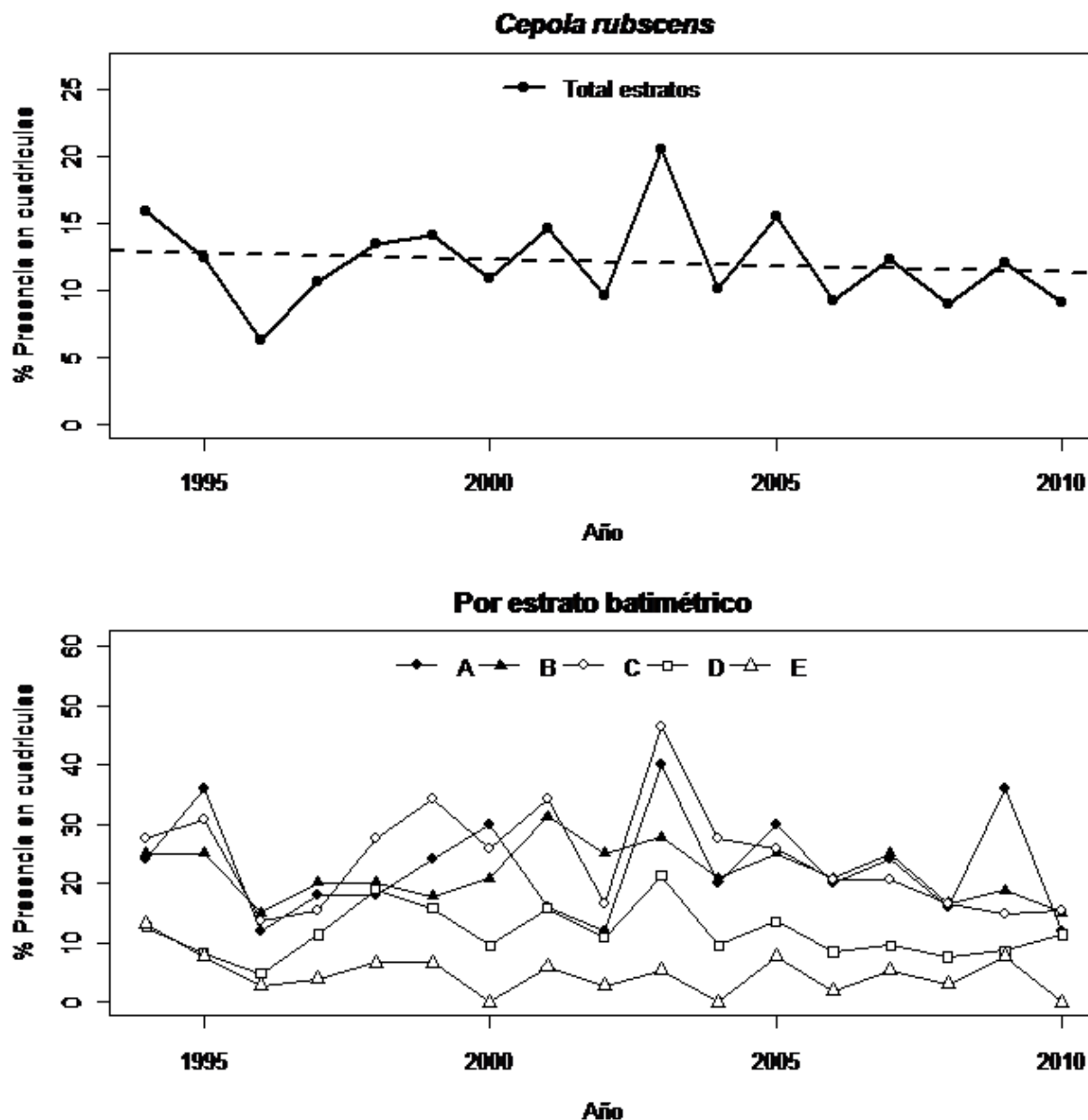


Figura 12 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Cepola rubescens* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

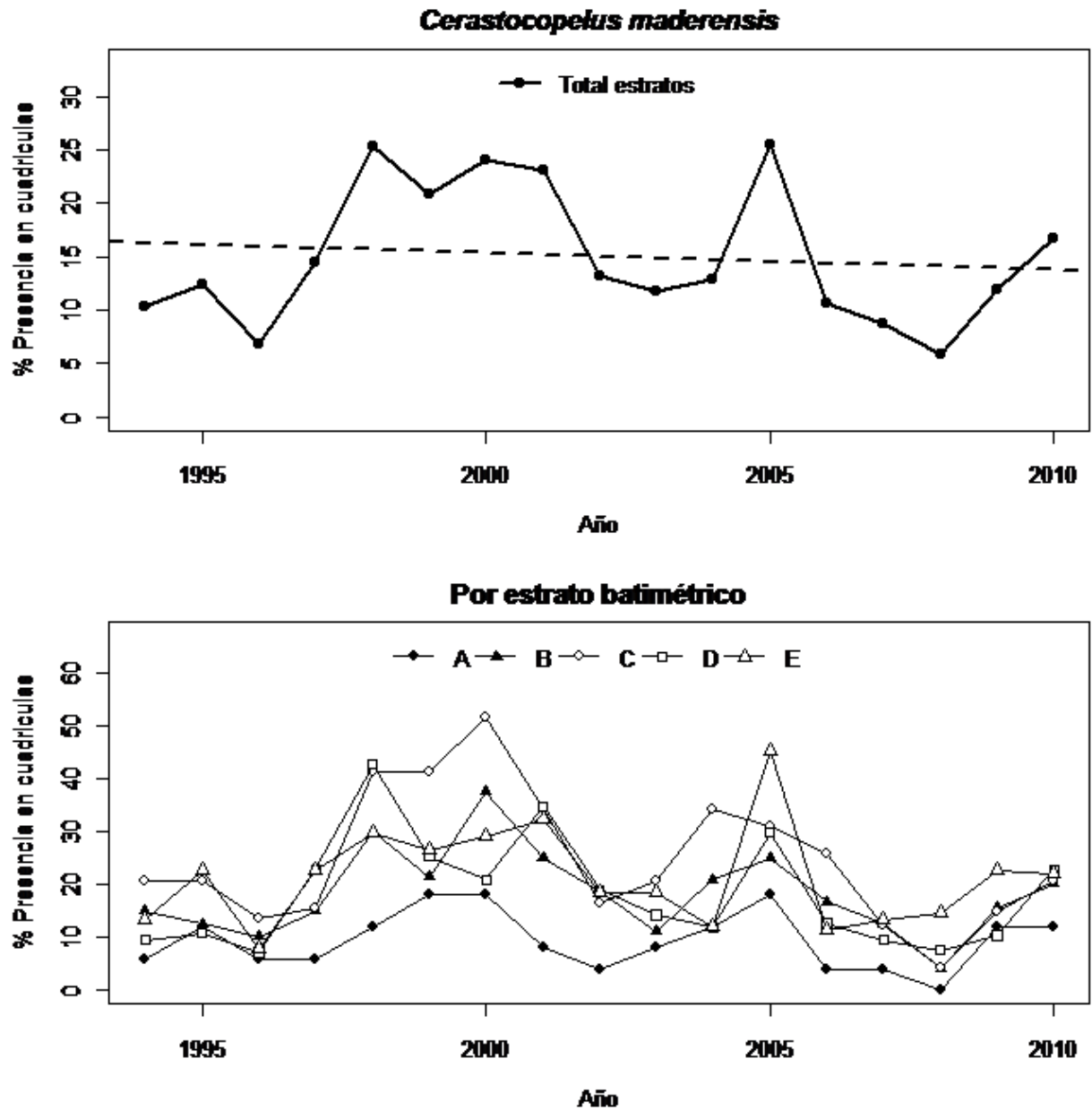


Figura 13 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Cerastocopelus maderensis* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

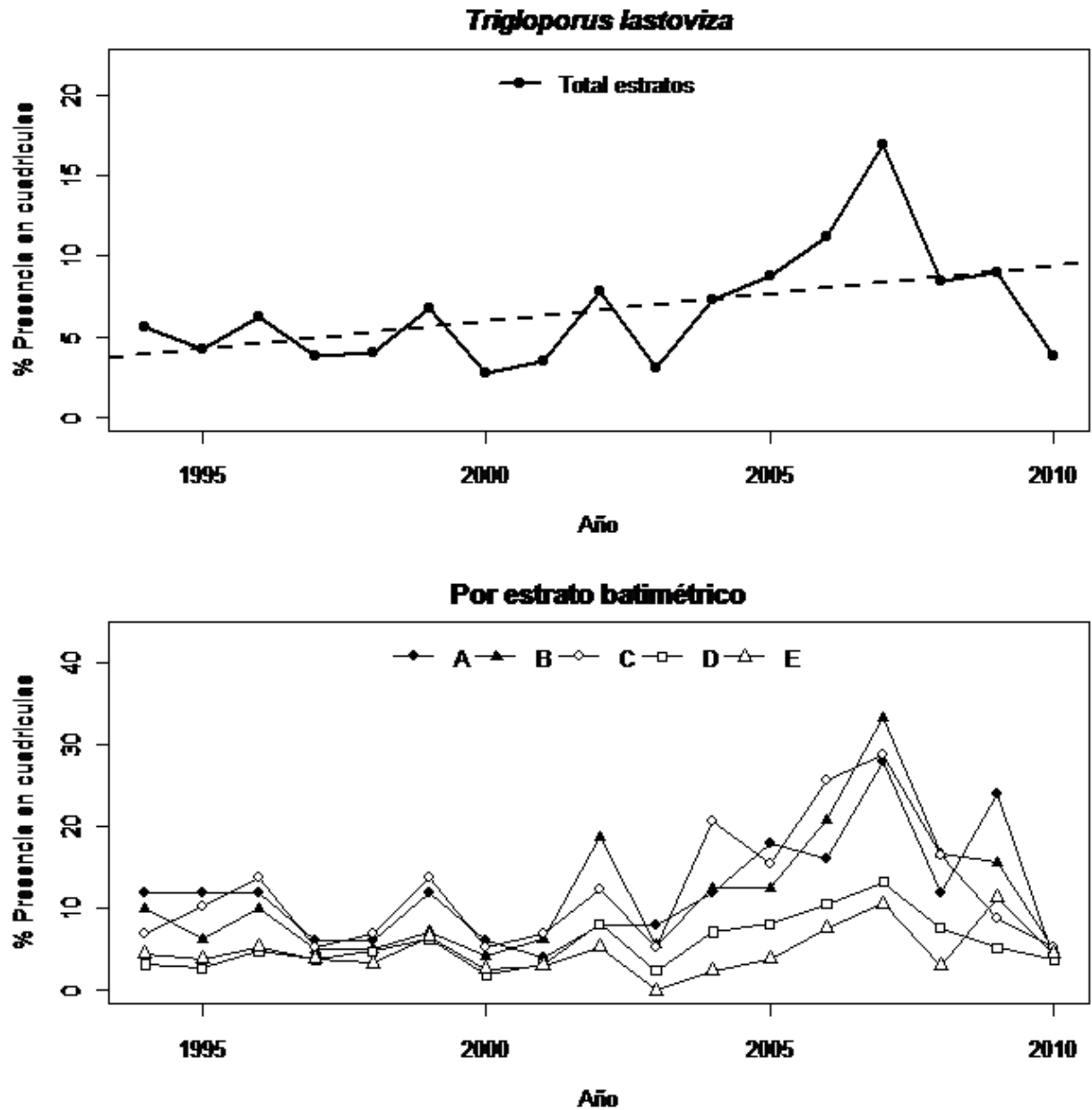


Figura 14 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Chelidonichthys lastoviza* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

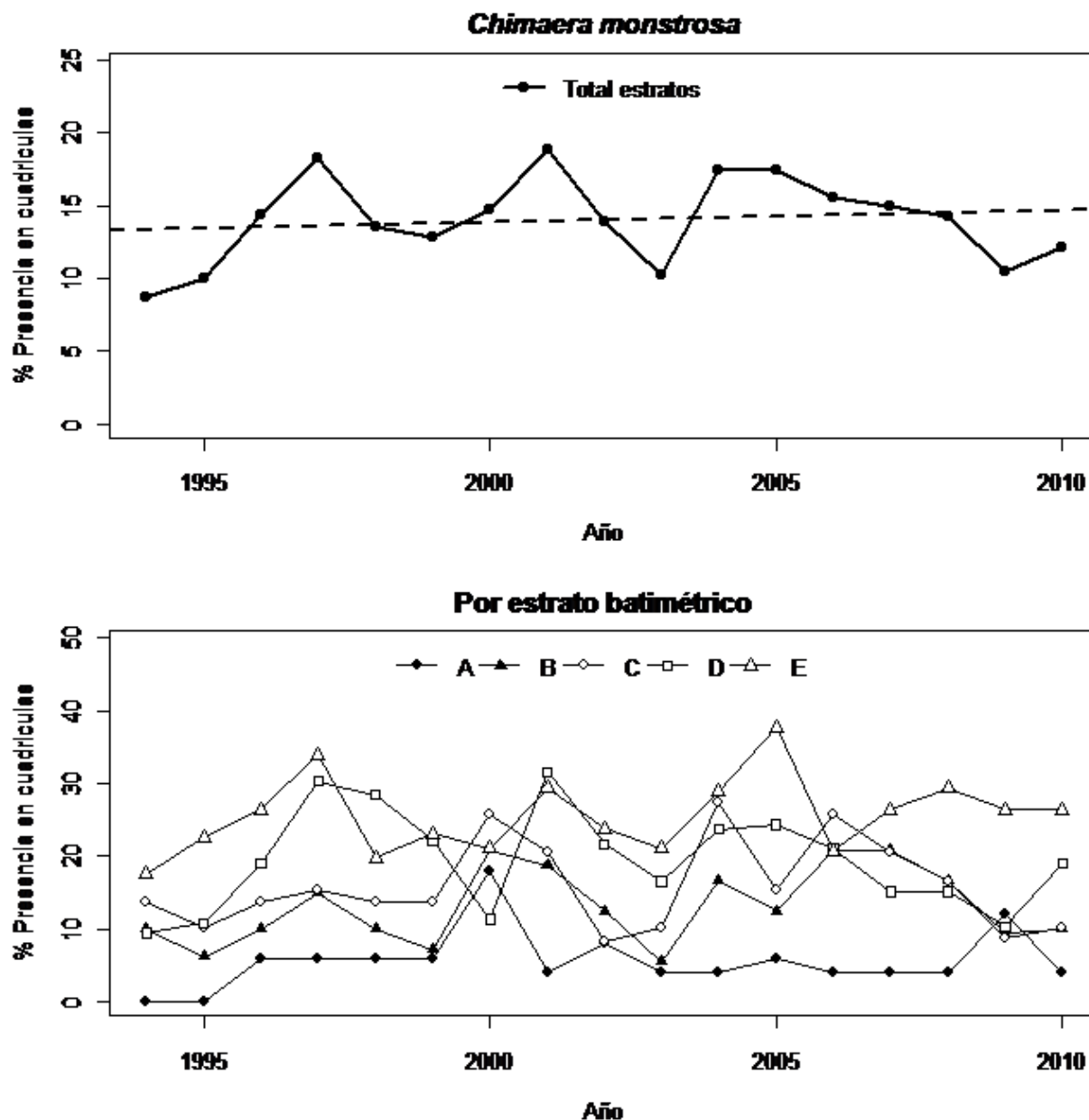


Figura 15 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Chimaera monstrosa* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

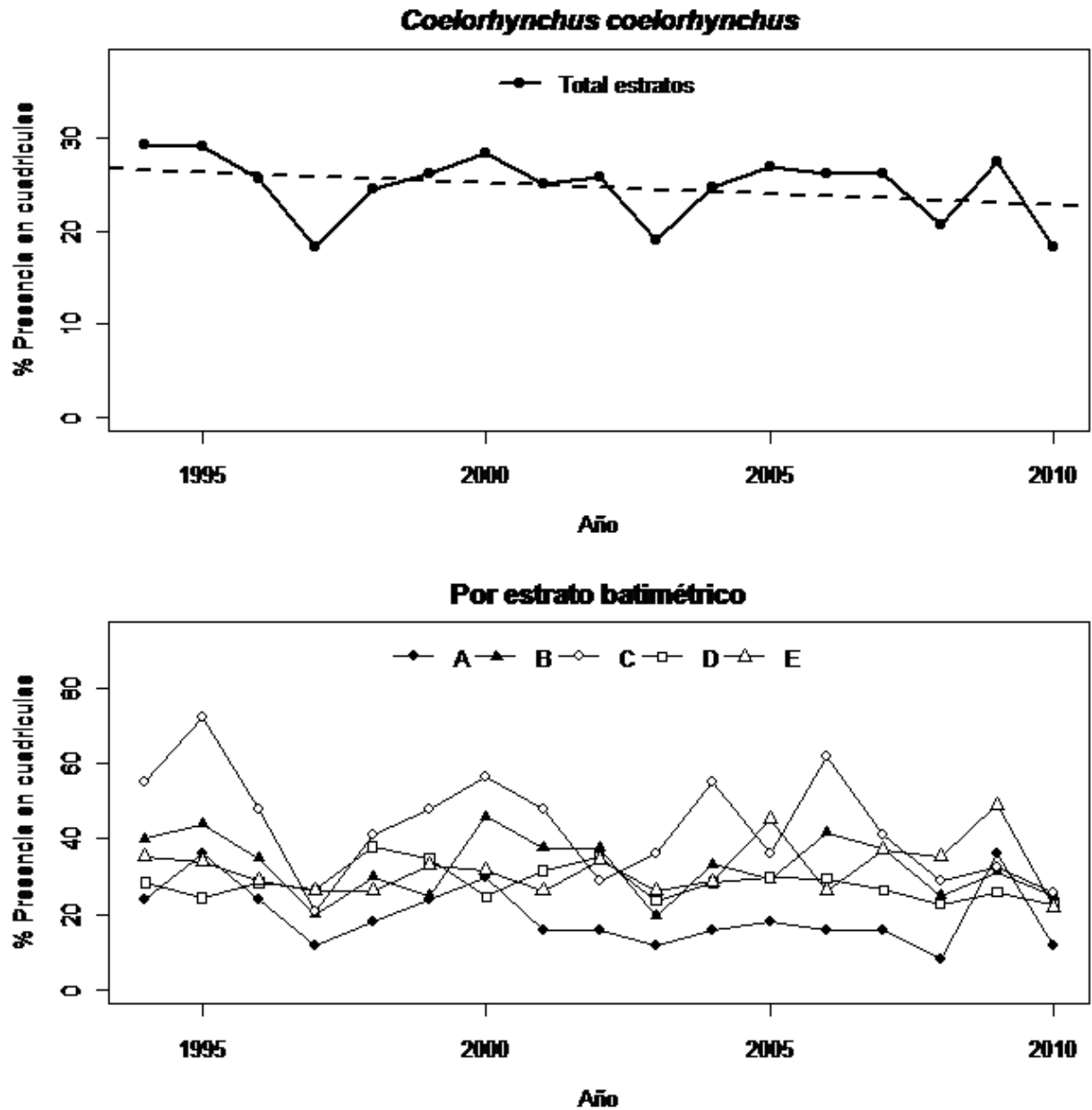


Figura 16 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Coelorhynchus caelorhynchus* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

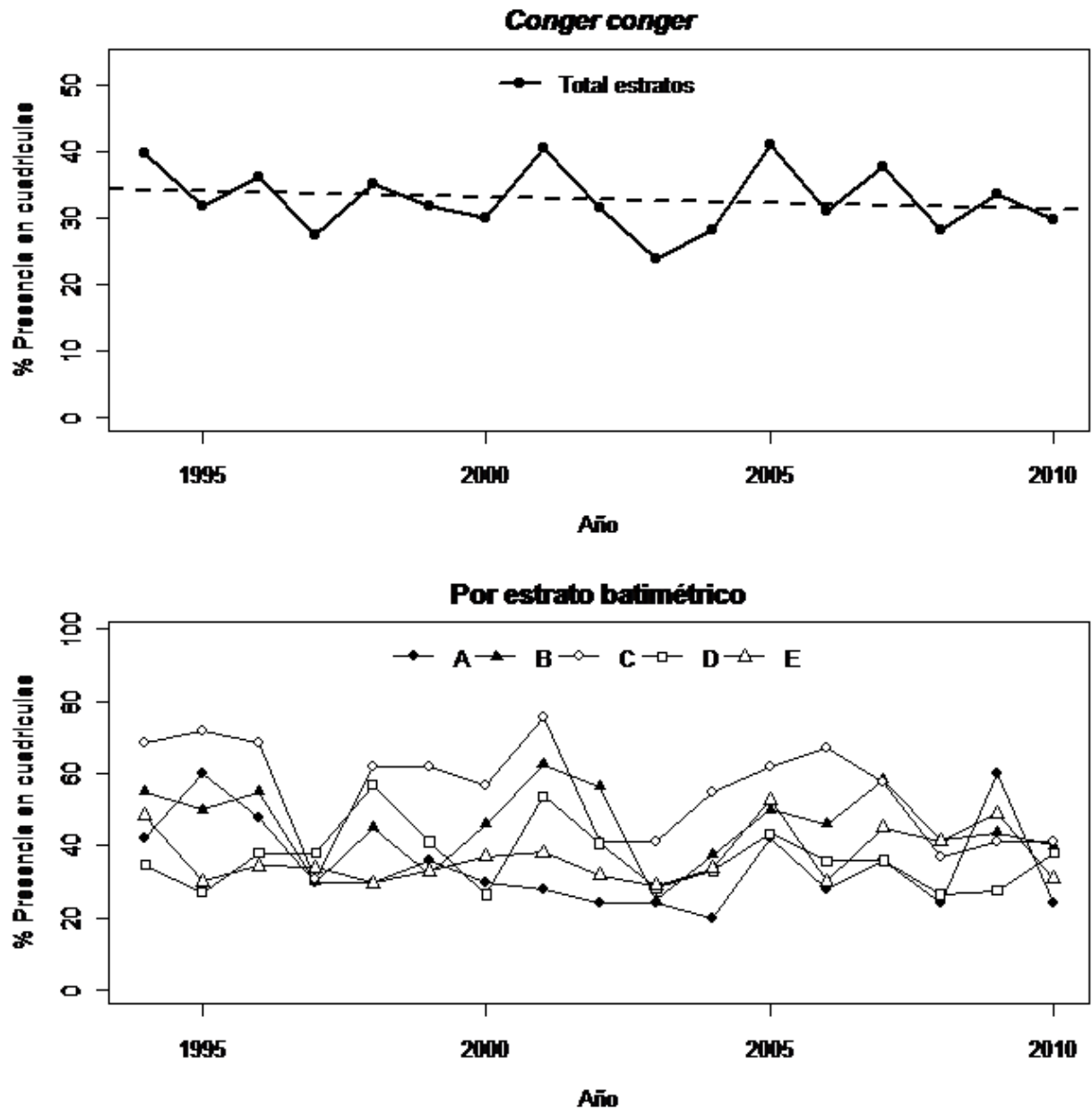


Figura 17 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Conger conger* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

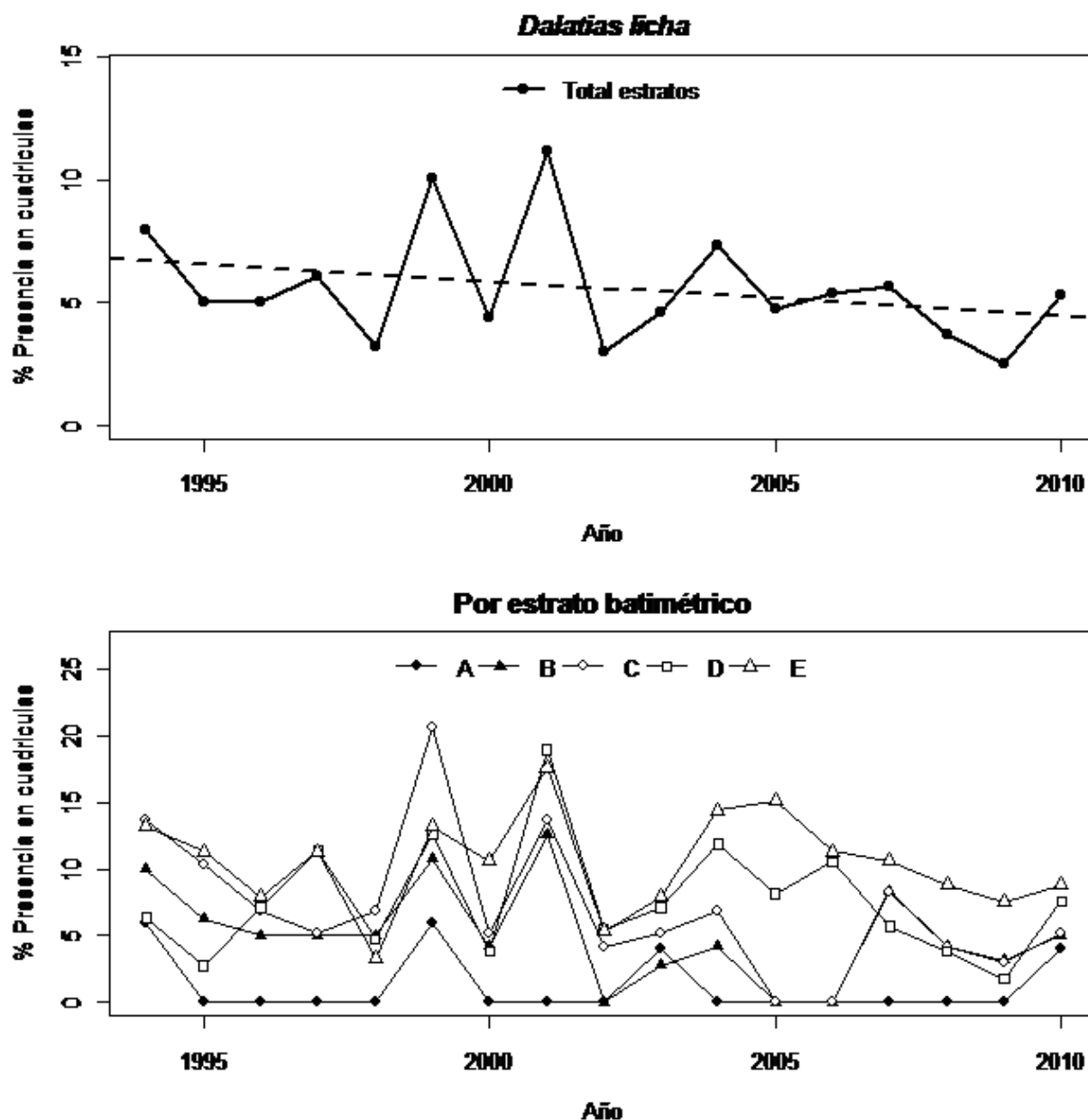


Figura 18 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Dalatias licha* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

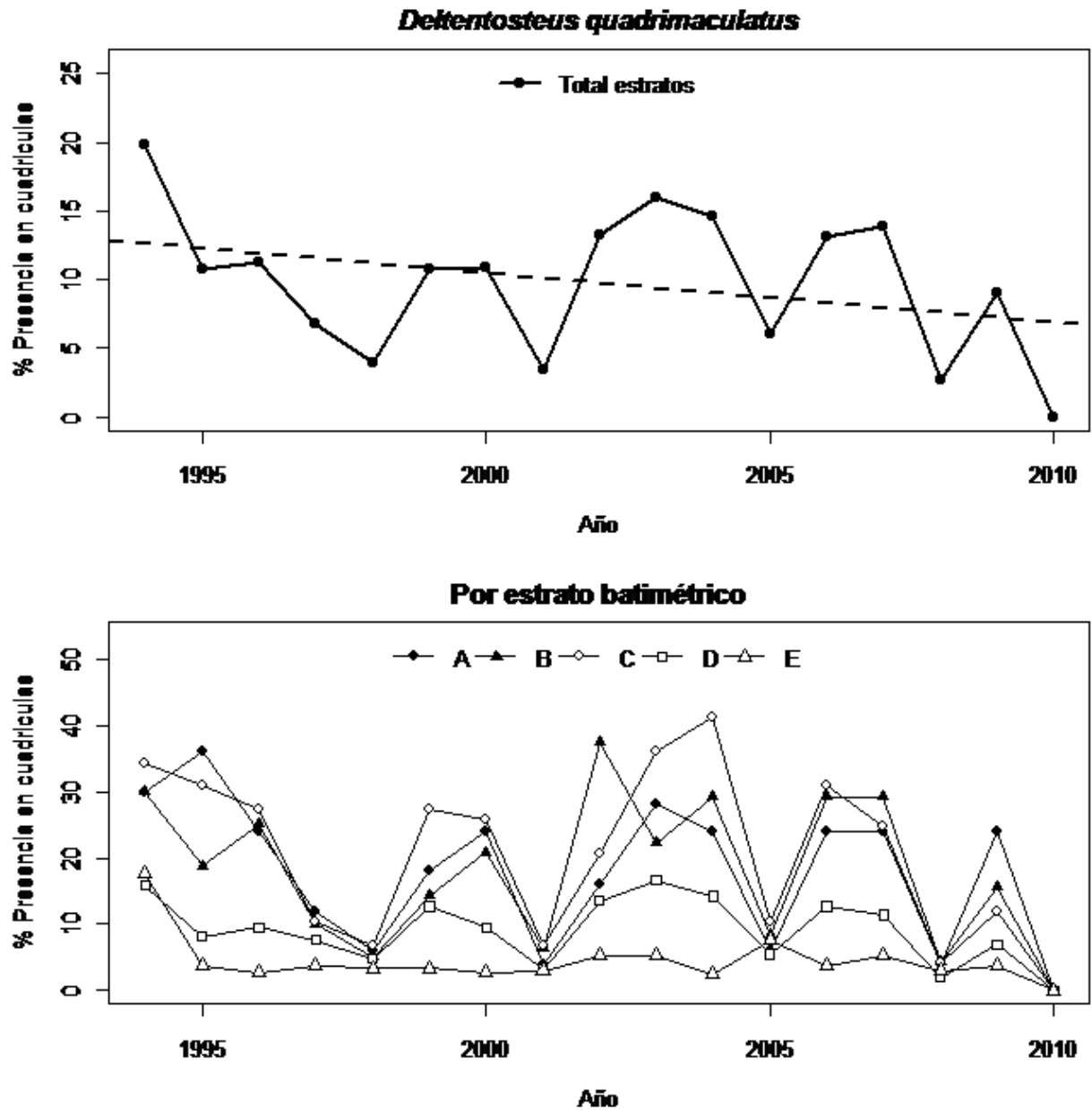


Figura 19 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Deltentosteus quadrimaculatus* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

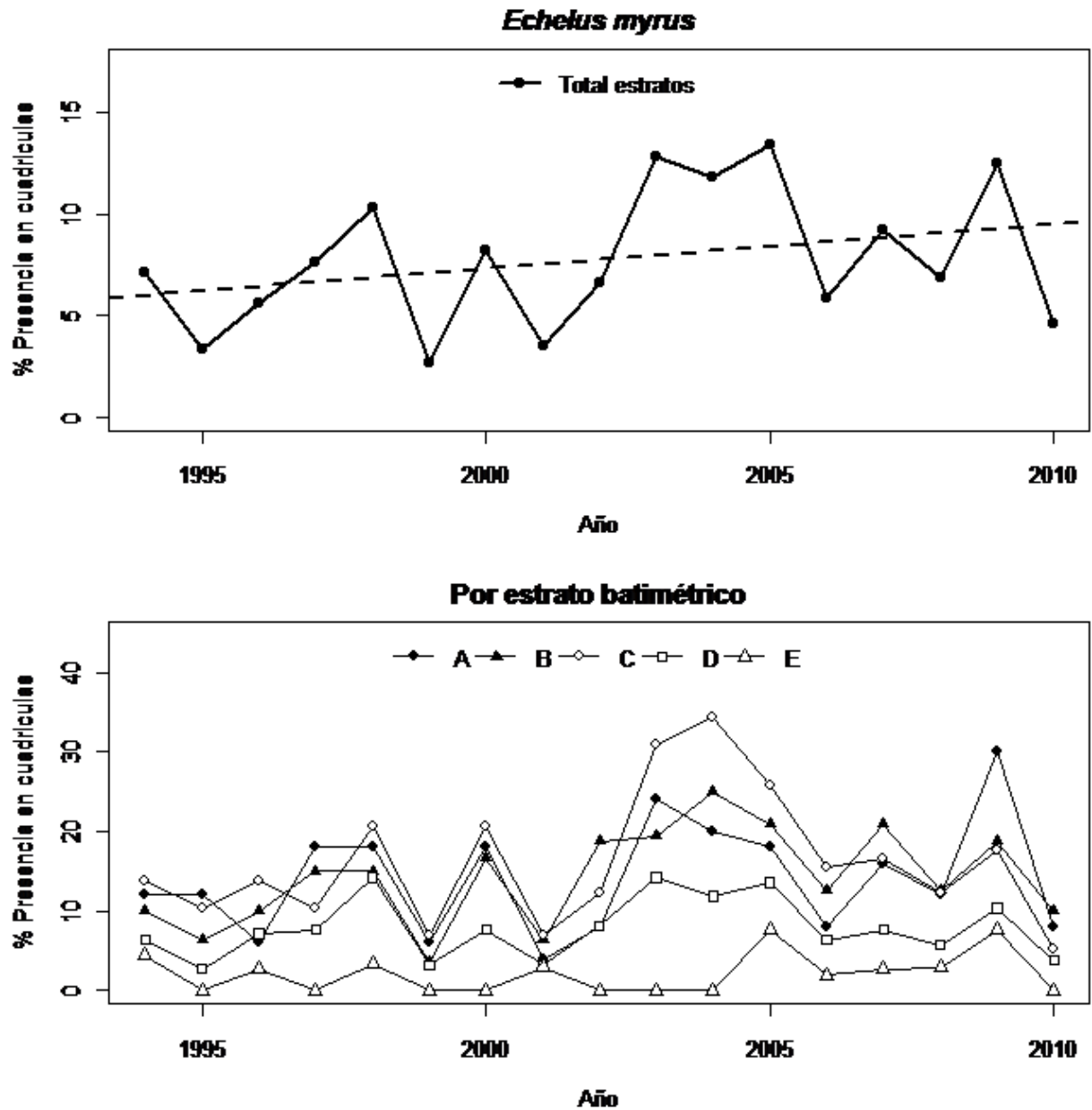


Figura 20 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Echelus myrus* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

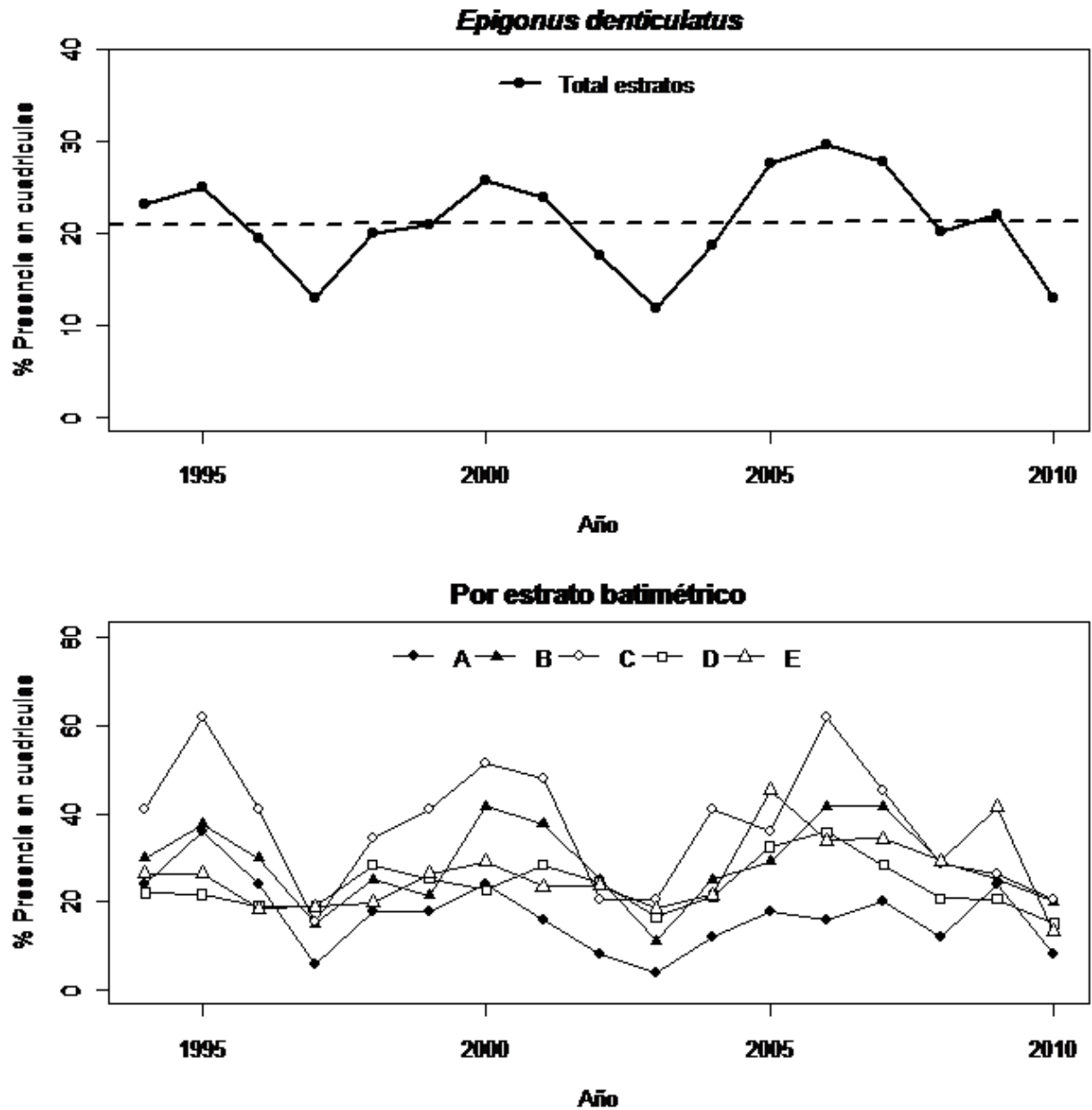


Figura 21 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Epigonus denticulatus* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

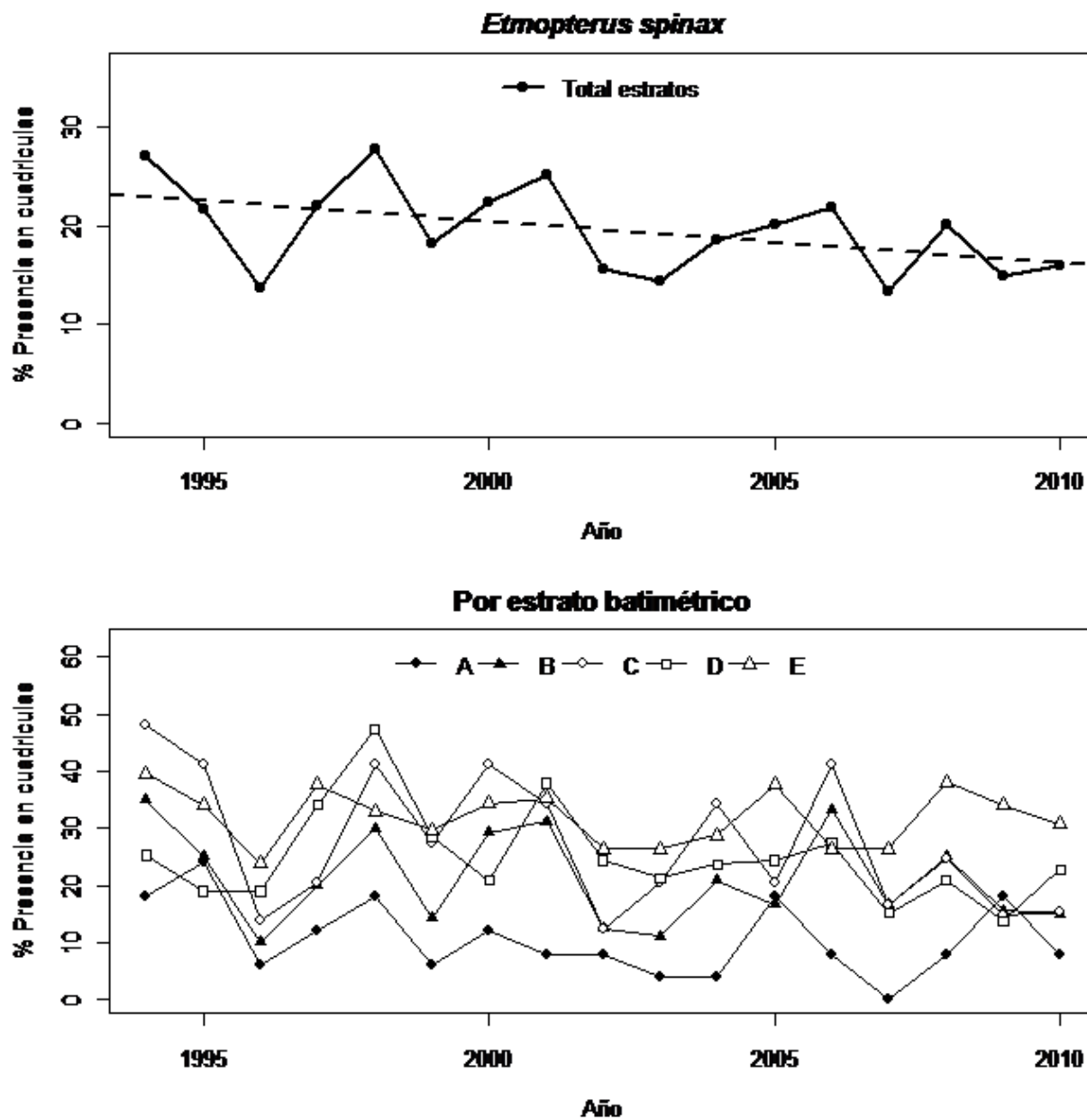


Figura 22 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Etmopterus spinax* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

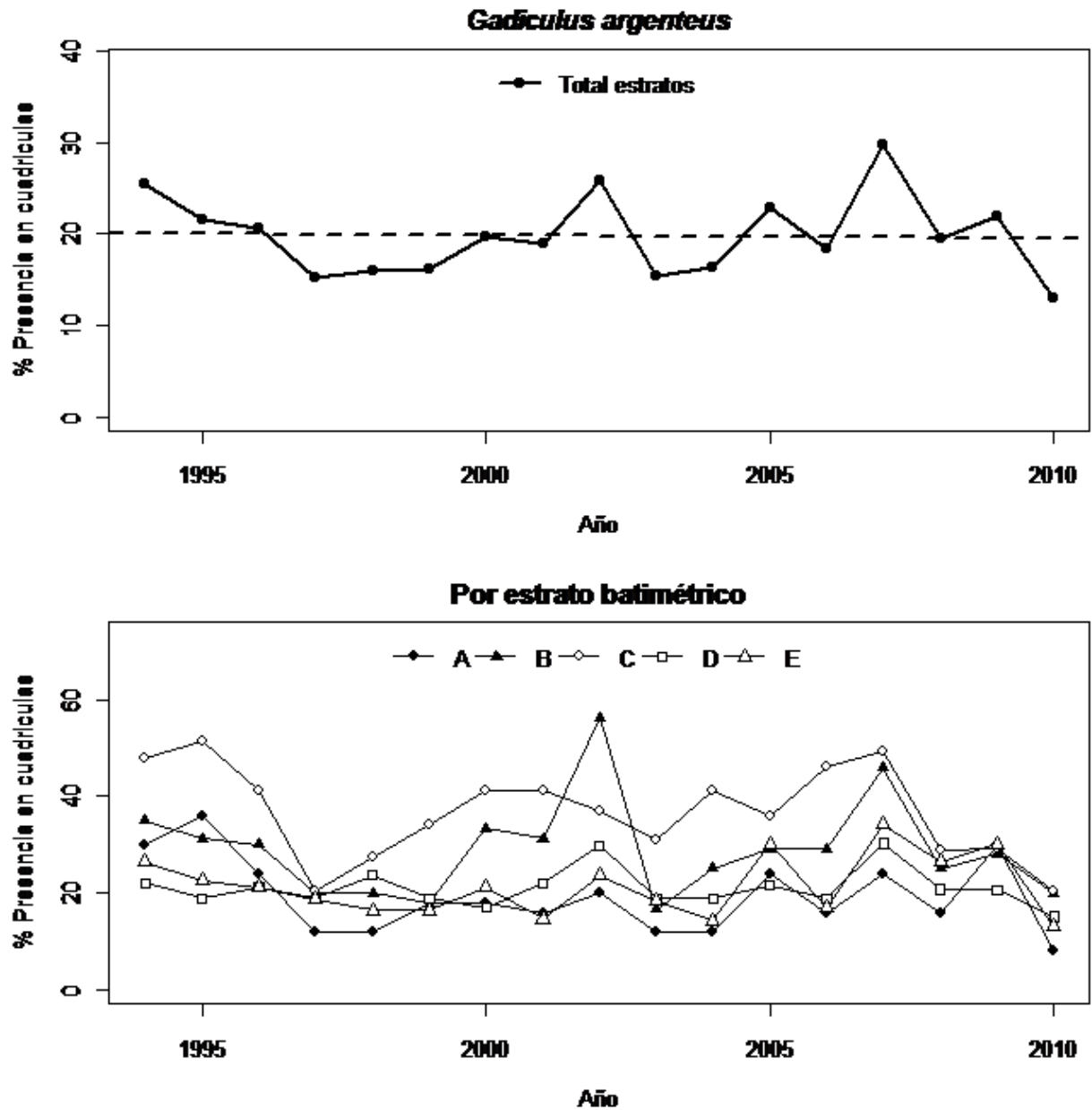


Figura 23 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Gadicolus argenteus argenteus* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

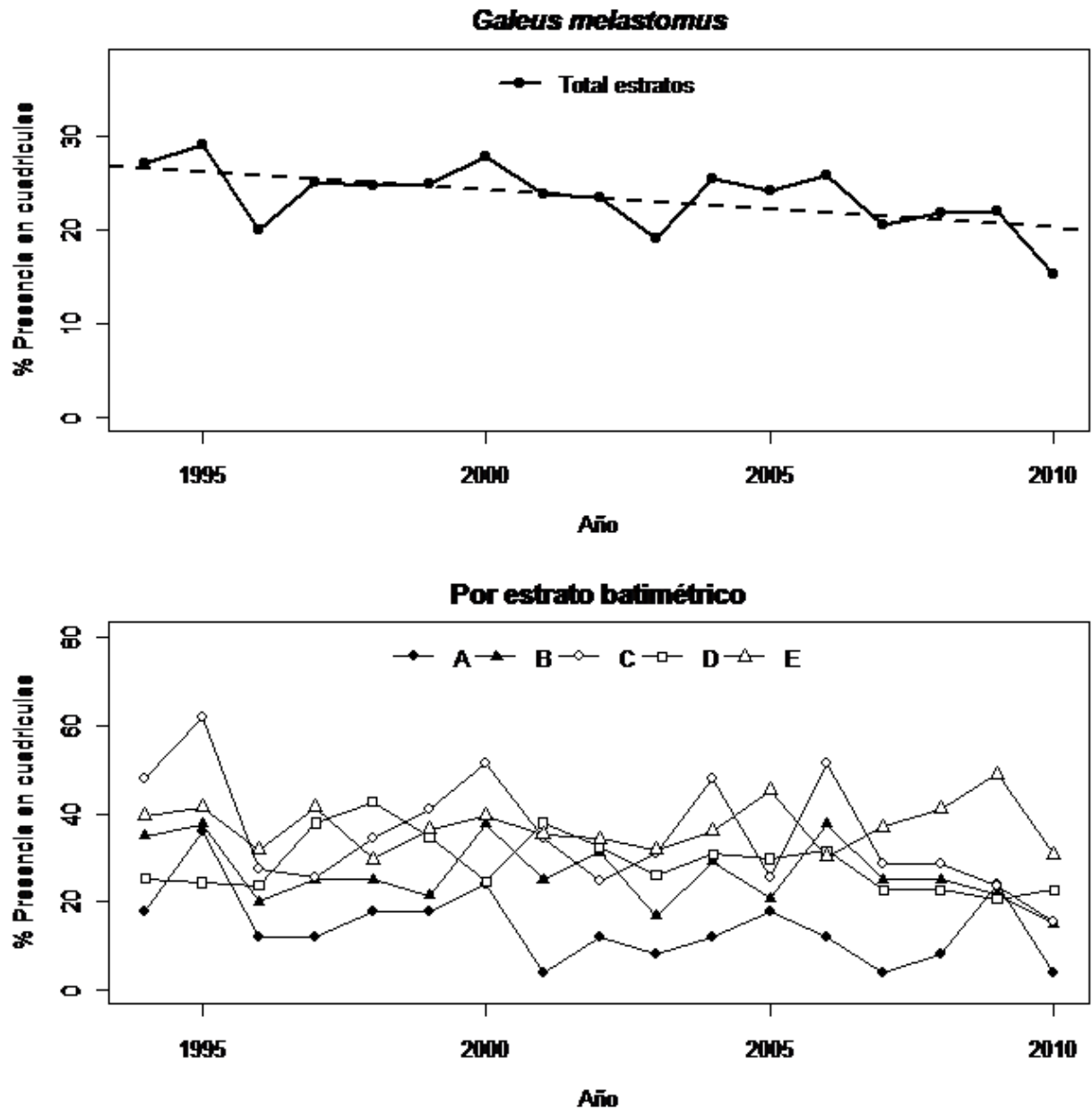


Figura 24 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Galeus melastomus* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

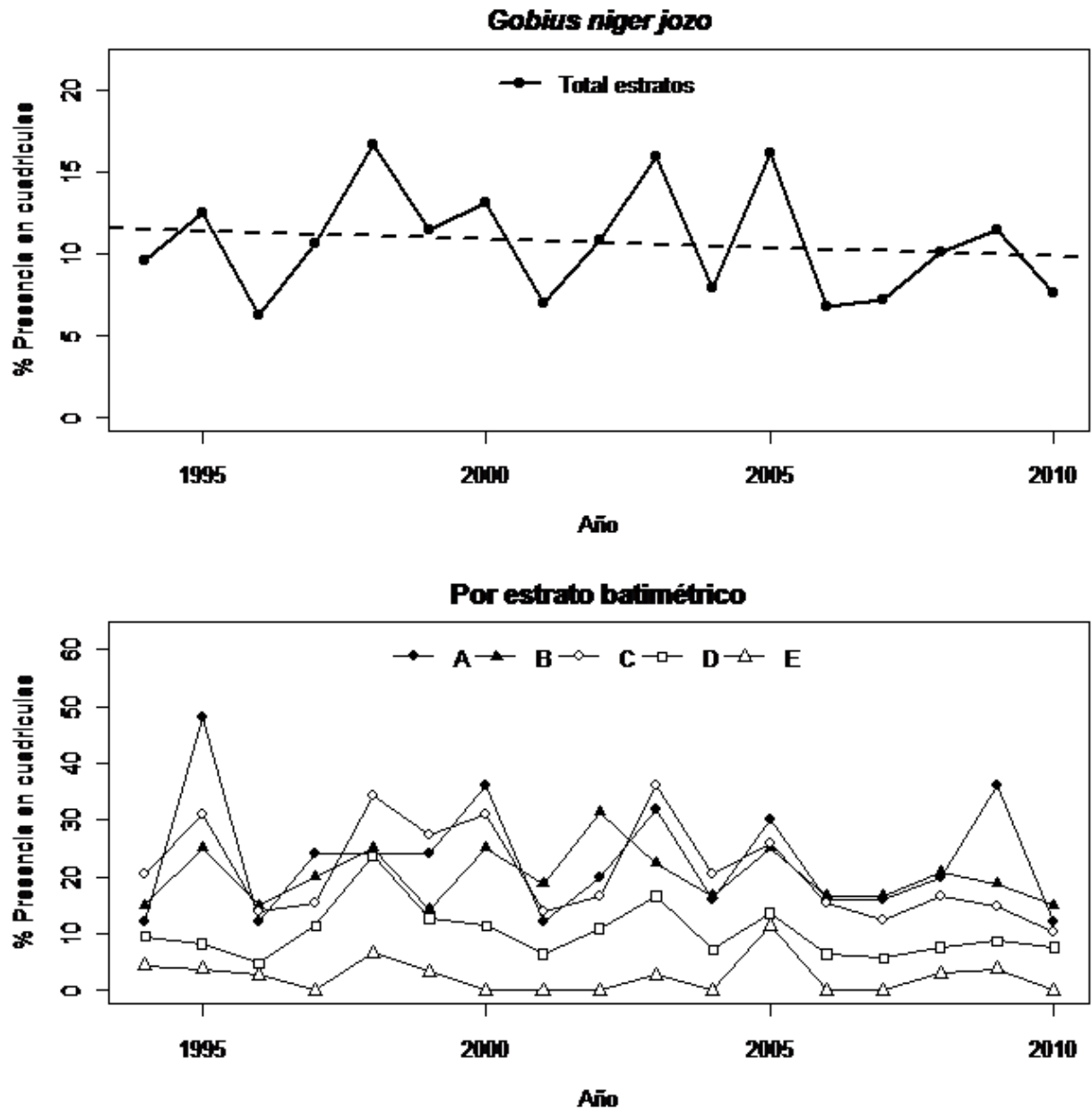


Figura 25 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Gobius niger jozo* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

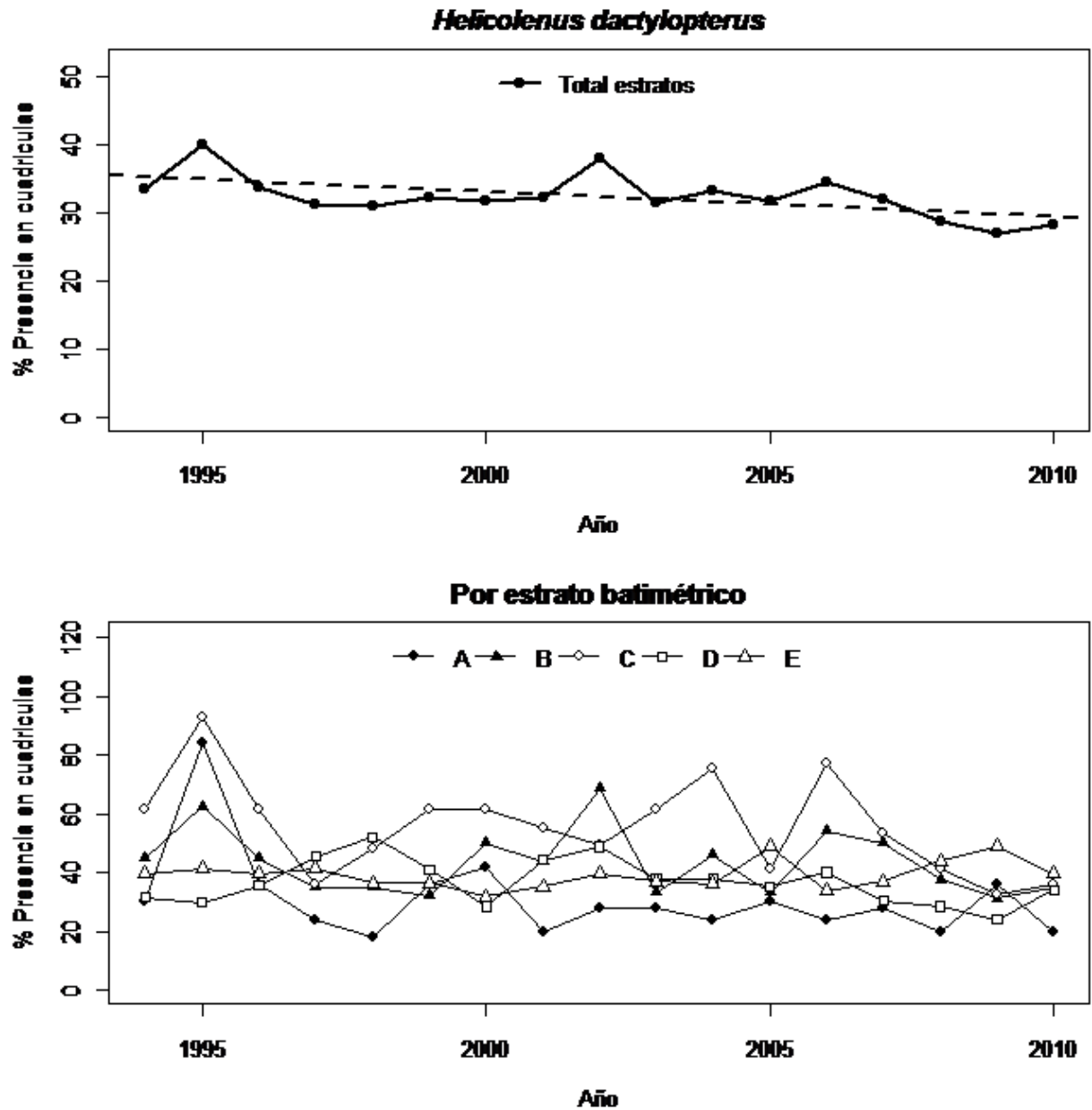


Figura 26 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Helicolenus dactylopterus* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

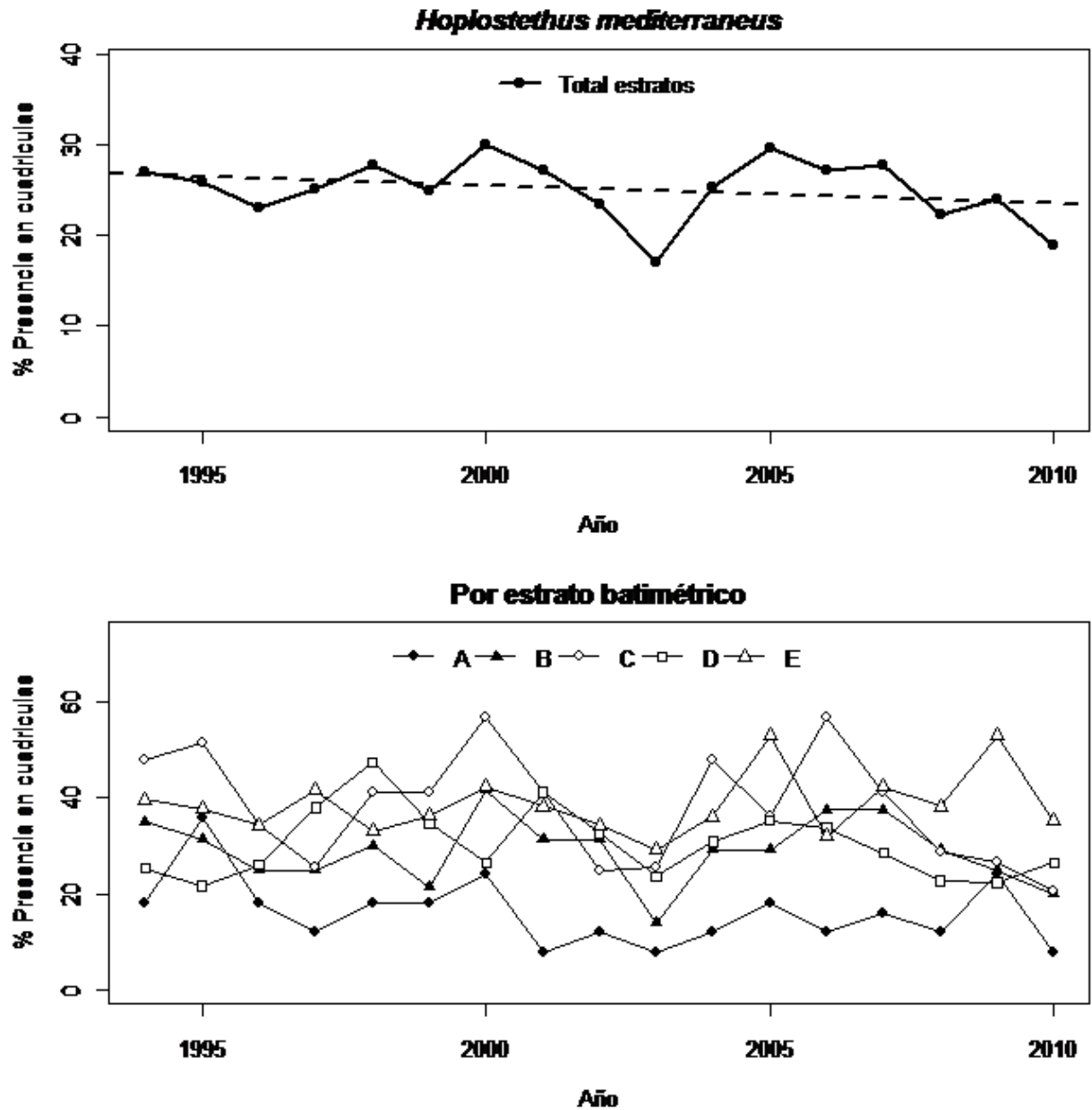


Figura 27 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Hoplostethus mediterraneus* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

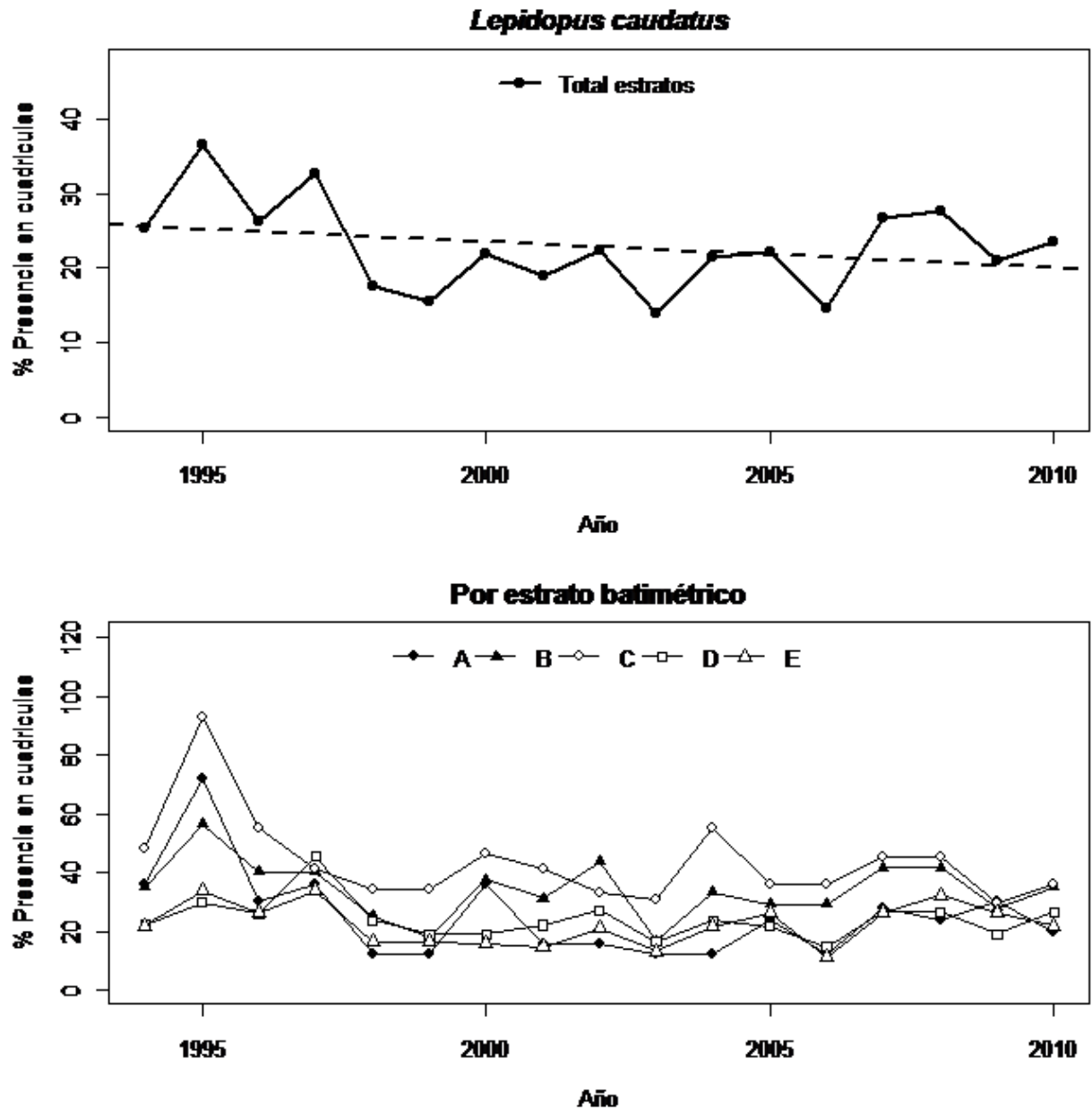


Figura 28 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Lepidopus caudatus* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

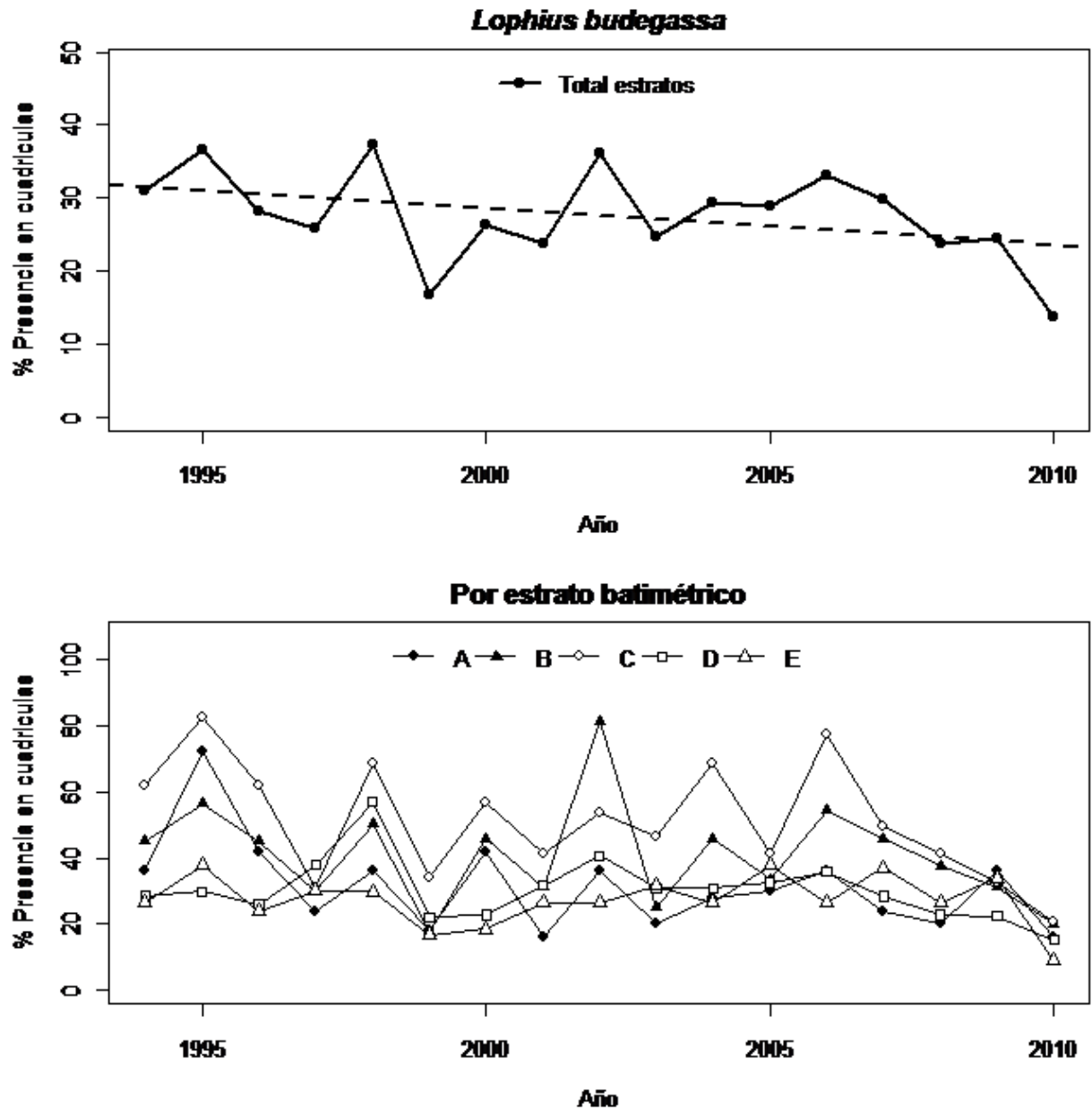


Figura 29 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Lophius budegassa* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

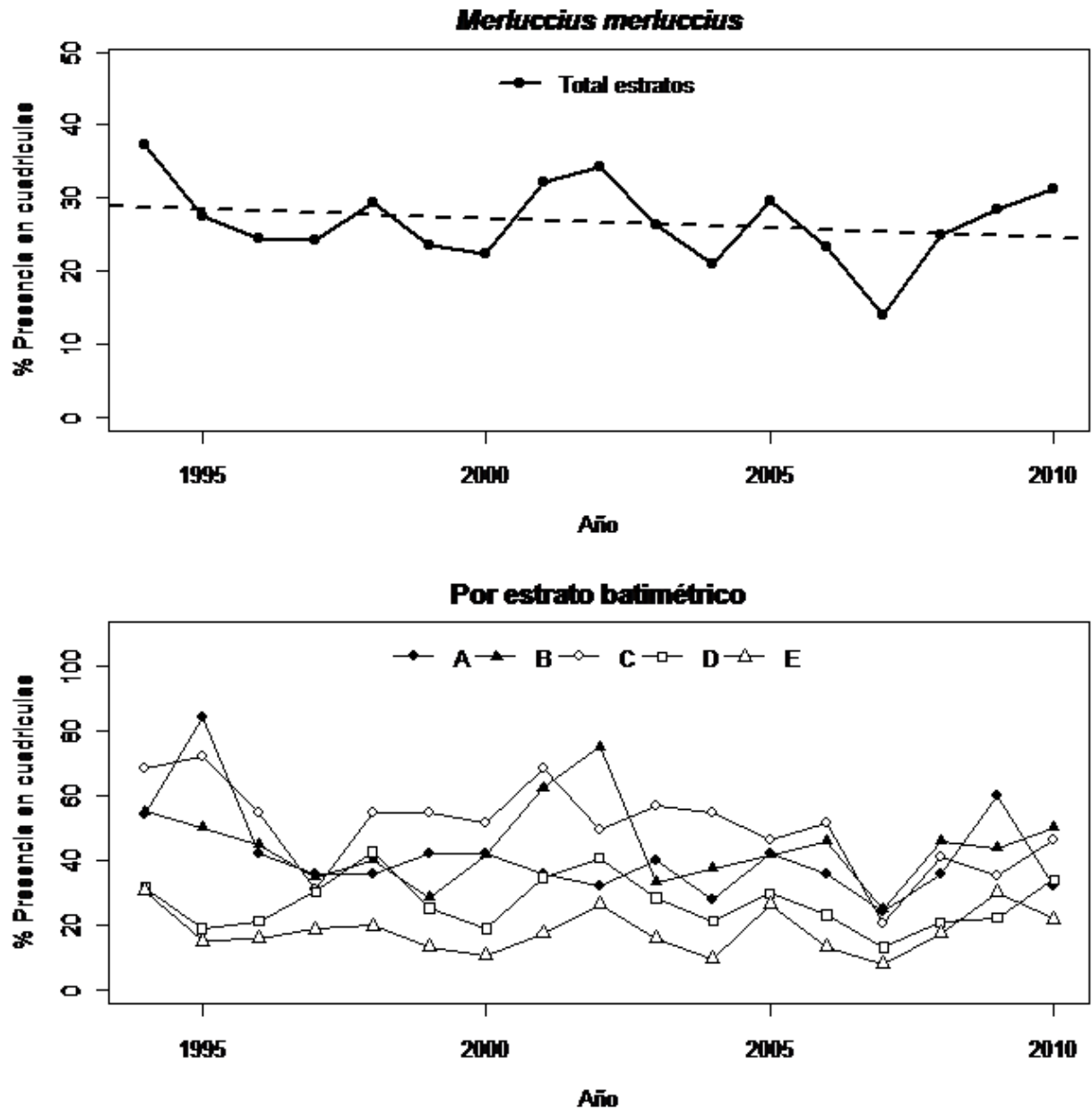


Figura 30 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Merluccius merluccius* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

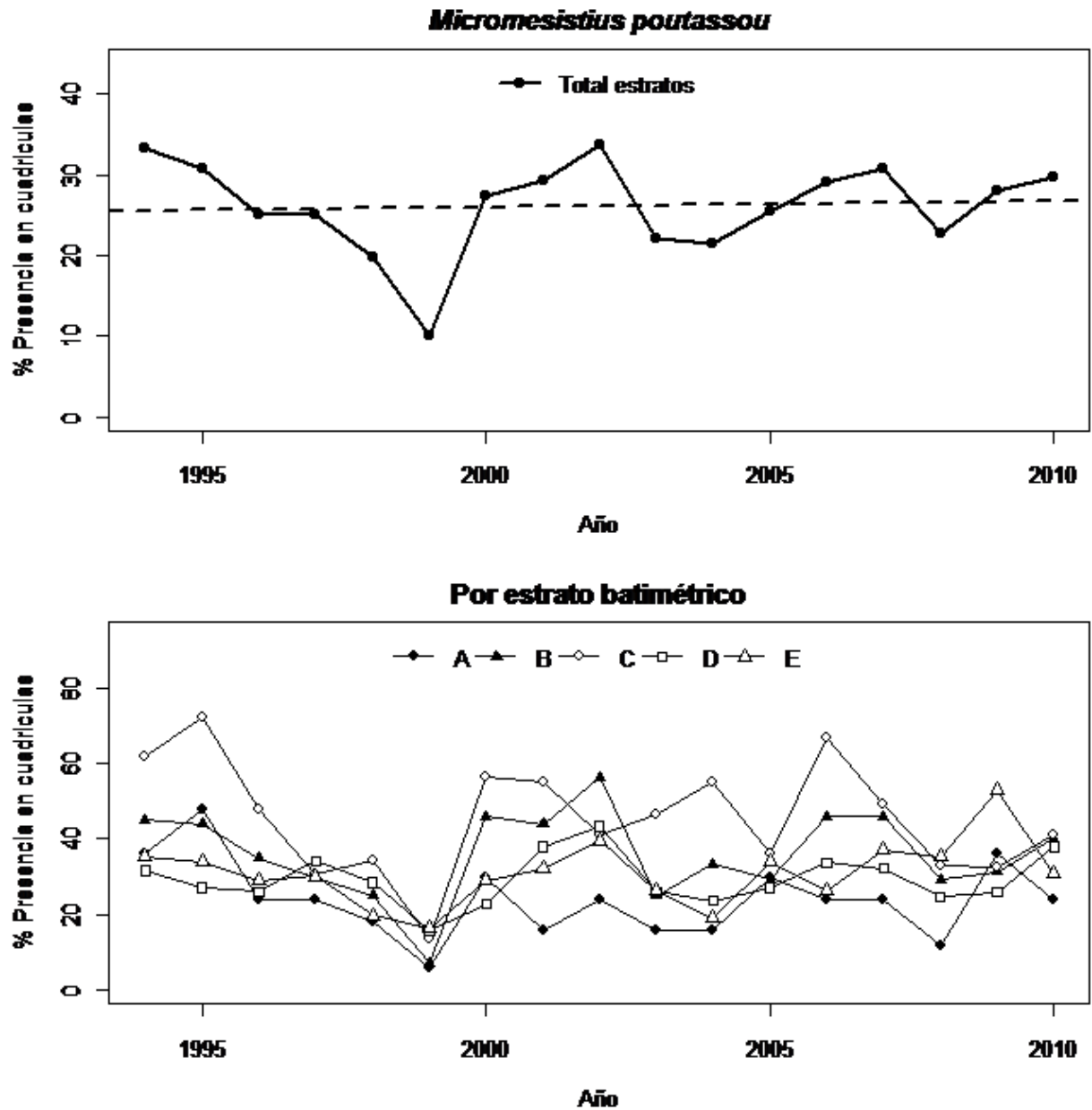


Figura 31 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Micromesistius poutassou* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

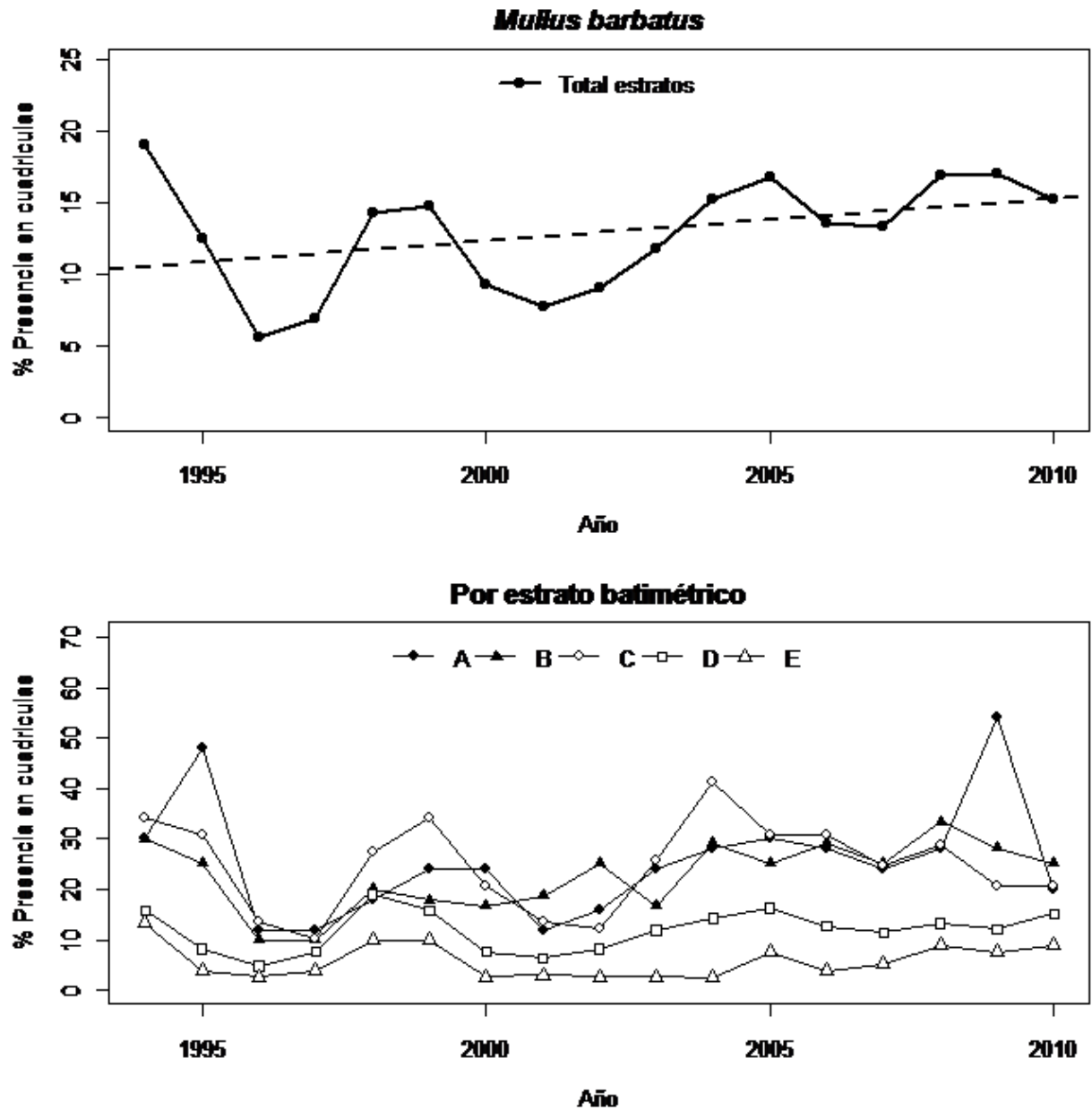


Figura 32 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Mullus barbatus* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

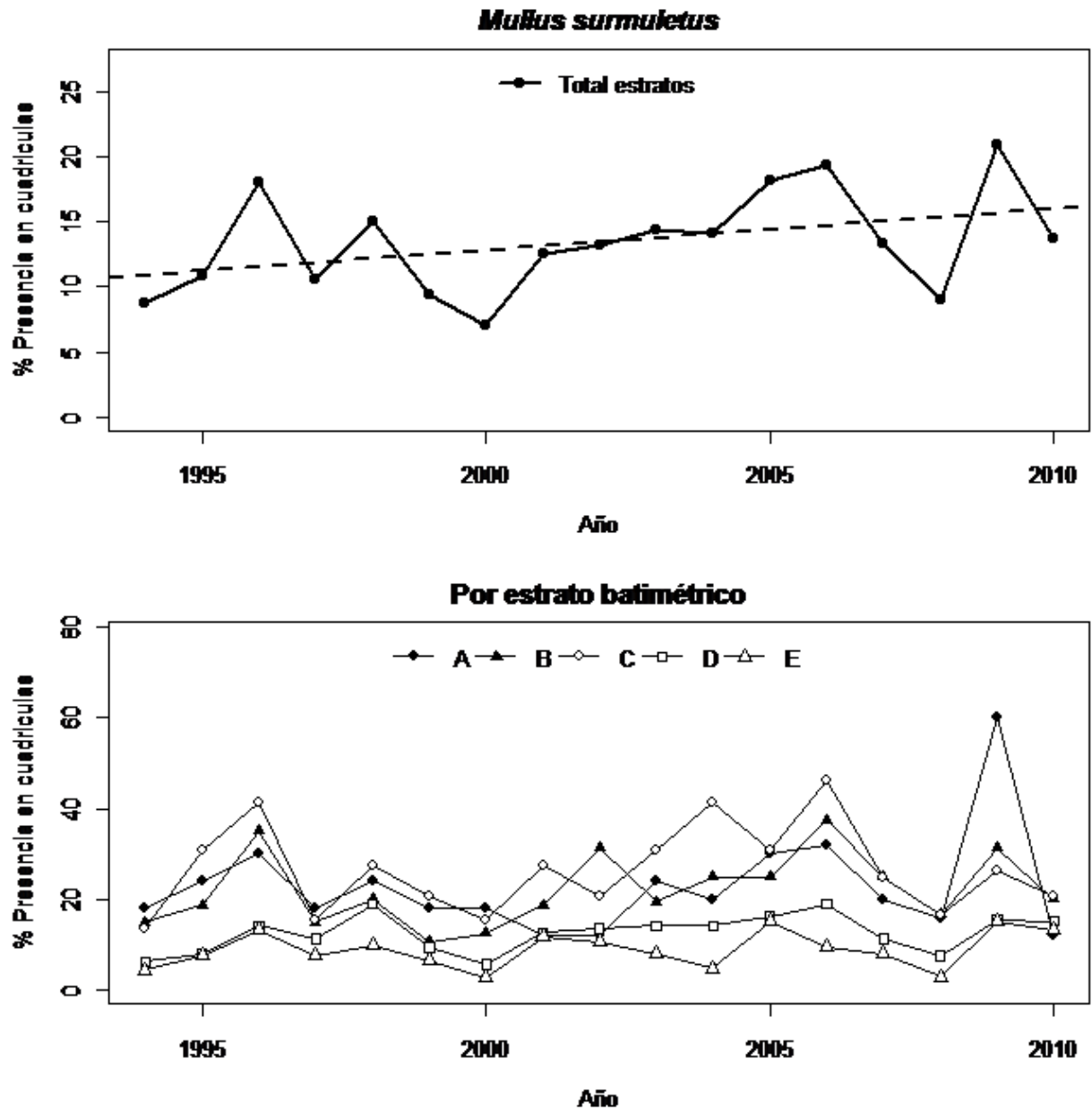


Figura 33 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Mullus surmuletus* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

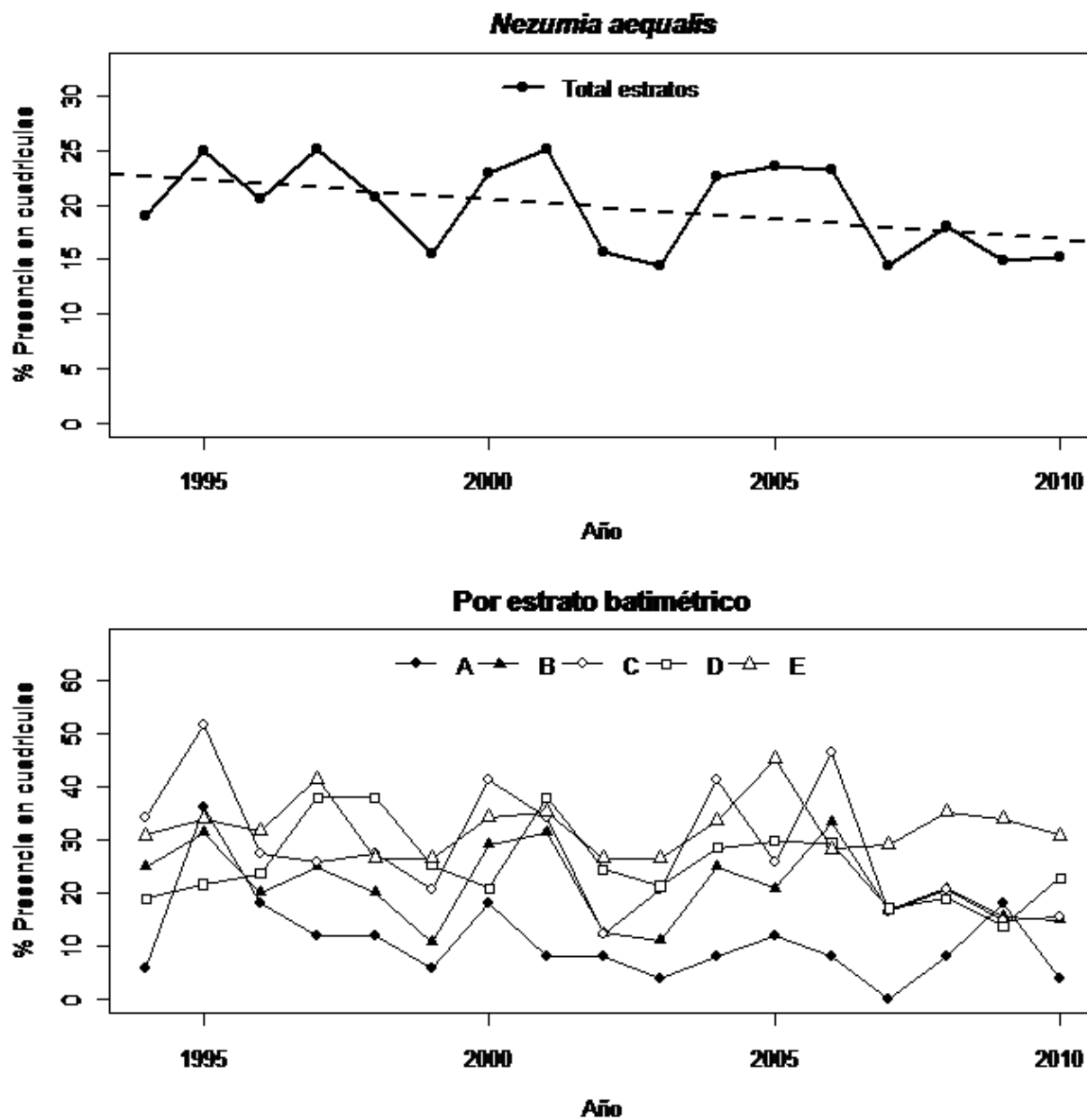


Figura 34 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Nezumia aequalis* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

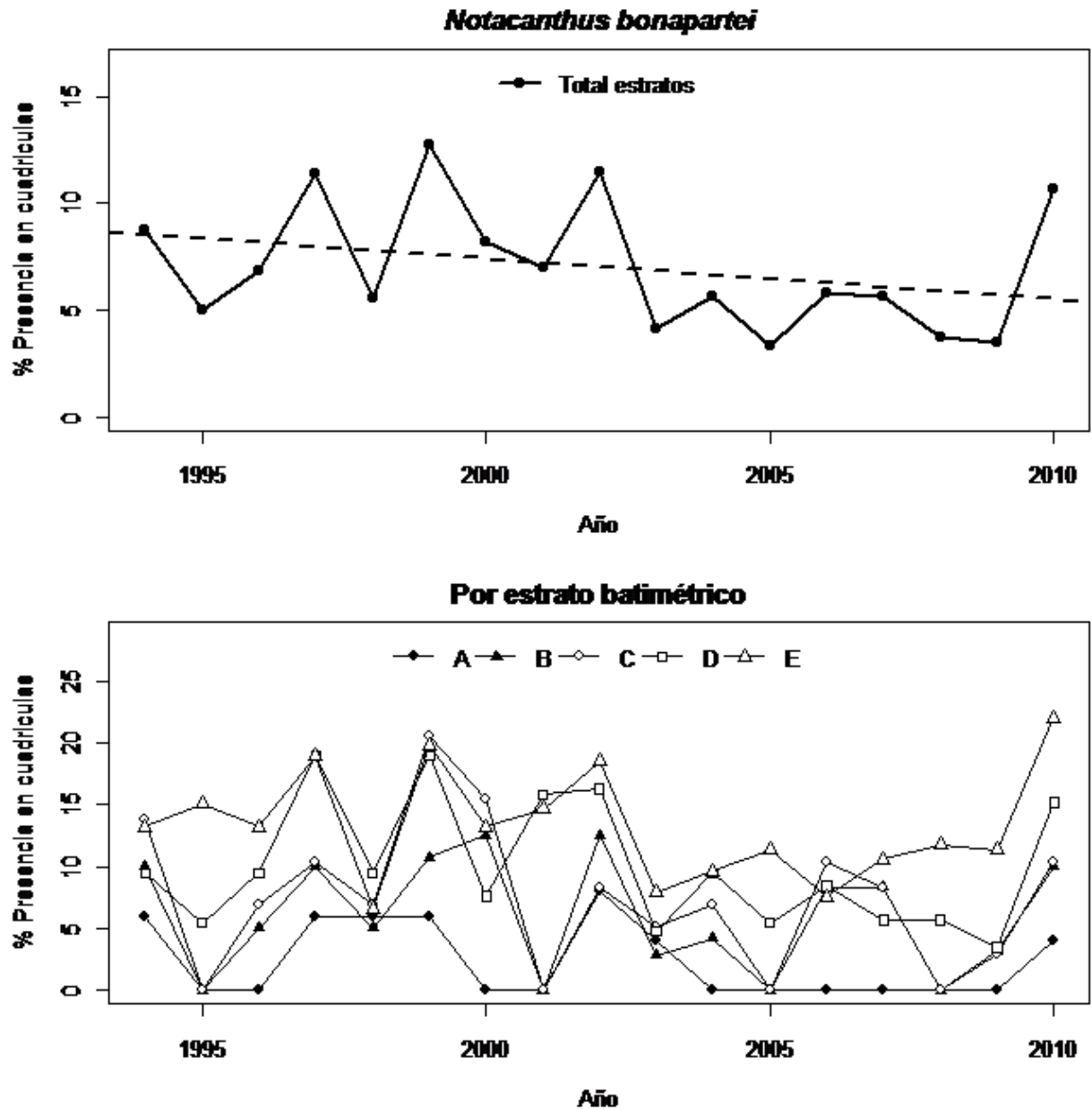


Figura 35 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Notacanthus bonapartei* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

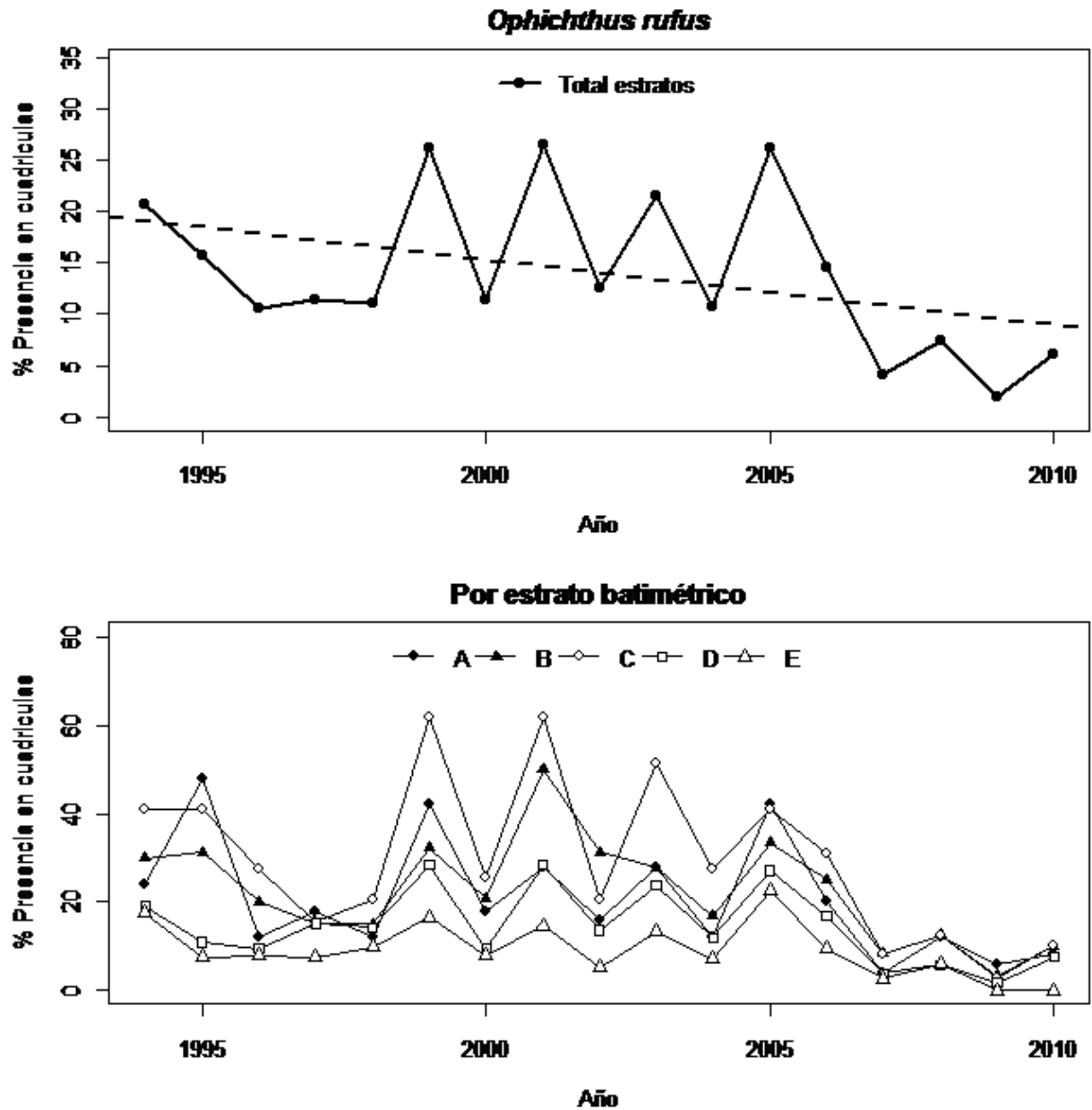


Figura 36 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Ophichthus rufus* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

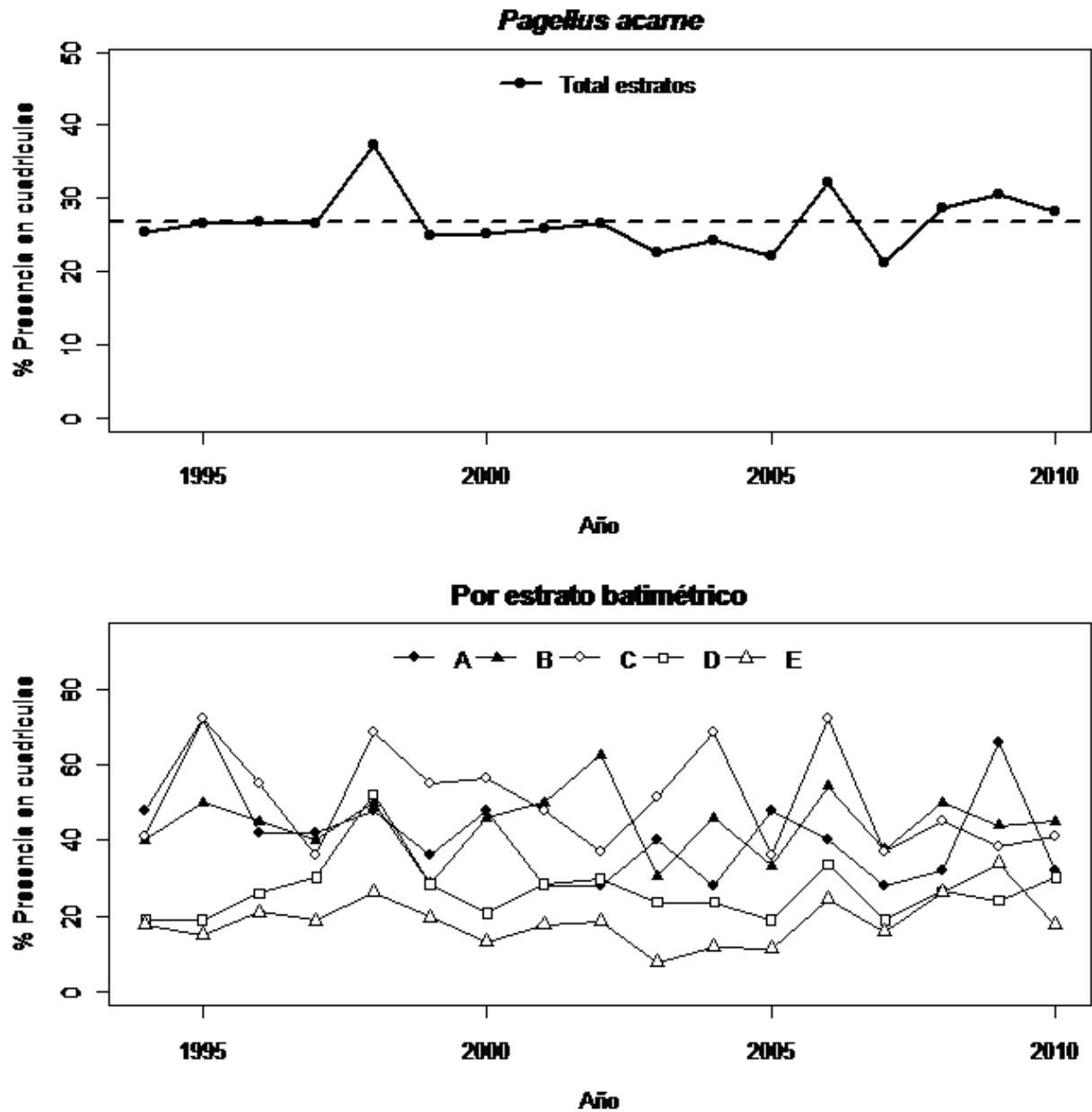


Figura 37 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Pagellus acarne* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

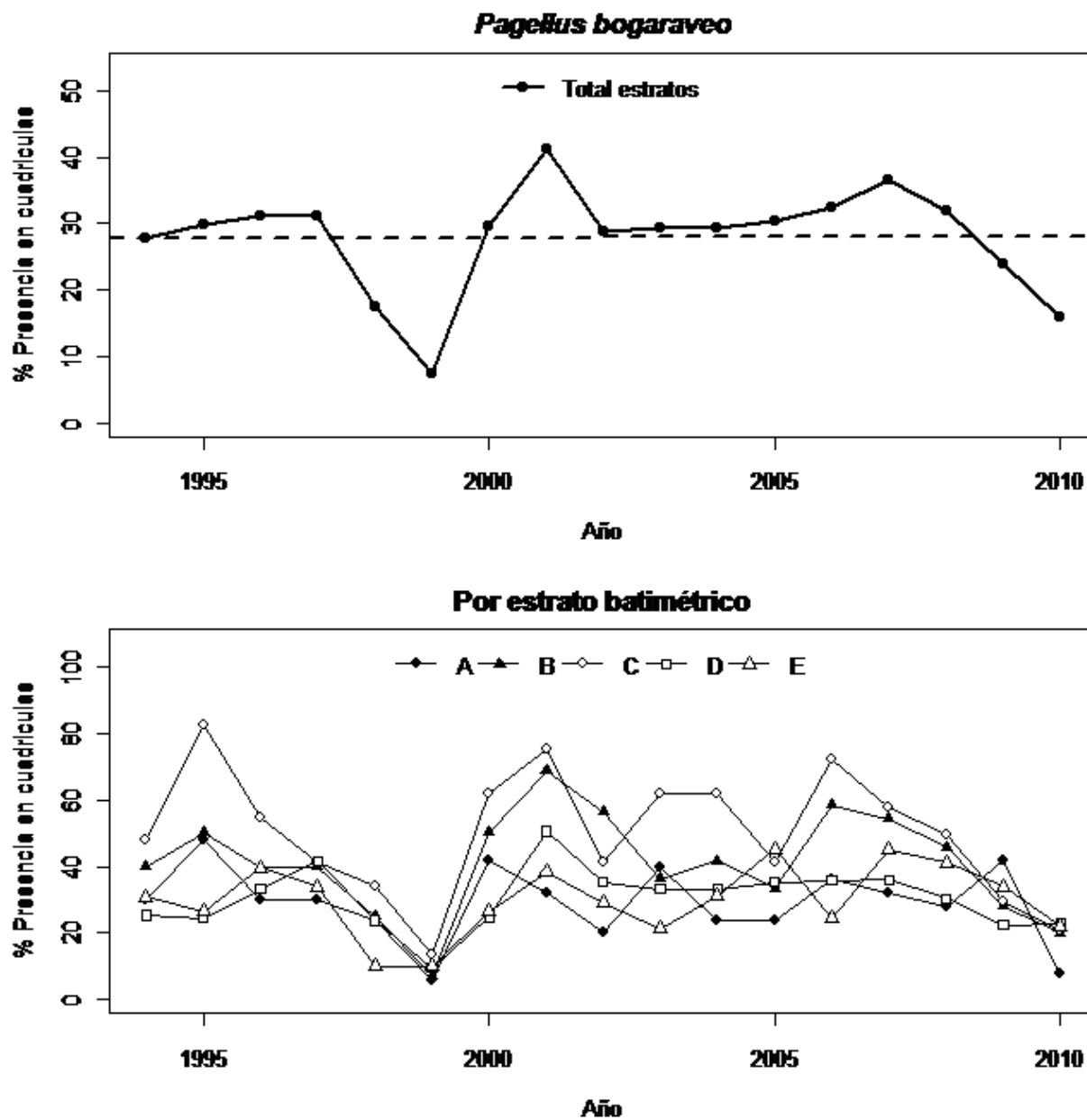


Figura 38 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Pagellus bogaraveo* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

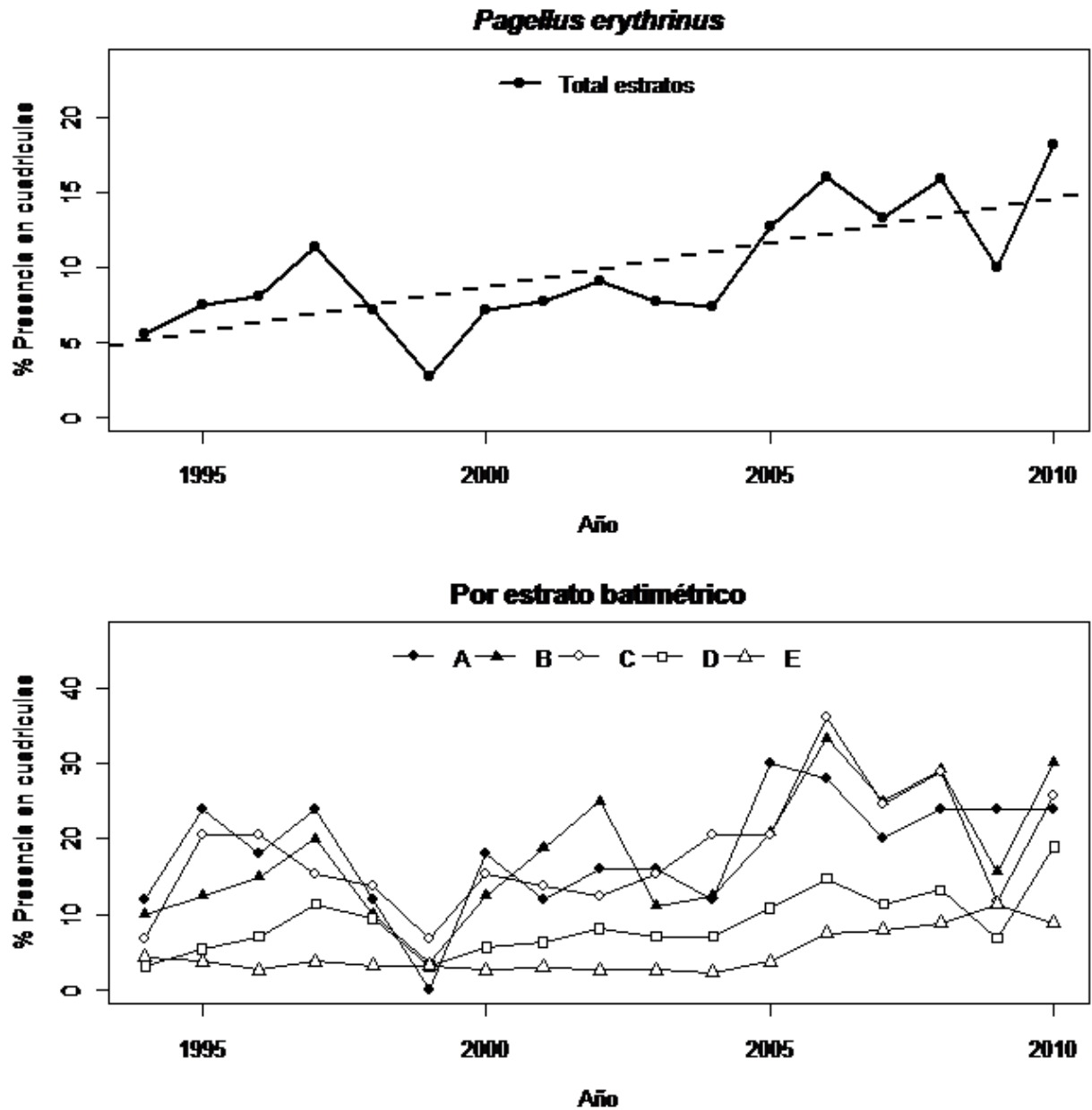


Figura 39 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Pagellus erythrinus* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

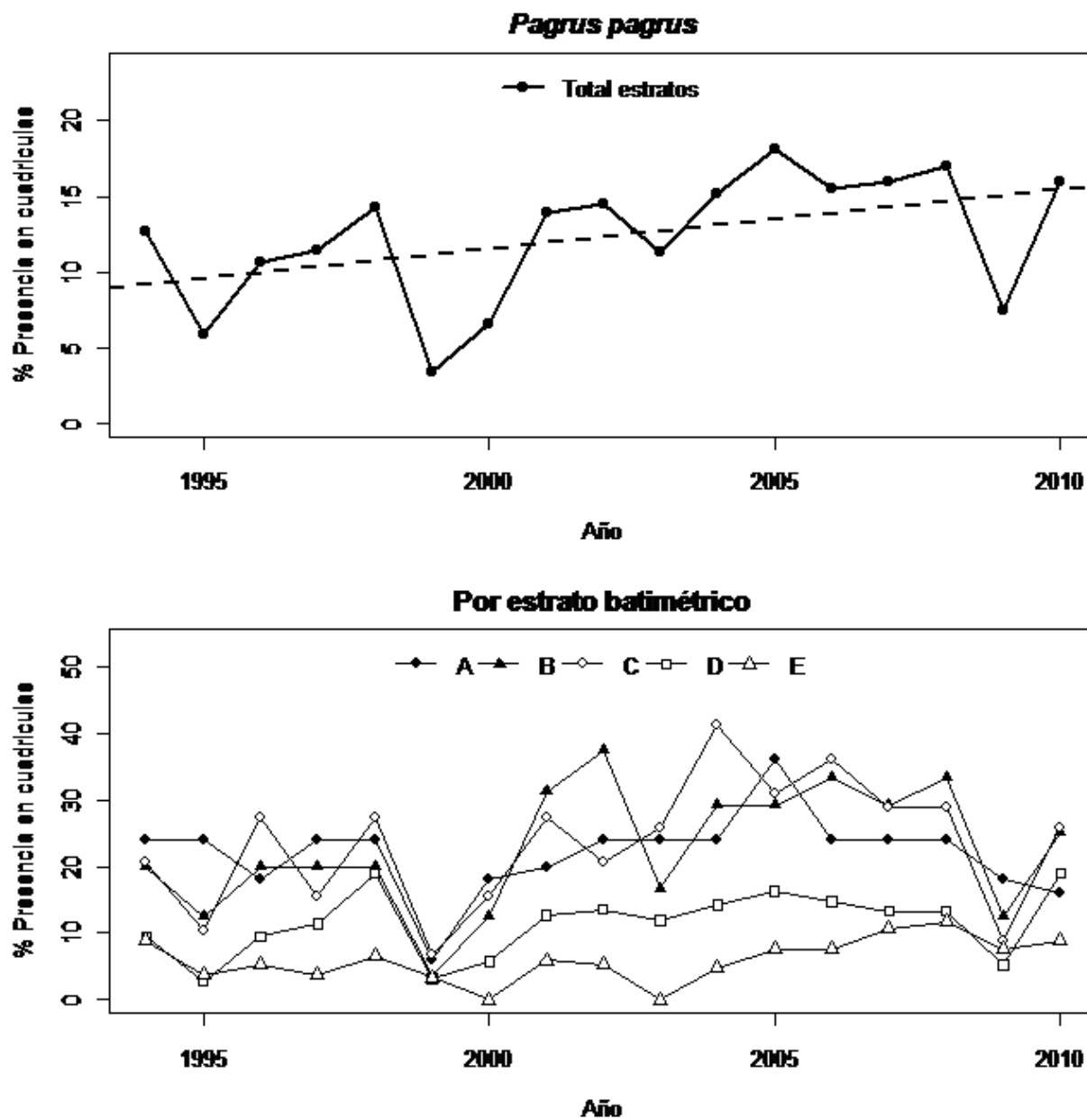


Figura 40 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Pagrus pagrus* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

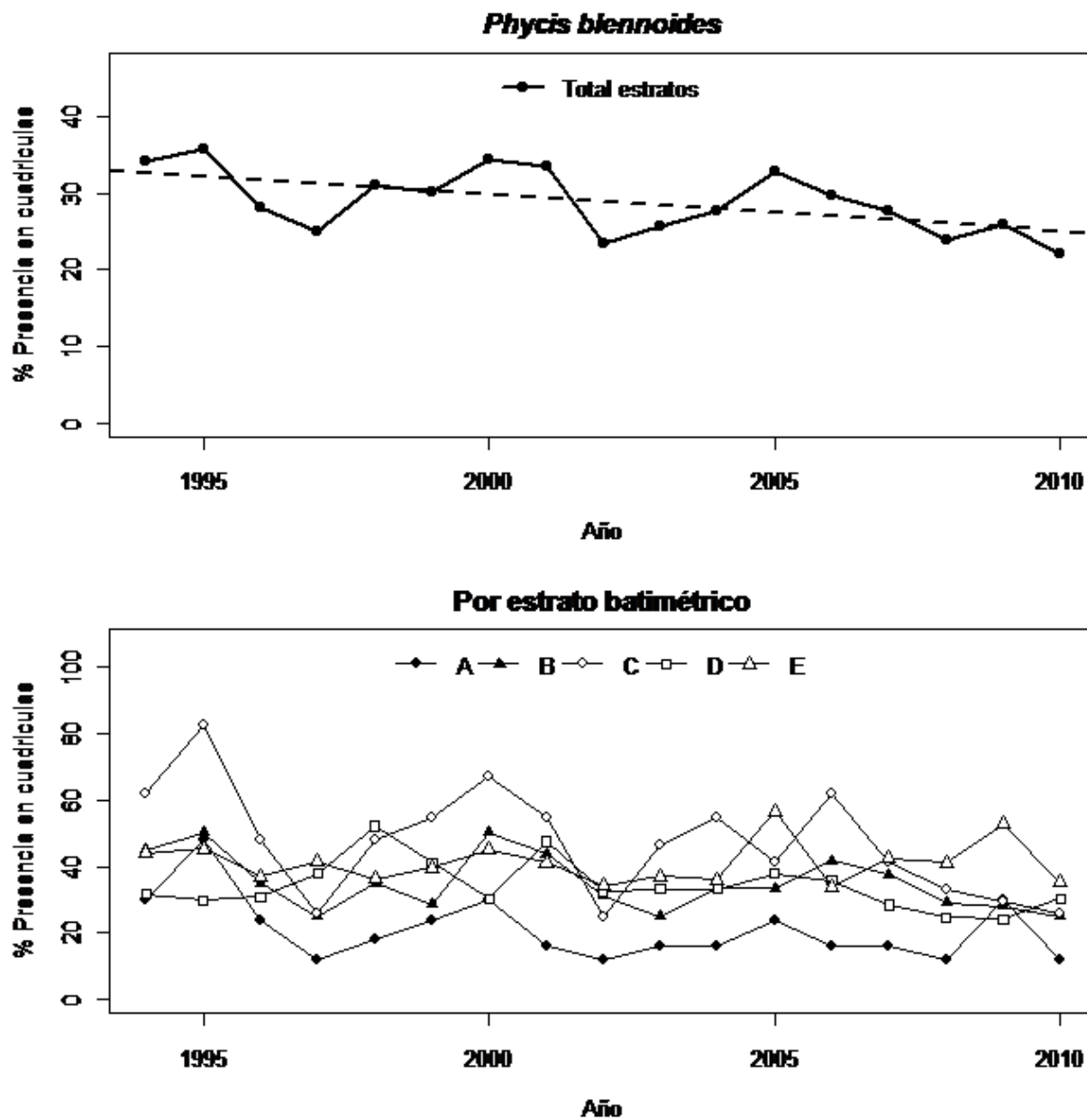


Figura 41 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Phycis blennoides* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

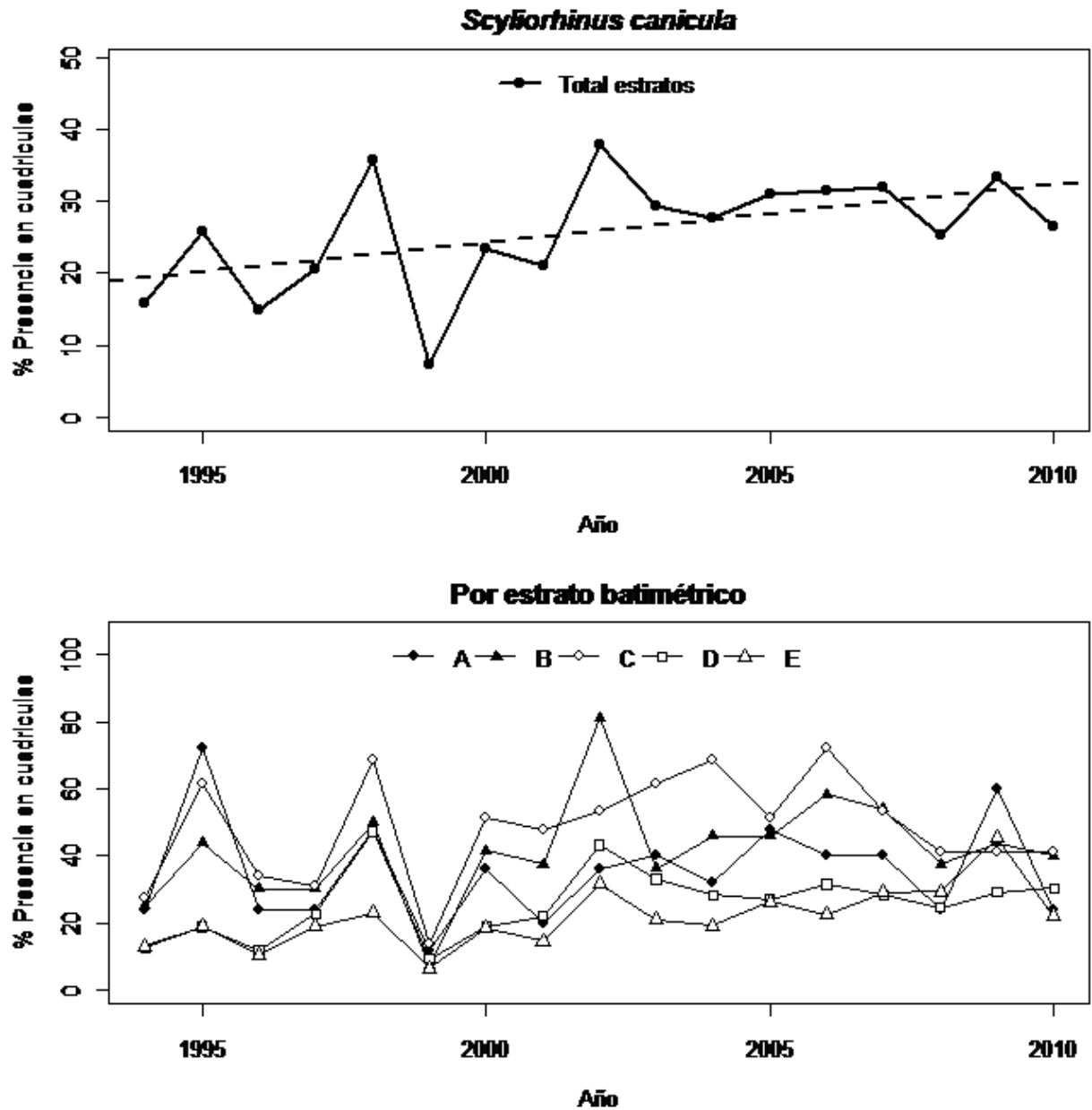


Figura 42 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Scyliorhinus canicula* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

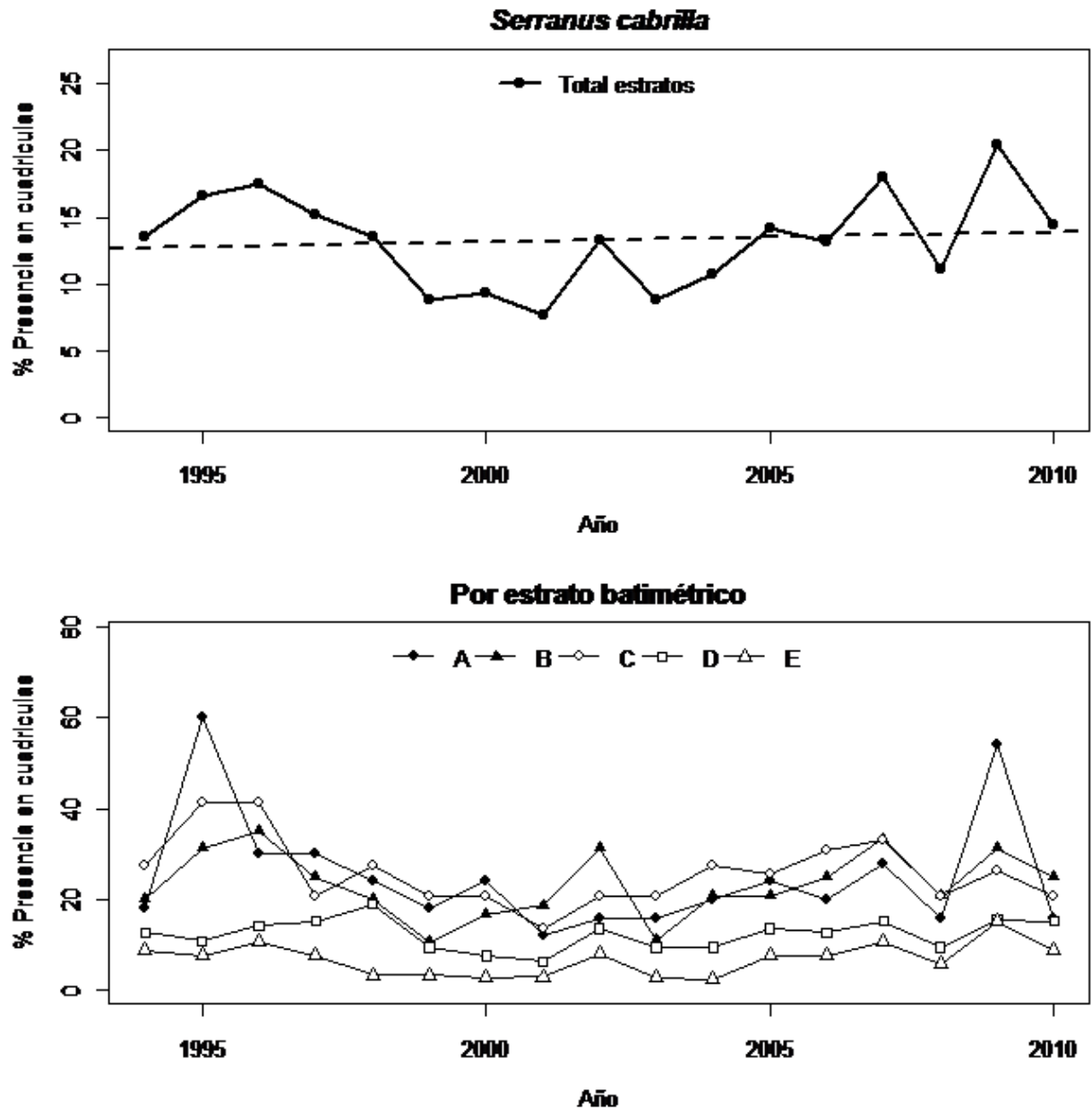


Figura 43 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Serranus cabrilla* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

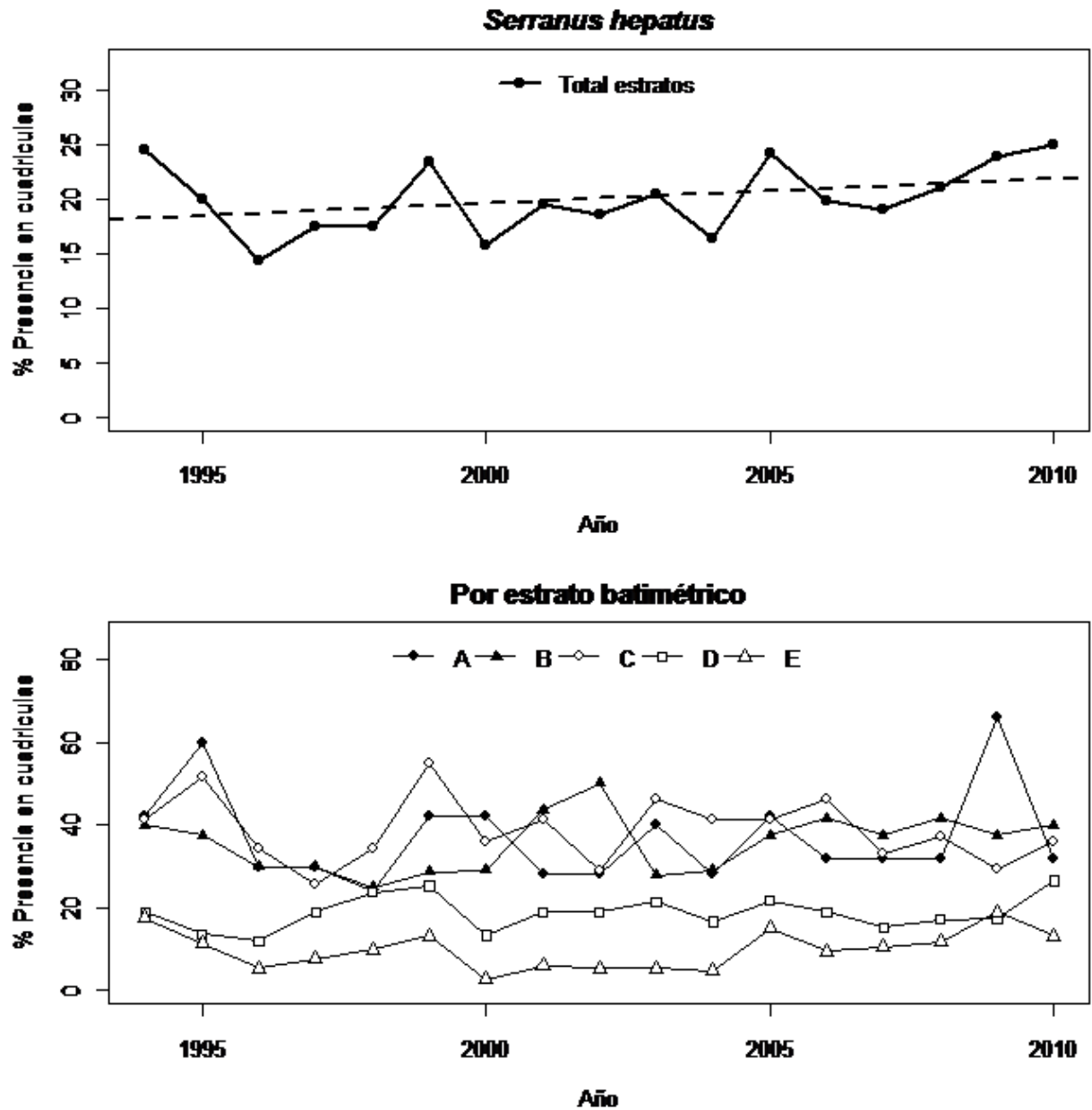


Figura 44 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Serranus hepatus* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

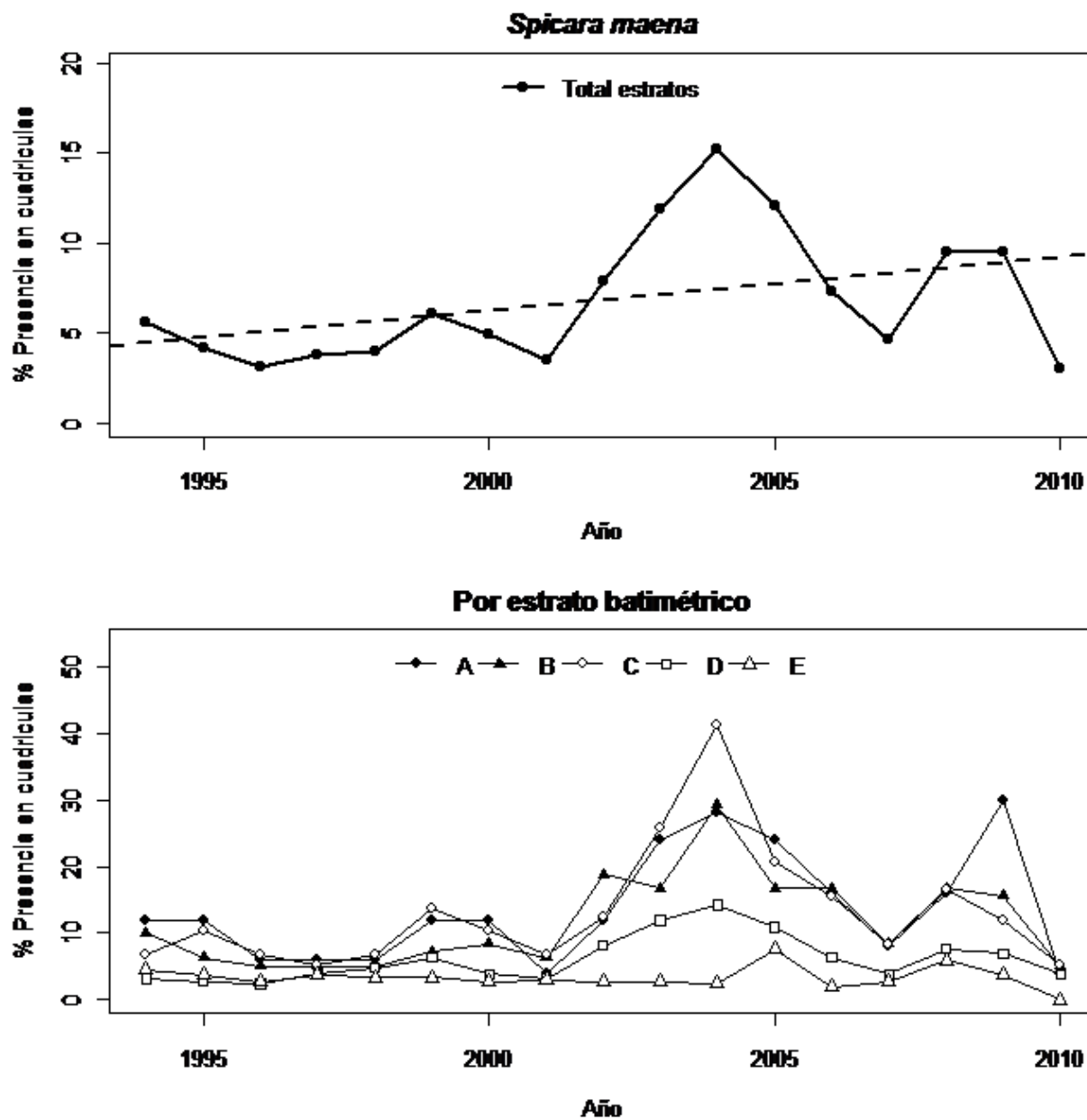


Figura 45 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Spicara maena* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

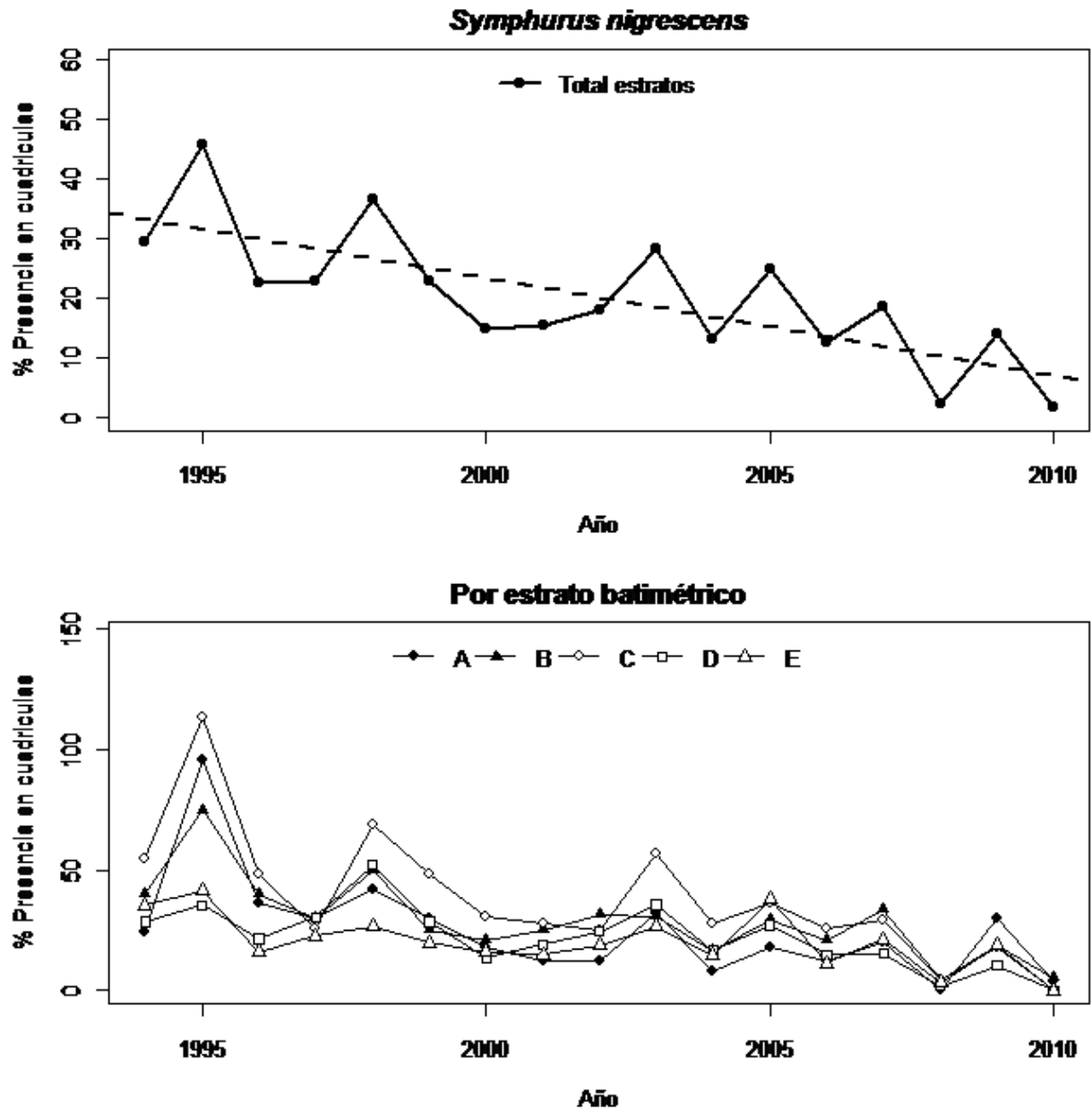


Figura 46 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Symphurus nigrescens* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

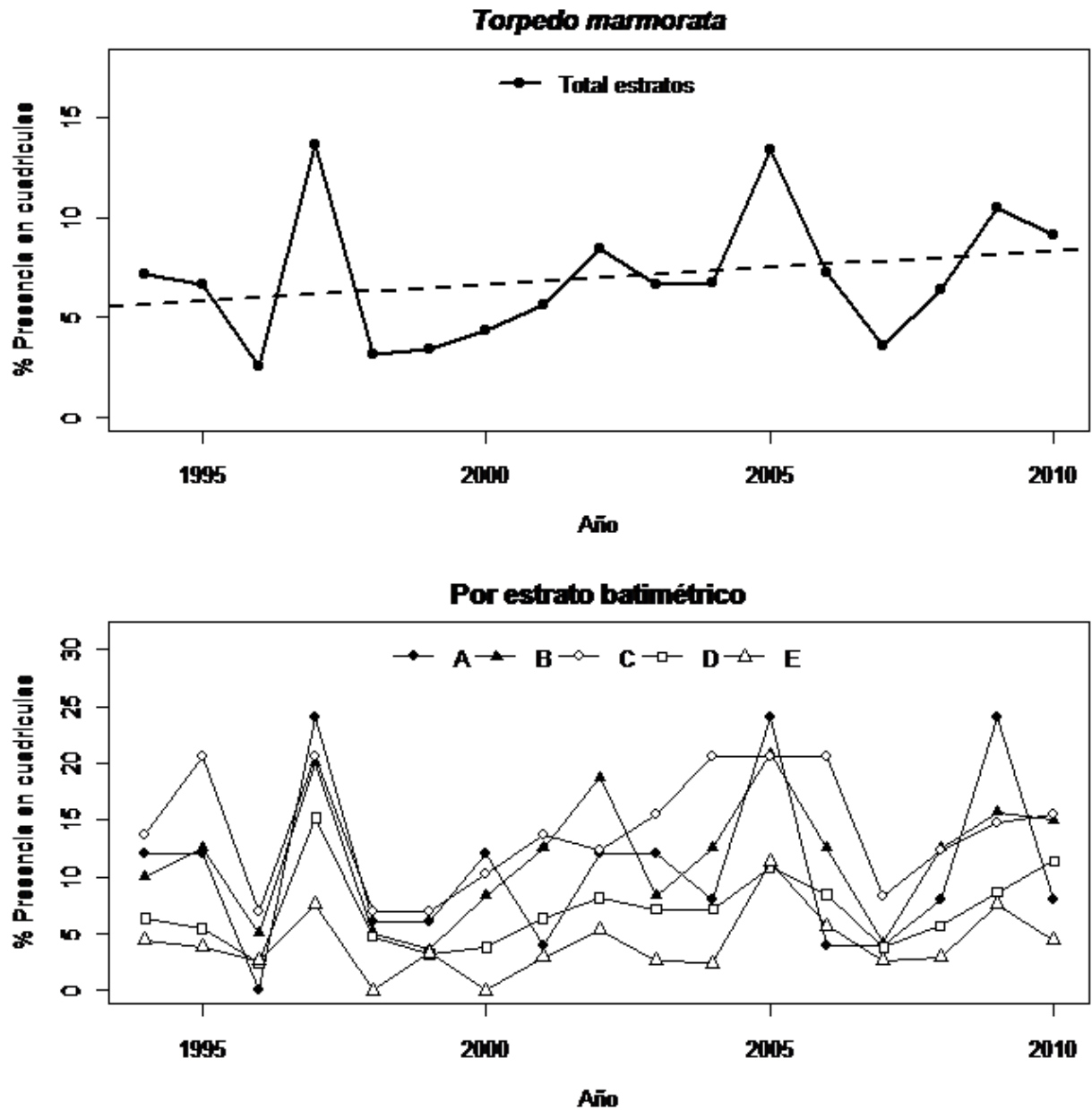


Figura 47 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Torpedo marmorata* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

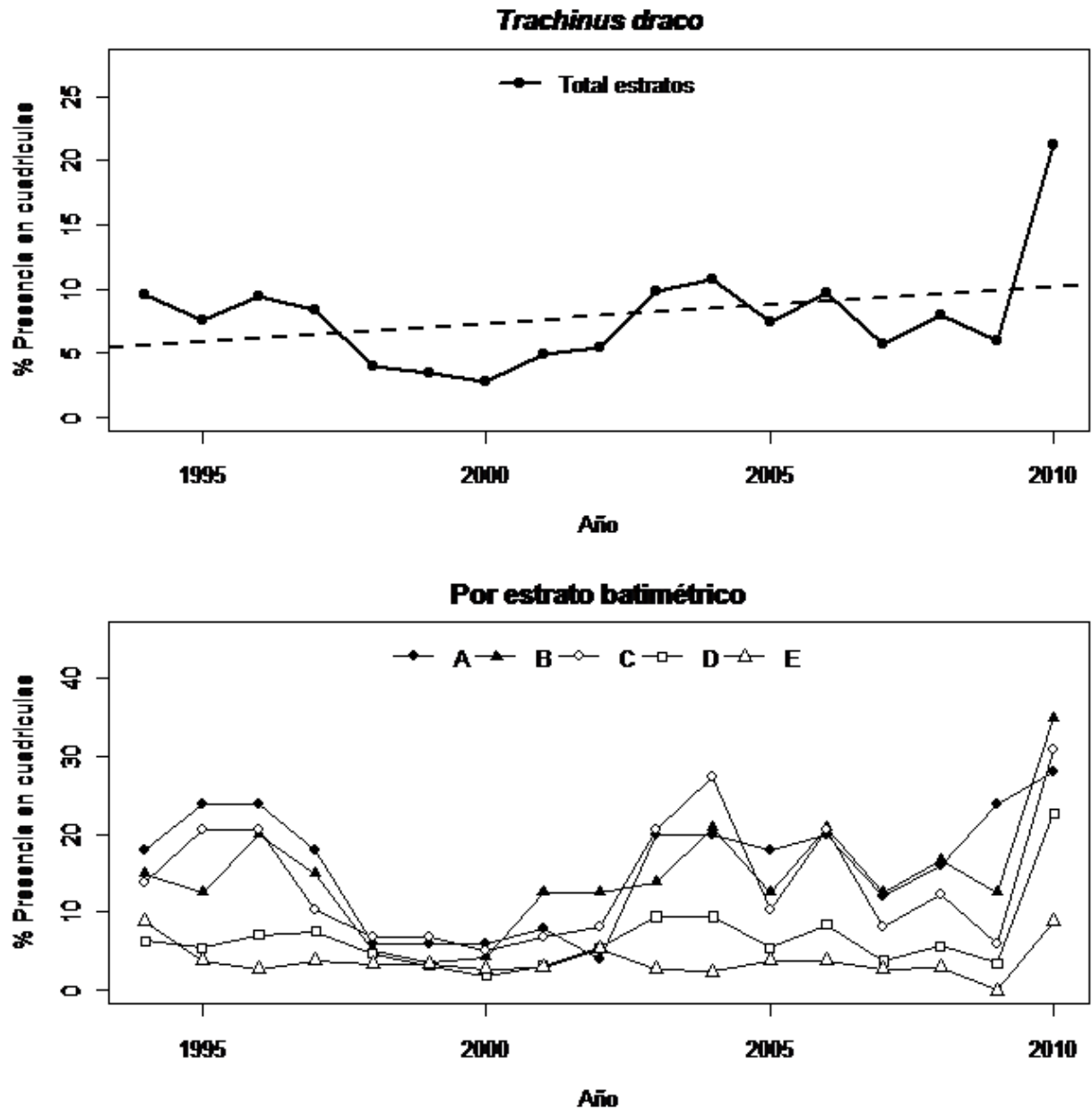


Figura 48 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Trachinus draco* años desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

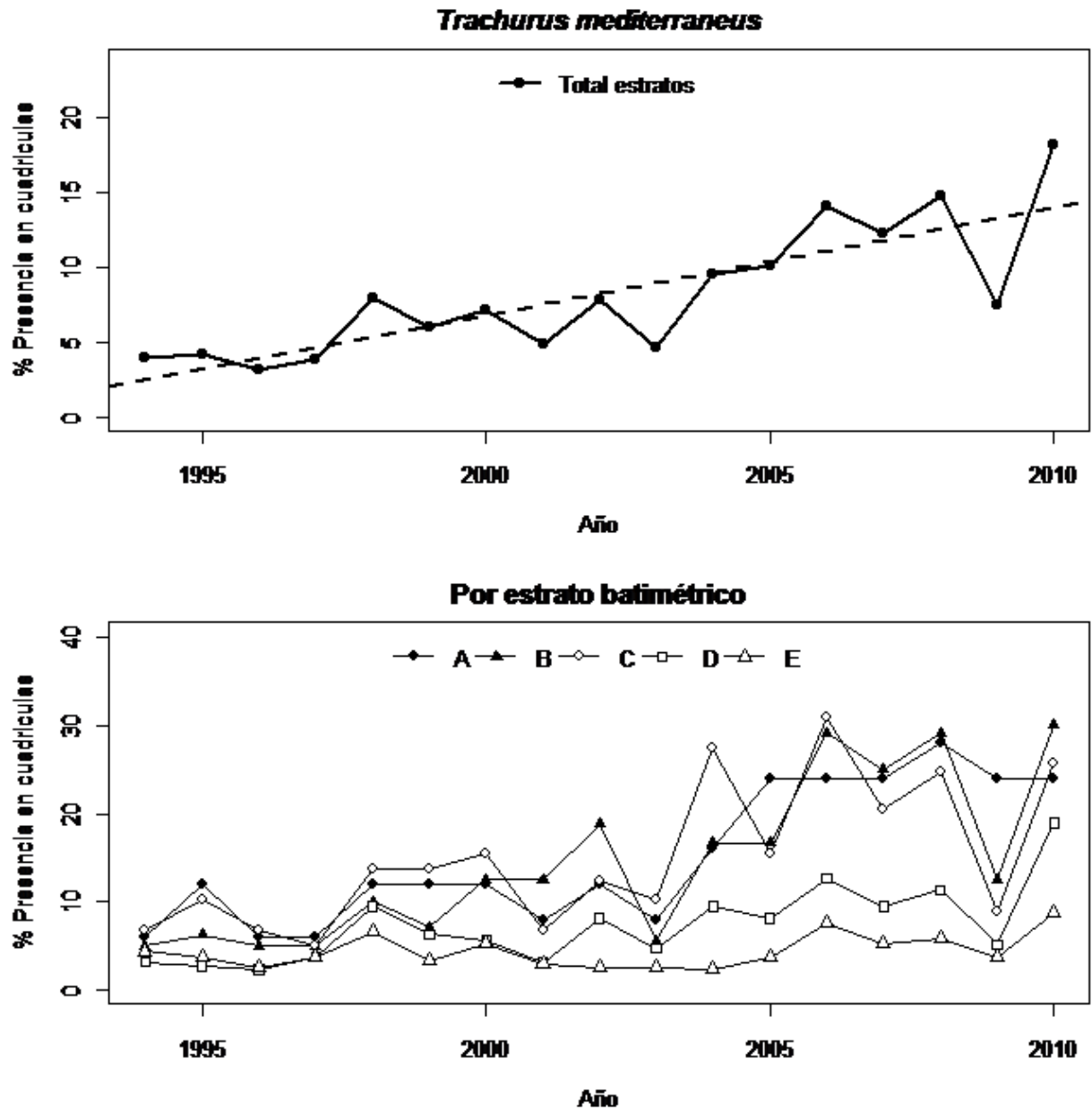


Figura 49 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Trachurus mediterraneus* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

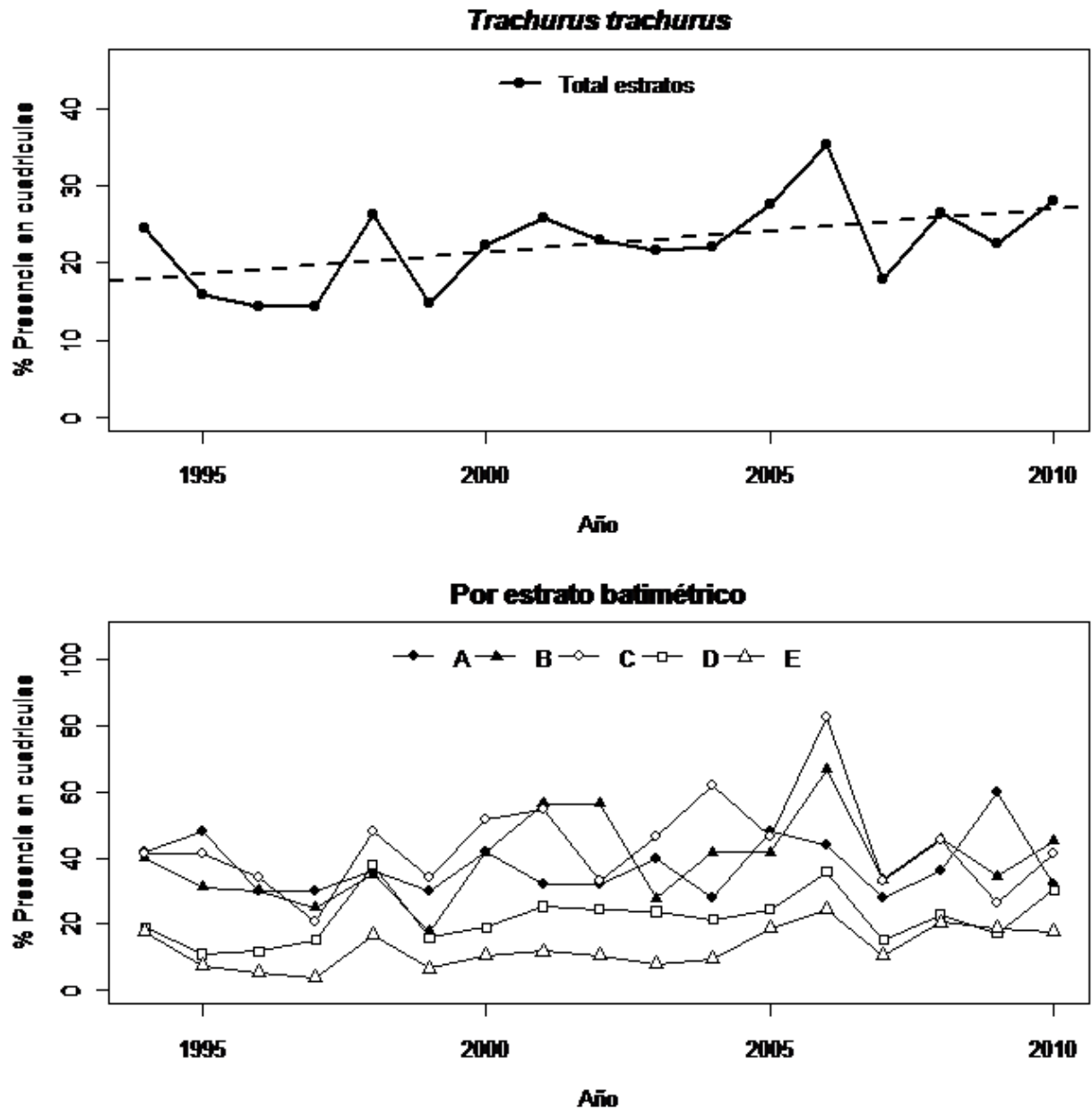


Figura 50 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Trachurus trachurus* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).

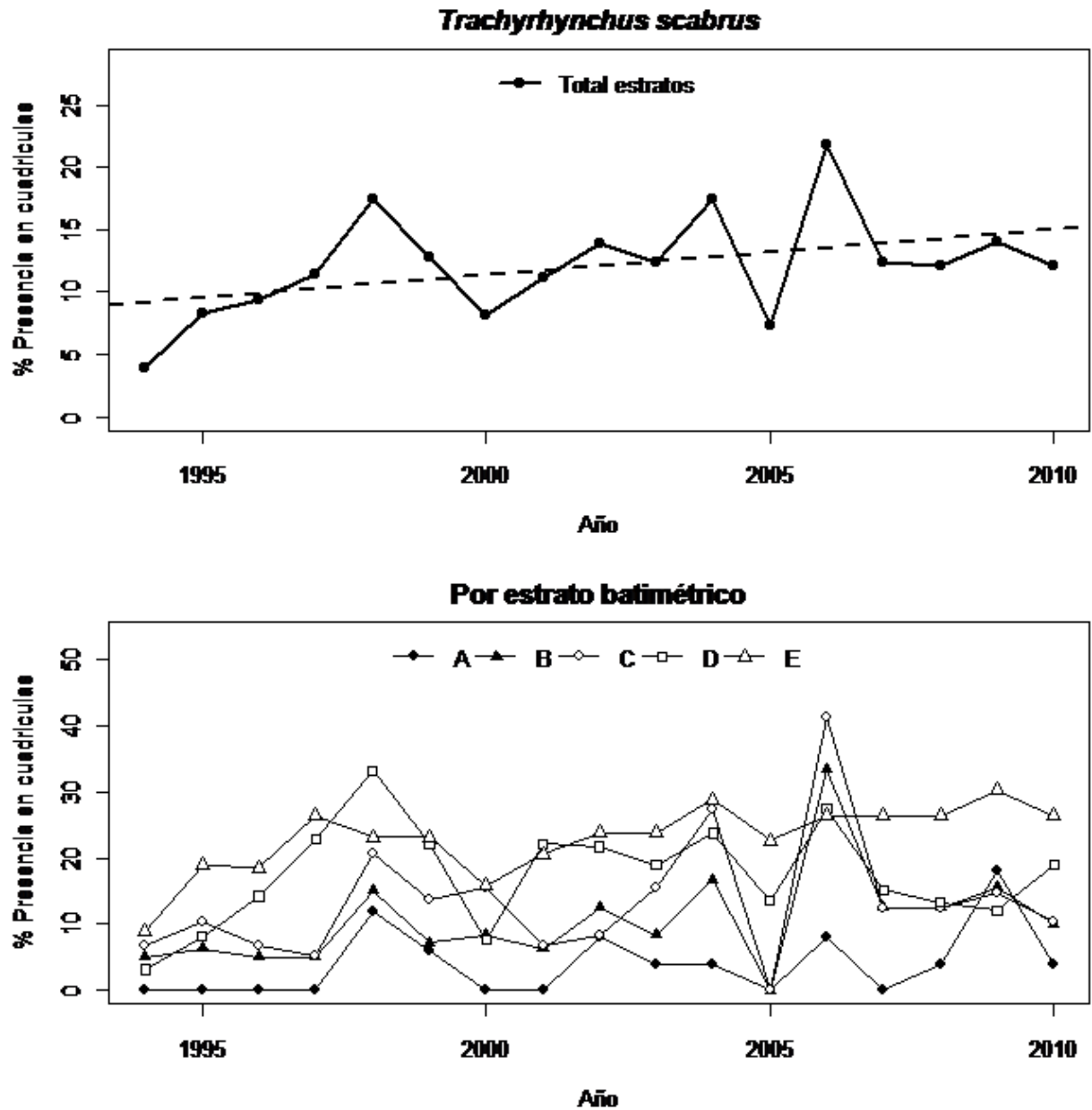


Figura 51 - Demarcación de Estrecho y Alborán. En la parte superior: patrón de distribución espacial de *Trachyrhynchus scabrus* desde 1994 hasta el 2010, los puntos indican el porcentaje de cuadrículas con presencia. La línea discontinua indica la tendencia temporal del porcentaje del número de cuadrículas con presencia obtenida con un modelo lineal. En la parte inferior: patrón de distribución espacial de la especie en función de los distintos estratos batimétricos estudiados (A = 30-50 m, B = 51-100 m, C = 101-200 m, D = 201-500 m, E = 501-800 m).



Criterio 1.2: Tamaño de la población: 1.2.1: Abundancia o biomasa de la población

De las 44 especies analizadas y consideradas como representativas del muestreo en la demarcación del Estrecho-Alborán, 18 son consideradas como sensibles (Tabla 11) y 26 como oportunistas (Tabla 12) Los resultados en conjunto se presentan en la Figura 52.

Biomasa de la población:

Para que podamos afirmar que el BEA no es debido al azar, al menos 33 especies deberían cumplir con los objetivos expuestos (Test binomial $p(33/44) = 0.0013$). Con los datos del año 2010 y la serie histórica disponible, 24 especies sobre un total de 44 cumplen los objetivos en términos de biomasa y se podría considerar que están en BEA o están recuperándose. Por lo tanto no podemos afirmar que este resultado que refleja el estado actual no sea debido a la casualidad ($p\text{-value}(24/44) = 0.6516$). Sin embargo, la distribución de estas especies en buen estado o tendentes a él no es igual en el caso de las especies sensibles que de las oportunistas.

Los índices de biomasa han sido calculados para las 44 especies y están disponibles en el Anexo V. Gráficos Criterio 1.2 Biomasa.

Biomasa de la población: especies sensibles

Las especies estrategas de la *K* que actualmente cumplen con los objetivos fijados (datos de 2010) son 7 sobre un total de 18. Basándonos en la distribución binomial, se ha observado que tal proporción no es suficiente (probabilidad mayor del 5%) para afirmar que se haya alcanzado el buen estado ambiental (BEA) El test de distribución binomial da como resultado que este valor (7/18) es casual. El número mínimo de especies que deberían cumplir con los objetivos fijados para rechazar que se haya debido al azar sería 17 ($p=0.0226$).

Las especies estrategas de la *K* que cumplen individualmente con el objetivo fijado son las reflejadas en el listado que se presenta en la Tabla 13 y en la Apartado 1 del Anexo V Gráficos Criterio 1.2 Biomasa, y en general muestran un patrón creciente (4 estable) a lo largo de la serie histórica. Entre estas especies el 30% son elasmobranchios que por su ontogenia, entran a formar parte de las capturas de la flota de arrastre, que al contrario de otras latitudes, son muy relevantes como especies comerciales. Estas especies muestran un patrón creciente a lo largo de la serie histórica (Apartado 1 del Anexo V. Gráficos Criterio 1.2 Biomasa). Por otro lado *Dalatias licha* muestra un descenso en la tendencia de biomasa y por tanto significa que el dato de distribución geográfica de una especie no es suficiente para evaluar el estado ambiental de la misma.

Las especies sensibles que no cumplen individualmente con el objetivo fijado son 11 (Tabla 13 y en el Apartado 1 del Anexo V Gráficos Criterio 1.2 Biomasa) Cinco especies muestran un patrón general creciente *Phycis blennoides*, *Torpedo marmorata*, *Bathysolea profundicola*, *Scyliorhinus canicula* y *Chelidonichthys lastoviza*, dos se



muestran como estable-creciente: *Chimaera monstrosa* y *Helicolenus dactylopterus*, otras dos de forma serpentiforme como estable-decreciente: *Echelus myrus* y *Ophichtus rufus* y otras dos claramente decrecientes: *Lophius budegassa* y *Dalatias licha*. Muchas de estas especies clasificadas como en mal estado ambiental aumentaron su biomasa a partir de la última década (año 2000-2002) pero han mostrado descensos sensibles en los últimos años (inferiores a la media de la serie histórica) (Apartado 2 del Anexo V Gráficos Criterio 1.2 Biomasa)

Tabla 13. Biomosas estandarizadas (Z-scores) para las especies tipo k. Se incluye el valor de la Z_{actual} correspondiente a los datos del año 2010, y el valor de Z_{medio} considerando los 17 años de la serie histórica. La columna "Tendencia" indica la tendencia en la abundancia de las especies a lo largo de la serie histórica basándonos en un ajuste lineal (estable: pendiente no significativa; creciente: pendiente significativa con valor positivo; decreciente: pendiente significativa con valor negativo). En la columna "Estado" se indica con un 1 o un 0 el cumplimiento o no de los criterios individuales de BEA, respectivamente, esta asignación se hace en base a la tendencia de la especie y a la comparación de los valores actuales y medios de Z (ver apartado 2.3.1.2.3).

Especie	Estado	Tendencia	Z _{actual}
<i>Notacanthus bonapartei</i>	1	D/E	2.67753027
<i>Merluccius merluccius</i>	1	C	2.6606258
<i>Trachyrhynchus scabrus</i>	1	C	1.52906976
<i>Galeus melastomus</i>	1	C	1.0262889
<i>Conger conger</i>	1	C	0.4629188
<i>Cepola macrophthalma</i>	1	D	0.25309125
<i>Etmopterus spinax</i>	1	C	0.06754831
<i>Phycis blennoides</i>	0	C	-0.14438893
<i>Torpedo marmorata</i>	0	C	-0.45669714
<i>Echelus myrus</i>	0	D/E	-0.62106779
<i>Chimaera monstrosa</i>	0	C	-0.63466306
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	0	C	-0.72447345
<i>Ophichtus rufus</i>	0	D/E	-0.82658786
<i>Bathysolea profundicola</i>	0	C	-0.86502285
<i>Scyliorhinus canicula</i>	0	C	-0.8813622
<i>Chelidonichthys lastoviza</i>	0	C	-1.02309193
<i>Dalatias licha</i>	0	D	-1.06337551
<i>Lophius budegassa</i>	0	D/E	-1.23373342

Biomasa de la población: especies oportunistas

Las especies oportunistas que actualmente (datos del 2010) cumplen con los objetivos fijados son 8 sobre un total de 26. Basándonos en la distribución binomial, tal proporción no es suficiente (probabilidad mayor del 5%) para afirmar que se haya alcanzado el buen estado ambiental. El test de distribución binomial arroja como



resultado que este valor (8/26) no es casual, ya que el número de especies que deberían alcanzar el criterio sería de 18 como mínimo (con $p=0.2912$).

Tabla 14. Biomazas estandarizadas (Z-scores) para las especies tipo r. Se incluye el valor de la Z_{actual} correspondiente a los datos del año 2011, y el valor de Z_{medio} considerando los 11 años de la serie histórica. La columna "Tendencia" indica la tendencia en la abundancia de las especies a lo largo de la serie histórica basándonos en un ajuste lineal (estable: pendiente no significativa; creciente: pendiente significativa con valor positivo; decreciente: pendiente significativa con valor negativo). En la columna "Estado" se indica con un 1 o un 0 el cumplimiento o no de los criterios de BEA, respectivamente, esta asignación se hace en base a la tendencia de la especie y a la comparación de los valores actuales y medios de Z (ver apartado 2.3.1.3.3).

Espece	Estado	Tendencia	Z _{actual}
<i>Pagellus erythrinus</i>	1	C	2.55964077
<i>Lepidopus caudatus</i>	1	C	2.17102802
<i>Coelorhynchus caelorhynchus</i>	1	C	0.82332931
<i>Trachinus draco</i>	1	D/E	0.76694597
<i>Nezumia aequalis</i>	1	C	0.65328672
<i>Pagrus pagrus</i>	1	C	0.45448296
<i>Mullus barbatus</i>	1	C/E	0.1390744
<i>Micromesistius poutassou</i>	1	C/E	0.0474729
<i>Epigonus denticulatus</i>	0	C	-0.2873444
<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	0	C/E	-0.29893581
<i>Antonogadus megalokinodon</i>	0	C	-0.33384893
<i>Symphurus nigrescens</i>	0	D/E	-0.46668821
<i>Serranus cabrilla</i>	0	D/E	-0.53676974
<i>Pagellus bogaraveo</i>	0	D/E	-0.55191944
<i>Gobius niger</i>	0	D/E	-0.55278999
<i>Callionymus maculatus</i>	0	D	-0.55504158
<i>Blennius ocellaris</i>	0	C	-0.5820855
<i>Arnoglossus thori</i>	0	C	-0.61104625
<i>Arnoglossus laterna</i>	0	C	-0.6968322
<i>Pagellus acarne</i>	0	C	-0.74456349
<i>Gadiculus argenteus</i>	0	C	-0.7609404
<i>Mullus surmuletus</i>	0	D/E	-0.7885337
<i>Cerastocopelus maderensis</i>	0	C/E	-0.81597208
<i>Arnoglossus imperialis</i>	0	C	-0.8983552
<i>Serranus hepatus</i>	0	D/E	-1.07752728
<i>Spicara maena</i>	0	C/E	-1.22747919

Este número (8/26) no es significativo estadísticamente, pero es un resultado alentador teniendo en cuenta que las especies oportunistas suelen presentarse en



tamaños y formas “pequeñas”, con lo que un descenso en sus valores de biomasa podría suponer que su situación esté más bien cerca del BEA, que lo contrario. Las especies oportunistas que cumplen con los objetivos individuales se muestran en la Tabla 14, y en el Apartado 3 del anexo V se presentan los gráficos resultantes. En general se observa que 15 de las especies muestran un patrón creciente a lo largo de la serie histórica, observándose que en los últimos cinco años no hay descensos pronunciados (que correspondería al objetivo)

De las 8 especies en BEA, 5 presentan una tendencia creciente (Tabla 14), dos creciente-estable: *Mullus barbatus* y *Micromesistius poutassou* y una decreciente-estable: *Trachinus draco*. Los dos Espáridos (*Pagellus erythrinus* y *Pagrus pagrus*) son un buen ejemplo de especies oportunistas, así como *Lepidopus caudatus* que ocupa los huecos donde la corriente no les afecte, para buscar refugio, excluyendo a otros Gádidos que tradicionalmente estaban en esos lugares. Otros Gádidos como *C. caelorhynchus* y *Nezumia aequalis* no parecen sufrir ningún estrés en profundidades de ruptura del talud y talud.

Por parte de las oportunistas que no cumplen individualmente con el objetivo fijado son 18 (Tabla 14 y Apartado 4 del Anexo V Gráficos Criterio 1.2 Biomasa) Este valor no es significativo estadísticamente, ya que el número de especies que deberían alcanzar el criterio sería de 20 como mínimo (con $p=0.0291$). Sin embargo casi todas estas especies muestran una tendencia creciente (contrariamente a los objetivos propuestos) por lo que puede ser interpretado como una mala señal. Teóricamente si la biomasa de las especies oportunistas disminuye, puede permitir que la de las especies sensibles aumente y por tanto se pueda mantener un equilibrio global en el sistema. Pero en este caso el descenso es demasiado patente y puede estar conllevando a un desequilibrio.

En el Anexo V, Apartado 4, de este documento se presentan los gráficos de la evolución de la biomasa anual arrojados por estas especies. Para todas la tendencia general es la estabilidad (9), 8 crecientes y una sola decreciente: *Callionymus maculatus*.

Abundancia de la población:

Como se ha comentado en el apartado relativo a la biomasa, en total hay 44 especies clasificadas como sensibles u oportunistas, y al menos 33 especies deberían cumplir con los objetivos expuestos (Test binomial $p(33/44)=0.0013$). Con los datos del año 2010 y la serie histórica disponible, 24 especies sobre un total de 44 cumplen los objetivos en términos de número y se podría considerar que están en BEA o están recuperándose. Por tanto, no podemos afirmar que este resultado no sea por casualidad ($p\text{-value}(24/44)=0.6516$). Sin embargo, la distribución de estas especies en buen estado o tendentes a él no es igual en el caso de las especies sensibles que de las oportunistas.



Los índices de abundancia en número han sido calculados para las 44 especies seleccionadas y están disponibles en el Anexo VI. Gráficos Criterio 1.2 Tamaño de la población. Abundancia.

Abundancia de la población: especies sensibles

Las especies sensibles o estrategias de la *K* que actualmente (datos del 2010) cumplen con los objetivos fijados a partir de los datos en número, son 4 sobre un total de 18. Basándonos en la distribución binomial, se ha observado que tal proporción no es suficiente (probabilidad mayor del 5%) para afirmar que se haya alcanzado el buen estado ambiental. Efectivamente el test de distribución binomial da como resultado que serían necesarias 12 especies que cumplieran con los criterios para considerar que el resultado no es casual con una $p=0,0291$.

Tabla 15. Abundancias estandarizadas (Z-scores) para las especies tipo k. Se incluye el valor de la Zactual correspondiente a los datos del año 2010, y el valor de Zmedio considerando los 17 años de la serie histórica. La columna "Tendencia" indica la tendencia en la biomasa de las especies a lo largo de la serie histórica basándonos en un ajuste lineal (estable: pendiente no significativa; creciente: pendiente significativa con valor positivo; decreciente: pendiente significativa con valor negativo). En la columna "Estado" se indica con un 1 o un 0 el cumplimiento o no de los criterios de BEA, respectivamente, esta asignación se hace en base a la tendencia de la especie y a la comparación de los valores actuales y medios de Z.

Espece	Estado	Tendencia	Z _{actual}
<i>Notacanthus bonapartei</i>	1	D/E	2.12150156
<i>Trachyrhynchus scabrus</i>	1	C	1.04884271
<i>Galeus melastomus</i>	1	C	0.44486901
<i>Conger conger</i>	1	C	0.22683199
<i>Merluccius merluccius</i>	0	C	-0.15003133
<i>Etmopterus spinax</i>	0	C	-0.30910043
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	0	C	-0.53858282
<i>Cepola macrophthalma</i>	0	D	-0.58467499
<i>Phycis blennoides</i>	0	C	-0.62420039
<i>Chimaera monstrosa</i>	0	C	-0.62598943
<i>Torpedo marmorata</i>	0	C	-0.73745249
<i>Ophichtus rufus</i>	0	D/E	-0.76642031
<i>Scyliorhinus canicula</i>	0	C	-0.76647779
<i>Bathysolea profundicola</i>	0	C	-0.76699686
<i>Echelus myrus</i>	0	D/E	-0.82537878
<i>Dalatias licha</i>	0	D	-0.83468865
<i>Chelidonichthys lastoviza</i>	0	C	-0.99622065
<i>Lophius budegassa</i>	0	D/E	-1.56738477



Las 4 especies *K* que cumplen los objetivos coinciden con las estrategias de la *K* que cumplen con los objetivos en términos de biomasa. Para todas estas especies, la evolución de la abundancia en número al final de la serie es ascendente o relativamente estable, con las excepciones que se mencionaron (Tabla 15 y Anexo VI, Apartado 1).

Los valores de *Z* para las especies sensibles que estaban en BEA variaron entre 2,121 y 0.226 para *Notacanthus bonapartei* y *Conger conger*, respectivamente. Para las especies sensibles que no cumplían con los objetivos marcados (14), los valores estuvieron entre -0,150 y -1,567 para *Merluccius merluccius* y *Lophius budegassa* respectivamente. Estos números parecen indicar que las tendencias al aumento (9 más 3 estables-decrecientes) están más patentes que las tendencias a la disminución (2). Como se comentó a la hora de valorar las biomazas, según el Criterio 1.2, debemos señalar que elasmobranchios como *Dalatias licha* que habita en grandes profundidades o la otra especie de tendencia descendente pero de hábitats más costeros: *Cepola rubescens* muestran un área de distribución similar en el tiempo (Criterio: 1.1 Rango de distribución), presentan una tendencia decreciente en la abundancia (y biomasa), demostrando una vez más que el dato de presencia en un área geográfica de una especie, no es suficiente para evaluar el buen estado ambiental de la misma si no se evalúan además su abundancia y biomasa.

Abundancia de la población: especies oportunistas

Las especies estrategias de la *r* que actualmente (datos del 2010) cumplen con los objetivos fijados a partir de los datos en número de ejemplares son 6 sobre un total de 26 (Tabla 16). Basándonos en la distribución binomial este número de especies no es suficiente, ya que serían necesarias 20 especies para afirmar que se ha alcanzado el buen estado ambiental ($p\text{-value } (20/26) = 0.0291$). Para este grupo de especies, las especies que cumplen los objetivos, y las que no también, casi coinciden con los resultados obtenidos para la biomasa (Tabla 16). Los gráficos resultantes correspondientes a la evolución anual de la abundancia en número para estas especies se presentan en el Anexo VI, Apartados 3 y 4).

De las especies que cumplen con los objetivos fijados en abundancia en número, se observan patrones por fluctuaciones puntuales durante un año. No se encuentra una generalización para todos, pero difuminan las tendencias. Los años de fuerte aumento o descenso, tampoco su presencia es significativa, cuestión importante a plantear para el próximo programa de la Estrategia Marina. Se han integrado en el Anexo VI, Apartado 3 y 4, alguna especie que no está en la Tabla 16, para poder comprobar alguno de estos cambios de tendencias en las series anuales.

Los valores de *Z* para las especies oportunistas que están en BEA, variaron entre 3,812 de *Lepidopus caudatus* y 0,106 para *C. caelorhynchus*.

Las especies oportunistas que no cumplen con los objetivos fijados en términos de abundancia (Tabla 16), presentan casi todas tendencias ascendentes en los últimos



años (excepción de *Callionymus maculatus* y *Blennius ocellaris*) Muchas de ellas presentan perfiles fluctuantes o picos máximos o mínimos sin un patrón justificable (Anexo VI, Apartado 4, Criterio 1.2 Abundancia)

Tabla 16. Abundancias estandarizadas (Z-scores) para las especies tipo r. Se incluye el valor de la Z_{actual} correspondiente a los datos del año 2010, y el valor de Z_{medio} considerando los 17 años de la serie histórica. La columna "Tendencia" indica la tendencia en la biomasa de las especies a lo largo de la serie histórica basándonos en un ajuste lineal (estable: pendiente no significativa; creciente: pendiente significativa con valor positivo; decreciente: pendiente significativa con valor negativo). En la columna "Estado" se indica con un 1 o un 0 el cumplimiento o no de los criterios de BEA, respectivamente, esta asignación se hace en base a la tendencia de la especie y a la comparación de los valores actuales y medios de Z.

Especie	Estado	Tendencia	Z_{actual}
<i>Lepidopus caudatus</i>	1	C	3.81280988
<i>Pagellus erythrinus</i>	1	C	1.22146946
<i>Trachinus draco</i>	1	D/E	1.00891176
<i>Micromesistius poutassou</i>	1	C/E	0.24142846
<i>Nezumia aequalis</i>	1	C	0.14227622
<i>Coelorhynchus caelorhynchus</i>	1	C	0.10692952
<i>Pagrus pagrus</i>	0	C	-0.08371346
<i>Mullus barbatus</i>	0	C/E	-0.25207154
<i>Epigonus denticulatus</i>	0	C	-0.38584021
<i>Symphurus nigrescens</i>	0	D/E	-0.54080128
<i>Arnoglossus laterna</i>	0	C	-0.58249789
<i>Gobius niger</i>	0	D/E	-0.60743859
<i>Antonogadus megalokinodon</i>	0	C	-0.65790525
<i>Pagellus bogaraveo</i>	0	D/E	-0.7222472
<i>Serranus cabrilla</i>	0	D/E	-0.73845287
<i>Gadiculus argenteus</i>	0	C	-0.76000019
<i>Cerastocopelus maderensis</i>	0	C/E	-0.78373481
<i>Pagellus acarne</i>	0	C	-0.79523441
<i>Arnoglossus thori</i>	0	C	-0.83441907
<i>Callionymus maculatus</i>	0	D	-0.83850648
<i>Mullus surmuletus</i>	0	D/E	-0.87210979
<i>Arnoglossus imperialis</i>	0	C	-0.92313009
<i>Blennius ocellaris</i>	0	D	-0.9497605
<i>Spicara maena</i>	0	C/E	-1.01510142
<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	0	C/E	-1.07410075
<i>Serranus hepatus</i>	0	D/E	-1.33134452



Los valores de Z para las especies oportunistas que no cumplían con los objetivos variaron entre -0,083 de *Pagrus pagrus* y -1,331 *Serranus hepatus*. Estos resultados proponen pensar que hay una tendencia a la disminución, o al menos a la estabilización dentro de un cierto intervalo de valores, para un número de especies relativamente alto (Tabla 15) Por otro lado la tendencia al aumento de las especies oportunistas que no cumplen los criterios del BEA en términos de abundancia deben ser normales para especies caracterizadas por fuertes picos de presencia, o ausencia, de abundancia. El resultado podría ser interpretado (en su conjunto) como una buena señal de respuesta a las medidas de gestión pesquera de los últimos años.

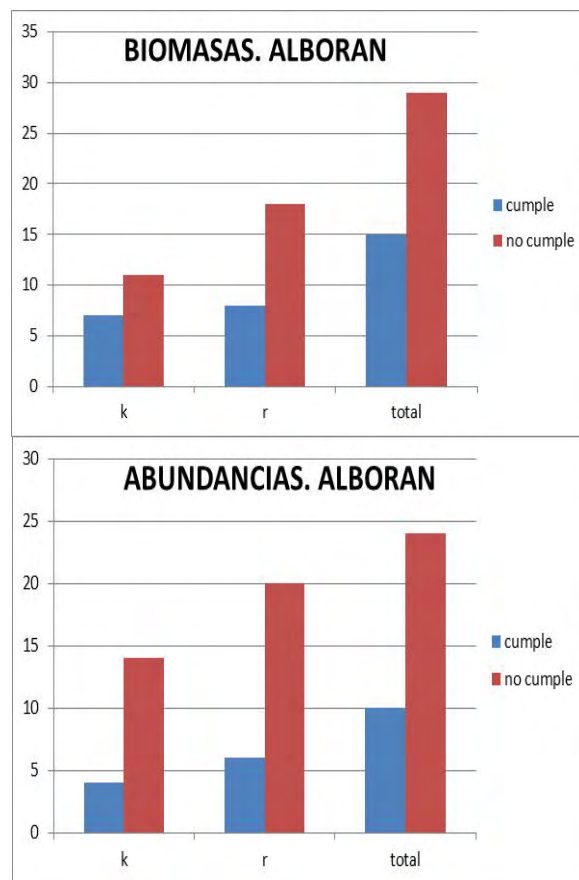


Figura 52. Número de especies que cumplen (azul)/no cumplen (rojo) los criterios de BEA, según estrategia vital y para el total, en base a sus biomاسas y abundancias.

Criterio: 1.3: Estado de la población. Indicador: Evolución del percentil 95% de la distribución de tallas

Para evaluar las características demográficas de las poblaciones de peces se ha utilizado el indicador: Evolución del percentil 95% de la distribución de tallas. Este indicador ha sido calculado para cada año de muestreo desde 1994 hasta el 2010, sobre un grupo de especie fijo en cada año. Las especies que componían este grupo son las mismas utilizadas en otros indicadores del mismo Descriptor (D1).



Las especies han sido agrupadas en función de la talla, en especies “grandes” (especies cuyo 95° percentil alcanzaba o superaba por lo menos en un año, el umbral de 35 cm), y especies “pequeñas” (especies cuyo 95° percentil de la talla no alcanzó nunca el umbral de 35 cm). Este criterio está sujeto a modificaciones futuras cuando se avance en el conocimiento de las comunidades ícticas del Mar de Alborán y resto del Mediterráneo.

Como se puede ver en las Figuras 53 y 54, relativas a las especies pequeñas, este indicador muestra un patrón bastante estable a lo largo de los años para la mayoría de las especies consideradas. Excepto para *Micromesistius poutassou*, *Pagellus bogaraveo*, *Phycis blennoides*, *Pagrus pagrus* y *Trachinus draco*. Estas tres especies muestran a lo largo de los años un patrón fuertemente inestable debido probablemente a la coincidencia del muestreo con algunos picos de reclutamiento de estas especies en ciertos años. Los 95° percentiles de las tallas varían entre 5-7 y 32 cm, para *Nezumia aequalis/Coelorhynchus caelorhynchus* y *Notacanthus bonapartei* respectivamente.

Como se puede ver en la Figura 55 relativa a las especies grandes, la situación es bastante estable por al menos la mitad de las especies analizadas. Entre las especies que presentan más variabilidad interanual, algunas muestran un rango de tallas bastante amplio a lo largo de los años i.e. *Lepidopus caudatus* (86-38 cm), *Lophius budegassa* (70-40 cm), *Ophichthus rufus* (60-45 cm), *Echelus myrus* (78-61 cm). Otras especies muestran un patrón descendente: *Cepola rubescens* (58-49 cm), *Scyliorhinus canicula* (50-46) y *Dalatias licha* (116-90 cm), en el tiempo, y algunas son muy estables en la serie histórica: *Galeus melastomus* (55-53 cm), *Etmopterus spinax* (37-30 cm) o la *Chimaera monstrosa* (30-27 cm de longitud anal)

Las variaciones de tanto en las especies grandes como en las especies pequeñas podrían ser debidas a varias causas. Por un lado la distribución geográfica no parece tener un efecto notable en Estrecho y Alborán por la estrechez de la plataforma y la gran amplitud del talud por lo que los Macrúridos no parecen verse afectados, mientras que la presencia o abundancia de eventos de reclutamiento coincidentes con el muestreo (p. ej. *Merluccius merluccius*, *Capros aper*, *Helicolenus dactylopterus*) si aporta una importante influencia.

A la vista de las tendencias de las gráficas producidas por los resultados de este indicador, un buen número de especies muestra un patrón estable (30 sobre un total de 44). Considerando que el indicador debería responder a las presiones pesqueras y que la mayoría de estas especies son estables, es posible afirmar que, aunque la tendencia al crecimiento no sea significativa, se nota una estabilidad del 95° percentil de la talla. Con lo cual se podría aducir que estas poblaciones se encuentran en una situación de buen estado ambiental.



Aunque algunas de las especies como son *Cepola rubescens*, *Dalatias licha* o *Lepidopus caudatus*, parecen seguir un patrón de aumento o descenso al menos en un tramo de la serie histórica de datos, ninguna de ellas llega a mostrar una tendencia significativa.

En general, la falta de tendencia y las oscilaciones en torno a un valor son el patrón más común para la mayoría de especies. En la Figura 56 se representa la talla máxima para las 44 especies estudiadas presentando dos grandes fluctuaciones en el año 1997 y el 2010. Con todo, debemos considerar que este indicador, sensible a la presión pesquera, se mantiene por lo general estable, y que por tanto la comunidad de peces demersales cumple el criterio de BEA para el percentil 95%

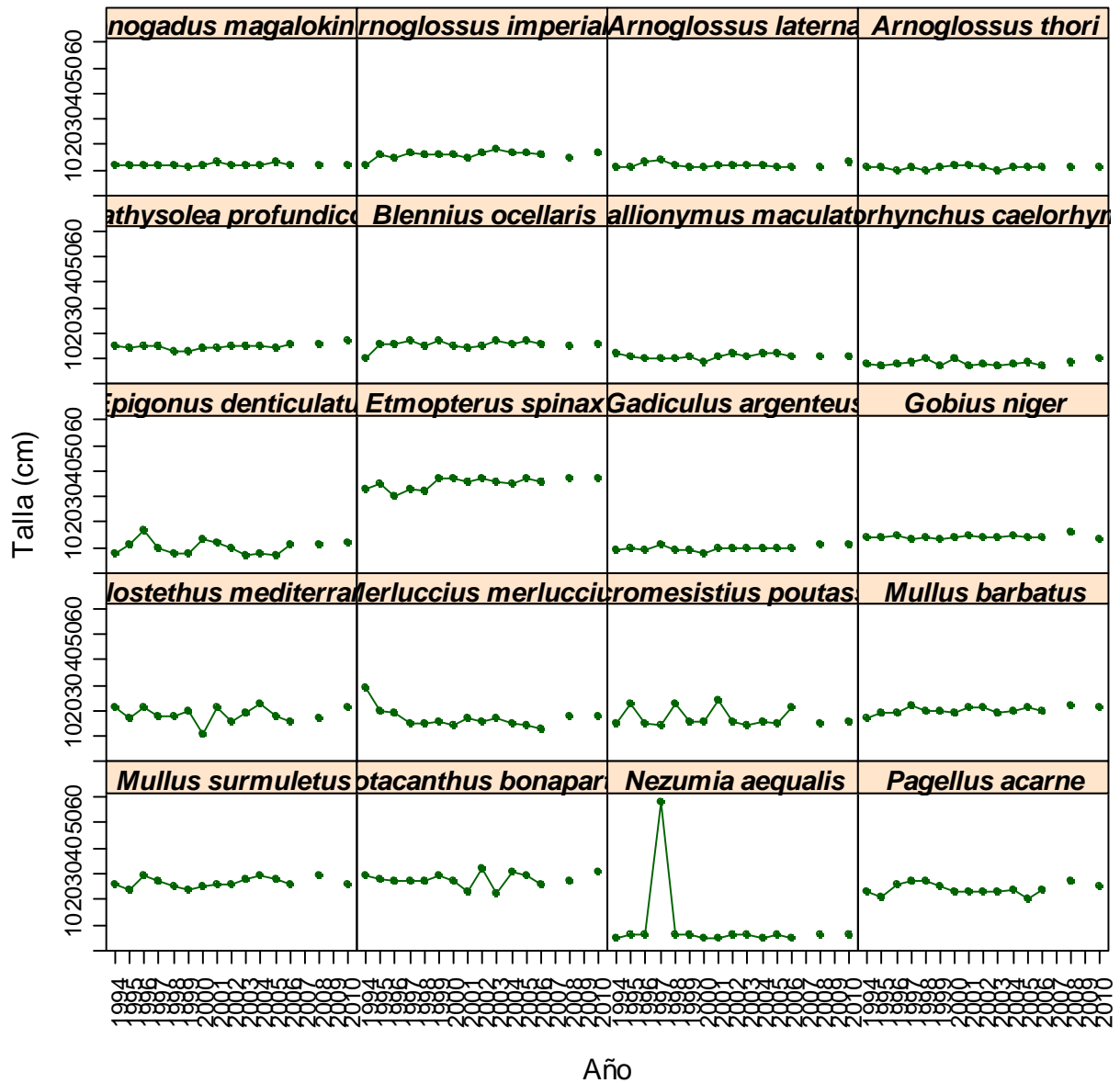


Figura 53- Evolución temporal de la talla máxima media para las especies “pequeñas” (por debajo de la talla umbral de 35 cm).

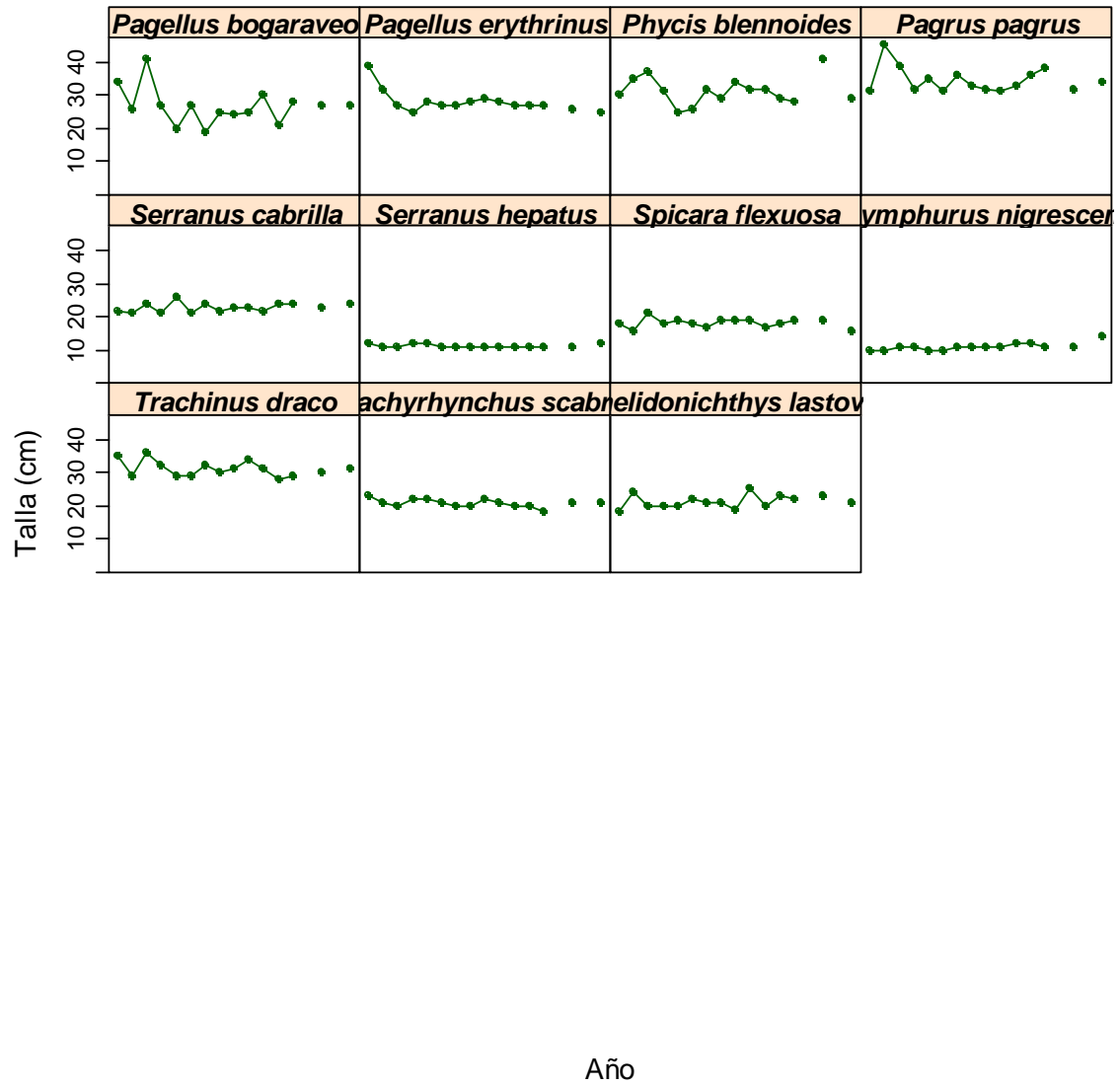


Figura 54. Evolución temporal de la talla máxima media para las especies “pequeñas” (por debajo de la talla umbral de 35 cm).

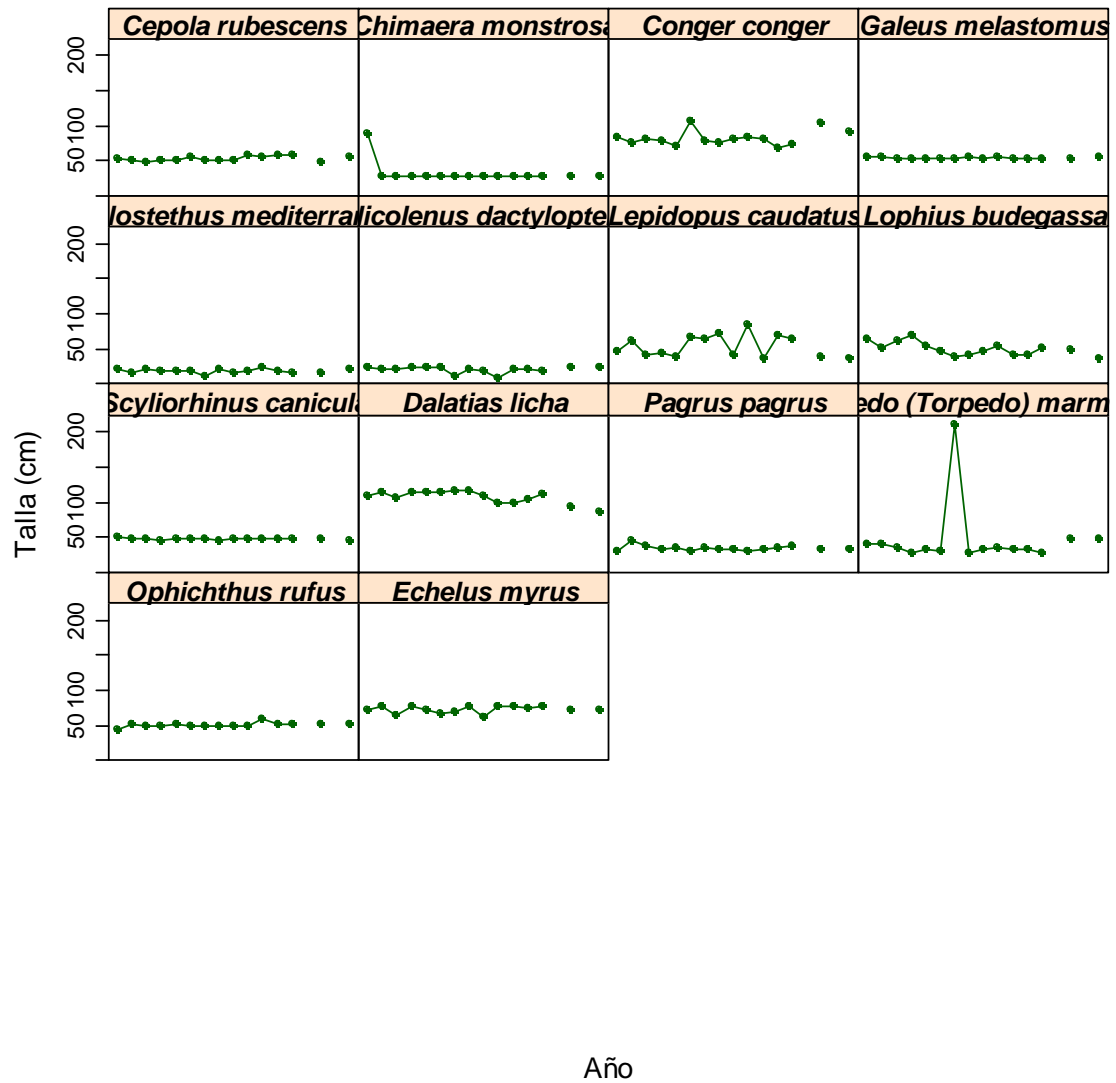


Figura 55 Evolución temporal de la talla máxima media para las especies “grandes” (por encima de la talla umbral de 35 cm).



Talla máxima media

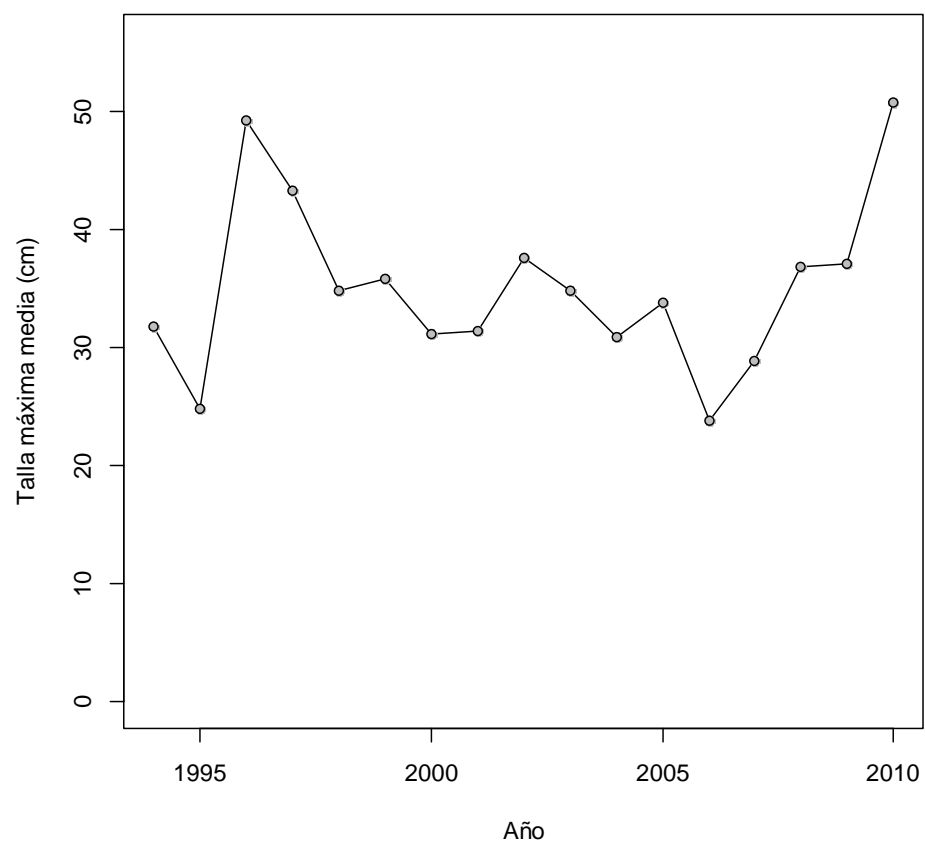


Figura 56. Lmax., para la Demarcación: Estrecho y Alborán (44 especies)



2.5.1.3. Grupo funcional Aves marinas

Remítase al documento específico elaborado para este grupo.

2.5.1.4. Grupo funcional Reptiles

De las siete especies de tortugas marinas existentes, tres de ellas están presentes en el mar Mediterráneo. Para la evaluación de este grupo se han seleccionado dos especies: la Tortuga boba (*Caretta caretta*) y la Tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*). A partir de la información obtenida se ha podido realizar un mapeo de la distribución de las capturas accidentales de tortugas.

Criterio 1.1. Distribución de las especies. Indicador 1.1.1.: Área de distribución

Caretta caretta

Los resultados para la CPUE (nº ejemplares/1000 anzuelos) se refieren a la media de la serie histórica de capturas (1999-2010) con un intervalo de confianza al 95%. El único arte con capturas en la demarcación fue el palangre de superficie tradicional dirigido al pez espada (LLHB), con un valor de CPUE de 0.144986 ± 0.113 .

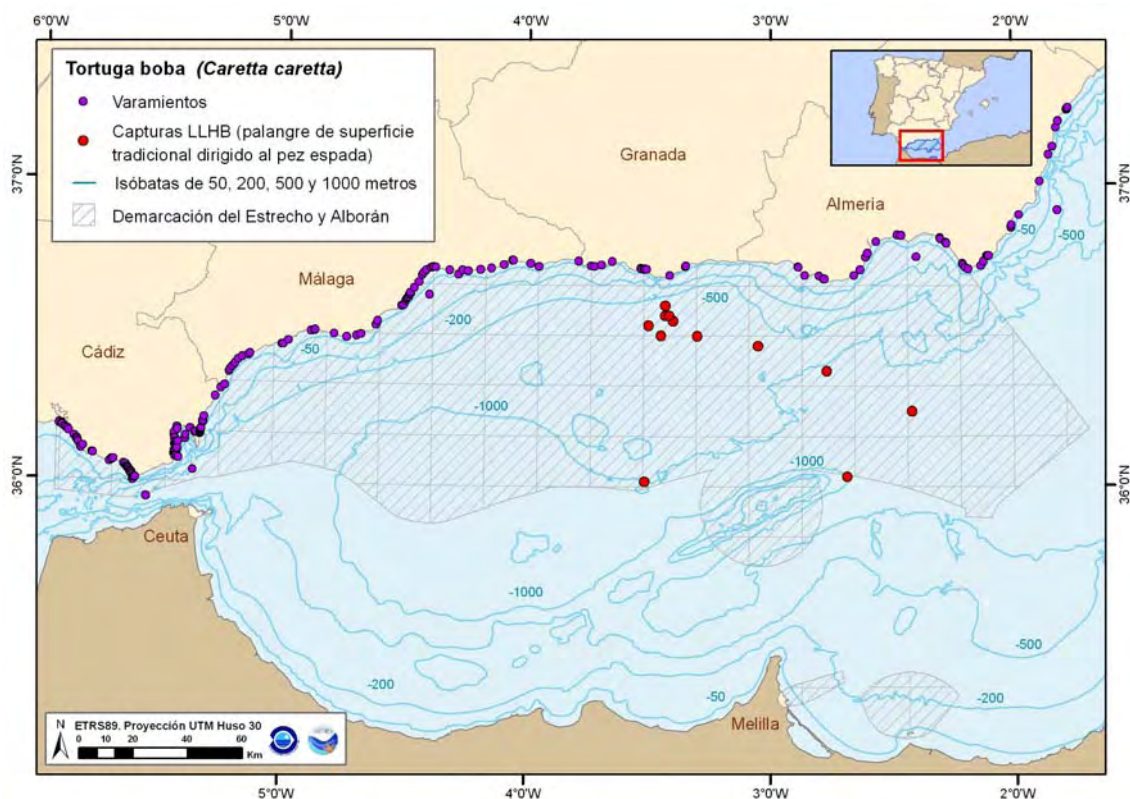


Figura 57. Distribución geográfica (cuadrículas) de las capturas accidentales y varamientos de la Tortuga boba (*Caretta caretta*)



Se ha subdividido la demarcación en cuadrículas y se han realizado dos tipos de mapas. Uno en el que se representan por cuadrículas las capturas accidentales de tortuga boba y los varamientos (Figura 57). Otro en el que se representan los esfuerzos realizados por arte y varamientos (Figura 58). Las coordenadas corresponden a la posición de inicio de las caladas del palangre.

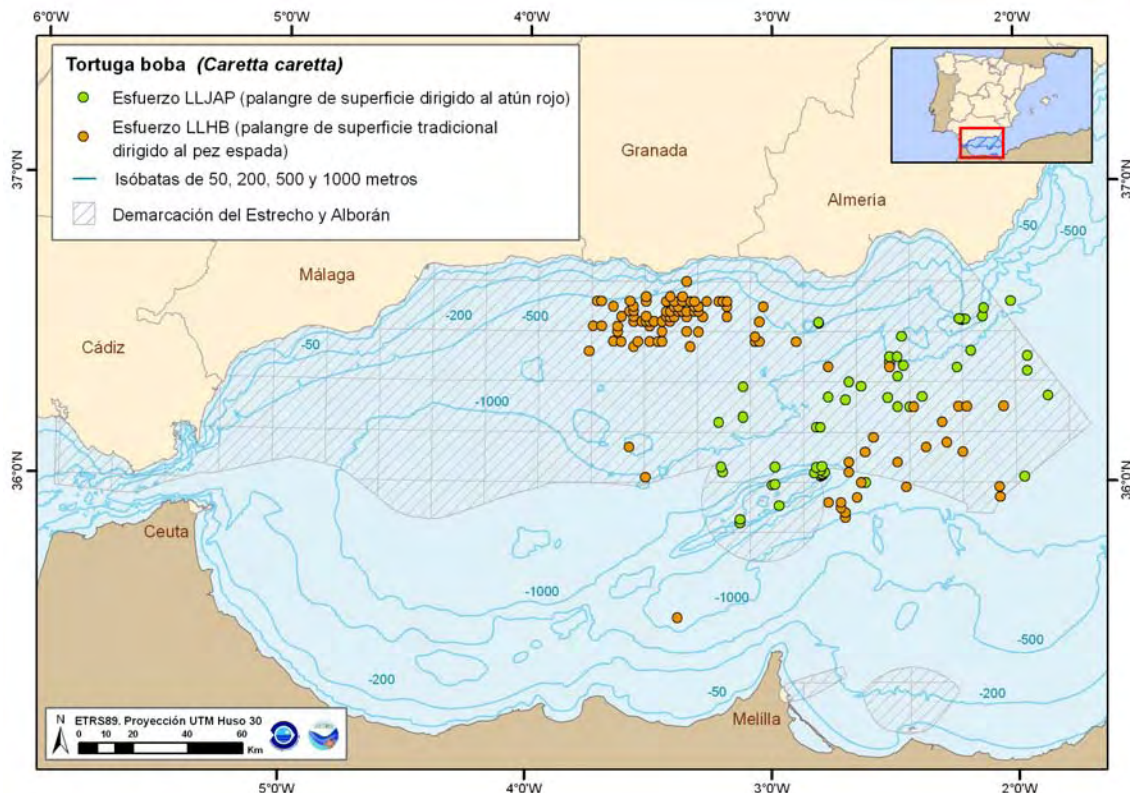


Figura 58. Distribución geográfica del esfuerzo por arte de la Tortuga boba (*Caretta caretta*)

El arte de pesca de mayor CPUE es el LLHB. Las capturas accidentales de tortuga boba en la demarcación del Estrecho y Alborán presentan valores bajos si lo comparamos con los valores de las CPUEs del resto del Mediterráneo. Además el único arte para el que hay captura accidental es el palangre de superficie dirigido al pez espada (LLHB). La distribución espacial de las capturas accidentales asociadas a los palangres (Báez *et al.*, 2010) parece estar asociada a un patrón determinado, como es obvio, a la especie comercial que va dirigido (Báez, 2007). Por tanto no se puede asociar a un fenómeno aleatorio entre las cuadrículas donde se ejerce la pesquería.

En la serie histórica de esfuerzo, el palangre de superficie dirigido al pez espada, presenta fluctuaciones interanuales que se han relacionado con el índice de la NAO (Báez *et al.*, 2011) Es por tanto necesario tener en cuenta las fluctuaciones climáticas, oceanográficas y la propia ontogenia de la tortuga boba para estudiar las tendencias en sus abundancias.



La cantidad de varamientos es mayor en las cuadrículas más cercanas al estrecho de Gibraltar. Aquellas cuadrículas donde los varamientos son más frecuentes, son las que presentan los menores valores de captura accidental, llegando a ser cero en las cuadrículas más cercanas al estrecho de Gibraltar. Esta circunstancia se produce porque en dichas cuadrículas el esfuerzo es menor, al tiempo que el aumento de varamientos puede estar relacionado con el denso tráfico marítimo que soporta la zona, lo que a su vez aumenta la probabilidad de interacción de los buques con las tortugas marinas (impactos). No se ha obtenido información contrastada de las playas de Ceuta y Melilla donde se sabe que hay registros de varamientos (González García, 1994; Bueno del Campo y González García, 1996; González García *et al.*, 2005; Ocaña y García, 2002). La dispersión de la información, los distintos formatos en los que se presentan los datos y la ausencia de campañas rutinarias de evaluación de la población, imposibilitan su cuantificación y resultados de las tendencias de aparición en la demarcación y el resto del Mediterráneo.

Dermochelys coriacea

La tortuga laúd es una especie cosmopolita que aparece en latitudes de aguas frías por su capacidad de regular su temperatura corporal. Su principal hábitat son las aguas oceánicas y el mar abierto.

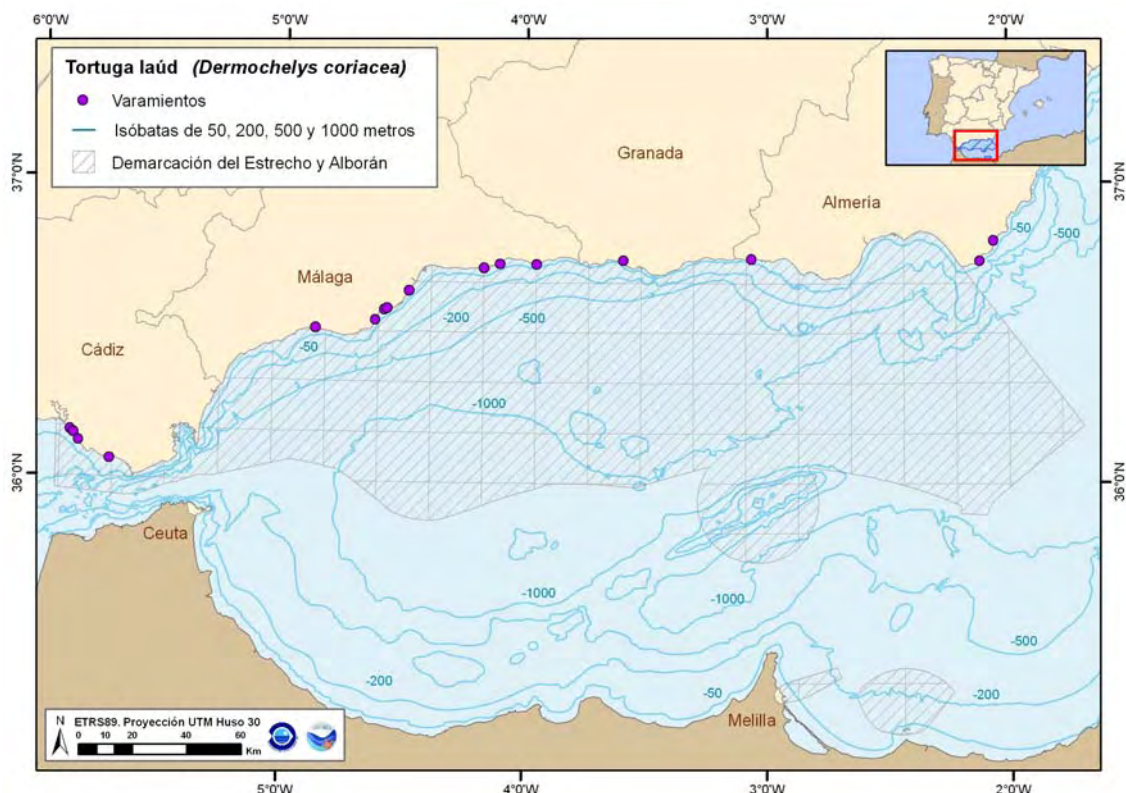


Figura 59. Distribución geográfica de los varamientos de la Tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*)

Para esta especie no aparecen datos de capturas accidentales, en cambio si que existen registros de varamientos (Figura 59, tabla 17).



Tabla 17. Varamientos de tortuga laúd registrados en el mar de Alborán. (Rojo-Nieto *et al.*, 2011).

	Cádiz	Almería	Granada	Ceuta	Melilla	Marruecos
1990						
1997						
1998						
1999		1				
2000						
2001						
2002						
2003						
2004	7	1				
2005	1					2
2006	4	1	1	2	1	3
2007	1			5		
2008	7	1		6		

El uso de las tasa de captura y/o mortalidad por pesca podría dar idea también del tamaño de las poblaciones. Sin embargo, las capturas de esta especie son muy bajas y ocasionales y los datos publicados muy imprecisos. Como ejemplo de la vaguedad de las estimas, en el año 2000, se estimó que entre 250 y 10000 tortugas laúd fueron capturadas accidentalmente en el mediterráneo con palangre de superficie (Lewison *et al.*, 2004).

Criterio 1.2.: Tamaño de la población. Indicador 1.2.1: Abundancia de la población

Este criterio no ha podido ser evaluado para el ecotipo reptiles debido a la falta de datos. Un registro prolongado y sistemático de los varamientos podría ser utilizado para realizar una estima de la abundancia de las poblaciones de tortuga en la demarcación. Al mismo tiempo un aumento del esfuerzo de observación o el desarrollo de campañas cuyo objetivo sea el avistamiento y la evaluación de las poblaciones de reptiles permitirían el desarrollo de este criterio.

Criterio 1.3.: Estado de la población.

Caretta caretta

- Características demográficas.
- Longitud del caparazón.

La tabla 18 resume los datos sobre tallas de tortugas bobas capturadas por arte en el Mediterráneo Occidental y mar de Alborán.



Tabla 18. Tallas y pesos medios de tortugas bobas capturadas por los diferentes artes de palangre de superficie que operan en el Mediterráneo (SCRS, 2010; ICCAT, 2010).

Arte	LRC (media) en cm.	Peso (medio) kg.
LLHB	49,733	26,96
LLJAP	53,787	33,90
LLALB	33,119	8,22

- Tasas de fecundidad.

Las puestas se producen cada 2 o 3 años entre finales de la primavera y principios del verano; cada hembra pone entre 2 y 5 veces en cada estación reproductora y el periodo entre puestas varía entre 10 y 20 días (SPA/BIO, 2003). 80-200 huevos por puesta. No existen playas de puesta en el Mediterráneo español.

- Tasas de mortalidad.

Alta tasa de mortalidad natural en neonatos e inmaduros.

- Estructura genética.

En el Mediterráneo confluyen 3 poblaciones procedentes de las playas de puesta en cabo Verde, Mediterráneo Oriental y Florida y Caribe (Monzón-Arguello *et al.*, 2010).

Dermochelys coriacea

- Tasas de fecundidad.

La estación reproductora es en otoño e invierno. Las hembras ponen cada 2-3 años de 5 a 6 veces en cada estación (SPA/BIO, 2003).

Identificación de presiones.

Las poblaciones de tortuga sufren diferentes amenazas en los mares en los que habitan. Además de la contaminación, la ocupación de las playas de puesta, el choque con embarcaciones, etc., la captura accidental debida a la pesca supone una de las principales causas de mortalidad de tortugas.

La tortuga boba (*Caretta caretta*) es una especie clasificada como en peligro según la UICN (IUCN, 2012) ya que en los últimos diez años sus poblaciones han sufrido un descenso de más del 50% de sus efectivos.

En este caso se ha analizado la captura accidental asociada a la actividad de la flota de palangre española. Se ha determinado como el palangre de superficie dirigido al pez espada (codificado como LLHB) es el único que presenta capturas. También se ha podido determinar que además del esfuerzo realizado es importante también la distribución espacial de este esfuerzo, ya que estas capturas accidentales no suceden al azar, sino que responden a un determinado patrón. En estas circunstancias el aumento del esfuerzo de observación y la realización de campañas orientadas a realizar una estima de la abundancia y distribución de las poblaciones de tortuga



podrían ayudar a mejorar las medidas de gestión pesquera orientadas a reducir las capturas accidentales, prestando atención a las zonas donde se ejerce el esfuerzo pesquero y la época del año.

2.5.1.5. Grupo funcional Mamíferos marinos: odontocetos

Remítase al documento específico elaborado para este grupo funcional.



2.5.2. Nivel de hábitat

2.5.2.1. Consideraciones generales

Los indicadores utilizados para la evaluación a nivel de hábitat están detallados en las fichas elaboradas a tal fin y se adjuntan a este documento como Anexo IV. La Tabla 10 (pág. 54) muestra los 25 hábitats, o conjunto de ellos, considerados.

En relación a los hábitats costeros, de acuerdo con la información disponible y analizada (Bellan-Santini, 1985; Luque y Templado, 2004; García-Gómez, 1997; 2007; Ballesteros, *en prep.*) se ha decidido tratar de forma conjunta todo lo relacionado con los criterios 1.4 (distribución) y 1.5 (extensión) ya que, en definitiva, se basan en la misma fuente de información: las cartografías bionómicas.

Respecto a las comunidades de fondos blandos circalitorales identificadas para este trabajo, como ya se explicó en secciones anteriores, en este apartado se presentan los resultados para los indicadores analizados el Mar de Alborán y la Isla de Alborán. Algunas características de los hábitats, medidas como los valores de los indicadores estudiados, son distintas en las dos áreas. A modo de ejemplo, los valores del indicador “Área ocupada por el hábitat” llegan a ser más de un orden de magnitud mayores en la Isla de Alborán que en la Península (Templado *et al.*, 2006). Es más, en la Península Ibérica, algunas de las especies estructurantes elegidas como indicadoras de los hábitats no llegan a superar el umbral preestablecido para diferenciar entre la presencia de la especie y presencia del hábitat correspondiente y viceversa. Aun así los mapas creados para las fichas de cada hábitat abarcan toda la demarcación para una mejor situación de éstos (ver Anexo IV, Fichas de hábitats).

Se ha trabajado con los datos de las campañas MEDITS (1994-2010) y se ha considerado que algunas de las especies estructurantes (principalmente algas), para ciertos hábitats, no estaban bien muestreadas debido a la falta de expertos en la identificación de estas especies.

Para los hábitats de profundidad no se ha podido recoger la información generada por los proyectos de investigación en marcha (INDEMARES)

2.5.2.2. Criterio 1.4: Distribución del hábitat

Indicador 1.4.1: Rango de distribución

Hábitats costeros (lagunas, roca, sedimentos, praderas)

FONDOS DUROS Y BLANDOS COSTEROS.

Quedan muy pocas formaciones lagunares en la demarcación por las modificaciones urbanísticas. Los espigones para la conservación de las playas también han enmascarado o eliminado algunas de estas formaciones. (Ver Anexo IV, Fichas de hábitats).



COMUNIDADES DE ROCA LITORAL-INFRALITORAL

Los hábitats de fondos duros están presentes en toda la demarcación Estrecho-Alborán. Se ha considerado como hábitat rocoso infralitoral el que se asienta entre los 0 y los 20-40 m (Pérès y Picard, 1964; Bellan-Santini, 1985; 1994a), en función de la transparencia del agua. Son frecuentes, de pequeña a mediana escala dependiendo de la región y se intercalan dentro de los fondos blandos dominantes; con el incremento de la profundidad, los fondos rocosos aparecen esporádicamente, mientras que los blandos son casi exclusivos (Cognetti *et al* 2001) En este paisaje se integran las áreas protegidas de Andalucía, los LIC de la Red Natura 2000, y en la Isla de Alborán la Reserva Marina (Templado *et al.* 2006). En profundidades entre los 15 y los 40 m se han instalado los polígonos antiarrastre, por toda la demarcación (Rodríguez y Ruíz, 2010).

Los límites de los polígonos de hábitat rocoso, en condiciones naturales a corto y medio plazo, son en general muy estables En la zona mediolitoral, a largo plazo (escala geológica), su distribución puede variar en función de los cambios de nivel de mar y en la zona infralitoral, aparte del nivel del mar, es posible identificar cambios debido a alteraciones naturales en los procesos sedimentarios y a variaciones en los regímenes hidrodinámicos que pueden provocar enterramientos o afloramientos de estructuras rocosas (Ocaña y Sánchez, 2006).

La desaparición del hábitat rocoso natural a corto-medio plazo puede considerarse como un deterioro provocado por causas antrópicas, generalmente asociadas a cambios en la dinámica sedimentaria y/o enterramiento debido a las obras costeras (playas artificiales, diques, puertos etc.). Los valores obtenidos en la demarcación nos indican que el hábitat rocoso presenta una profundidad mínima a 0 metros (García-Gómez *et al.*, 2006), o lo que es lo mismo en la zona intermareal (Estrecho de Gibraltar), mientras que en todas las regiones encontramos polígonos con máxima en el límite del área estudiada (50 m de profundidad).

Un posible indicador del rango de distribución aplicable puede ser el número de polígonos de hábitat rocoso en relación a los límites administrativos de la Comunidad Autónoma (Moreno *et al.*, 2006). A lo largo del tiempo, dicho indicador debe de permanecer estable si no desaparece ningún polígono.

No hemos encontrado una cartografía detallada y continua para este hábitat, aunque hay algunos datos como el del LIC del Cabo de Gata con 5.57 km² y 143 polígonos.

Hábitats circalitorales y profundos (maërl, coralígeno, sedimentos y roca circa)

FONDOS BLANDOS CIRCALITORALES.

La zona batimétrica circalitoral es la que se extiende entre la zona infralitoral y el reborde de plataforma. En el Mediterráneo los fondos circalitorales se extienden por lo general entre 40 y 150 m de profundidad (Pérès, 1967). En la demarcación de Estrecho y Alborán, donde los muestreos de las campañas MEDITS (Tabla 19) cubren fondos



blandos entre 50 y 800 m, se ha detectado la presencia de los hábitats enumerados en la Tabla 10 (pág. 51), mientras que en la zona infralitoral entre 20 y 40 m no se dispone de información sobre estos fondos.

En la Isla de Alborán y en varias zonas de la costa de Almería aparecen fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de *Peyssonnelia* spp., no se ha detectado ningún otro hábitat basado en algas como especies estructurantes, en un fondo óptimo entre los 42 y 53 m (Templado *et al.*, 2006).

Exceptuando los hábitats de fondos profundos (con dominancia de *Funiculina quadrangularis*, Pennatuláceos y Ascidias) y de reborde de plataforma y los fondos detríticos costeros con *Spatangus purpureus*, todos los demás se encuentran restringidos a la plataforma continental costera. La mayoría de los hábitats más someros se basan en especies de algas como especies estructurantes y por tanto no se dan a profundidades por debajo de la zona fótica. El hábitat de fondos detríticos costeros con *Spatangus purpureus*, es el que presenta la mayor amplitud batimétrica aunque debe destacarse que, si bien aparece también de forma esporádica en la plataforma profunda, su rango óptimo está bien situado en la costera (60-120 m).

En general, los hábitats observados en los fondos blandos circalitorales no han presentado cambios en su distribución batimétrica durante los años de serie histórica considerada.

Otros hábitats detectados en los fondos detríticos costeros son el de ascidias solitarias y el de *S. purpureus*. El hábitat que presenta una distribución batimétrica más amplia es el de los Pennatuláceos. *Pennatula rubra* tiene una distribución óptima entre los 76 y 90 m en el detrítico costero mientras que *Funiculina quadrangularis*, es exclusiva de los hábitats de fondos profundos. Éste hábitat abarca desde los 550 hasta los 639 m, en un rango óptimo de profundidades: 559-573 m. Todos los hábitats para los que ha sido posible estudiar su tendencia han mostrado una tendencia estable excepto el de *Echinus* spp., que mostró una tendencia descendente, es decir, parece que a lo largo de la serie histórica ha ido disminuyendo la profundidad media dónde se presenta.

Por otro lado otras especies en la serie histórica parece que van apareciendo en las zonas de ruptura de la plataforma y el borde de talud. Las cuadrículas muestreadas donde no faena la flota comercial son las que normalmente presentan facies (Anexo IV, Fichas de hábitats)



Tabla 19. Rango de distribución de los hábitats de fondos blandos circalitorales de la Demarcación Estrecho y Alborán.

PROFUNDIDAD MÁXIMA Y MÍNIMA (m)					
HÁBITAT		VALOR DE EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA	PATRÓN DE EVOLUCIÓN	RANGO ÓPTIMO
Fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de:	<i>Peyssonnelia</i> spp.	41-52	41-52	Estable	41-52
Fondos detríticos costeros con:	Ascidas solitarias	44-124	40-165	Estable	44-66
	Sinascidias	50-175	50-175	Estable	59-83
	<i>Spatangus purpureus</i>	46-159	46-420	Estable	60-120
Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos:	Con dominancia de <i>Stichopus regalis</i>	38-761	38-761	Estable	170-190
	Con equinoideos (<i>Echinus</i> spp.)	134-755	49-788	Estable	400-500
	Con campos de <i>Leptometra phalangium</i>	542-633	542-633	Estable	525-542
Fondos profundos y de reborde de plataforma con:	<i>Gryphus vitreus</i>	715-760	715-808	Estable	745-780
	<i>Funiculina quadrangularis</i>	559-573	560-639	Estable	559-573



Indicador 1.4.2 : Patrón de distribución

Hábitat costeros (lagunas, roca, sedimentos, praderas)

Comunidades de roca infralitoral

El hábitat rocoso infralitoral no presenta un patrón de distribución continuo, sino fragmentado y relacionado sobre todo con las características geológicas costeras. La caracterización de la estructura y patrón paisajístico del hábitat rocoso es importante, sobre todo en aquellas biocenosis de mayor fragilidad como las estructuras rocosas biogénicas (p.ej. arrecifes de *Dendropoma petraeum*), ya que la fragmentación del hábitat puede provocar su destrucción a medio-largo plazo. Sin embargo, la resolución cartográfica nos impide hacer un análisis a este detalle.

Por tanto no podemos tomar esta información para realizar una evaluación del patrón del estado actual.

Hábitats circalitorales y profundos (maërl, coralígeno, sedimentos y roca circa)

Dentro de la recopilación realizada, para estos hábitats, tampoco se puede dar una evaluación coherente del patrón de distribución.

2.5.2.3. Criterio 1.5: Extensión del hábitat

Indicador 1.5.1: Área ocupada por el hábitat

Hábitats costeros (lagunas, roca, sedimentos, praderas)

En las cartografías bionómicas disponibles para la demarcación (0 - 50 m) se muestra la distribución de estos hábitats, a grandes rasgos (Ver ficha de hábitats)

Del análisis general de la información bionómica presentada se observa que el volumen de información es importante y cubre una superficie importante de los fondos costeros de la demarcación (falta la Isla de Alborán), pero hay que tener en cuenta que se han realizado por diferentes equipos de personas y no hay una homogeneidad entre localidades, los detalles de algún hábitat son de distinta magnitud según el área y en otros el detalle de un hábitat solapado por otro enmascara la realidad.

Hábitats circalitorales y profundos (maërl, coralígeno, sedimentos y roca circa)

Fondos blandos circalitorales

De acuerdo con la evaluación actual, el hábitat más frecuente en la demarcación del Estrecho y Alborán en los fondos detríticos costeros son los formados por el maërl. Desgraciadamente no ha habido especialistas para identificar las especies por lo que solamente podemos hablar de *Peyssonnelia spp.*, en los tres últimos años y que forme facies sólo en 2008 (6%)

En cuanto a los tres hábitats detectados (Tabla 20) en la parte más profunda del circalitoral el más frecuente ha sido los fondos profundos y de reborde de plataforma



con el equinodermo *Stichopus vulgaris* (40%), seguido a distancia por las ascidias solitarias (*Microcosmus vulgaris/Phallusia mamillata* (8%) en franca recesión, y por los fondos profundos con dominancia de *Echinus spp.* (7%). El hábitat de *S. vulgaris* presenta el valor de referencia más elevado (47%) y que aparece en una franja batimétrica muy amplia. Los hábitats menos representados son los de fondos profundos y reborde de plataforma con *Gryphus vitreus* y *Funiculina quadrangularis*, con 3.9 y 2.4 de porcentaje de aparición, respectivamente.

Todos los hábitats profundos muestran una tendencia estable en cuanto al área que ocupan, excepto los fondos profundos y de reborde de plataforma con campos de *Leptometra phalangium* que muestran una tendencia al alza. Las zonas que concentran más presencia de hábitats de fondos detríticos costeros son Estepona y Marbella, en las cercanías del Estrecho, Cabo de Sacratif en Granada y Punta Entinas y el Cabo de Gata en Almería, y sobre todo para aquellos hábitats en los que las principales especies estructurantes son algas. La dominancia de los hábitats de maërl basados en especies estructurantes en Peyssonneliaceas en el sur de la isla de Alborán y en Punta Entinas, parece obedecer a distintas preferencias hidrodinámicas pues parecen desarrollarse mejor en zonas más calmadas al resguardo de las corrientes y los vientos predominantes. En el caso de hábitats de fondos profundos y de reborde de plataforma es en toda la demarcación donde presentan más frecuentemente, en los extremos donde faena la flota arrastrera local. La presencia del hábitat esencial de campos de *L. phalangium* se ha relacionado con zonas de alta productividad, hipótesis que se vería reforzada por la coincidencia en esta zona de los otros dos hábitats dominados por equinodermos (*S. regalis* y *E. acutus*).

La Isla de Alborán aporta una diferencia importante a la composición de los hábitats en la Demarcación. Mientras que su superficie es muy pequeña un amplio muestrario aparece desde los detríticos costeros hasta los abisales (sin reconocer todavía), en la península el estrato batimétrico comprendido entre los 300 y 800 metros es muy amplio y con una presión pesquera importante que deja entrever estos hábitats en el tiempo, pero que afecta negativamente al grupo estructurante de Ascidias Solitarias tiene una fuerte tendencia al descenso significativo en el área ocupada en los últimos cinco años ($p < 0.05$, $R^2 = 0.19$)



Tabla 20. Área ocupada por los hábitats de fondos blandos circalitorales de la demarcación del Estrecho y Alborán.

ÁREA OCUPADA (PORCENTAJE DE OCURRENCIA POR CUADRÍCULA)					
HÁBITAT		VALOR DE EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA	PATRÓN DE EVOLUCIÓN	ZONA DE MÁXIMA OCURRENCIA HISTÓRICA
Fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de:	<i>Peyssonnelia</i> spp.	6.06	6.06	Sólo detectado en 2008	Isla de Alborán
Fondos detríticos costeros con:	<i>Laminaria rodriguezii</i>	2.63	2.63	Sólo detectado en 2009	Isla de Alborán
	Ascidias solitarias	7.72	18.52	Descendente (p<0.05, R ² = 0.19)	Común en todo el área
	Sinascidias	4.71	6.06	Estable	Estepona-Marbella, Almería
	<i>Spatangus purpureus</i>	3.08	12.12	Estable	Común en todo el área
Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos:	Con dominancia de <i>Stichopus regalis</i>	40.01	47.37	Estable	Común en todo el área
	Con equinoideos (<i>Echinus</i> spp.)	6.95	7.39	Estable	Estepona-Marbella
	Con campos de <i>Leptometra phalangium</i>	1.39	4.17	No formó facies en 2008 y 2009	Estepona-Marbella; Málaga
Fondos profundos y de reborde de plataforma con:	<i>Gryphus vitreus</i>	3.89	6.06	No formó facies en 2008 y 2009	Bahía de Málaga; Seco de los Olivos; Isla de Alborán
	<i>Funiculina quadrangularis</i>	2.38	6.06	No formó facies en 2008 y 2009	Bahía de Málaga; Seco de los Olivos; Isla de Alborán



2.5.2.4. Criterio 1.6: Estado del hábitat

Indicador 1.6.1: Estado de especies y comunidades típicas

Hábitats costeros (lagunas, roca, sedimentos, praderas)

Las angiospermas marinas (*Cymodocea nodosa*, *Zostera noltii*, etc.) son especies comunes y abundantes en la demarcación. Son especies que se ven directamente afectadas por la eutrofización que las hace desaparecer y sustituir por algas como ya se ha comentado (García-Gómez *et al.*, 2006). También se ven afectadas por la destrucción de sus hábitats por la construcción de obras costeras. Son buenos indicadores del estado ambiental, pero no se aplican índices basados en ellas en las charcas costeras, desembocaduras de ramblas y río Guadalhorce y campos de dunas costeras.

Comunidades de roca infralitoral

La valoración disponible de la condición del hábitat procede de la metodología según la Directiva Hábitat. La Junta de Andalucía ha analizado la práctica totalidad del hábitat rocoso infralitoral (excluyendo algunos tramos), que se corresponden al 31% del total de hábitats en los fondos entre 0 y 50 m de profundidad. Los LIC del proyecto Natura 2000 (LIC Andalucía, 2012), también considera gran parte de la demarcación como de buen estado ambiental, por ejemplo el Cabo de Gata se considera que el 100% de hábitat rocoso (5.31 km²) de la zona LIC puede incluirse en la categoría de Buen Estado.

Comunidades de fondos blandos infralitorales

Los datos que se disponen en la actualidad para realizar una primera evaluación del criterio 1.6 estado del hábitat provienen de los trabajos realizados para la aplicación de la Directiva Marco de Agua. Aunque estos resultados permiten una primera evaluación del estado ecológico de las masas de aguas de la demarcación (indicador 1.6.2), el número de estaciones muestreadas resulta insuficiente para establecer el estado de la condición de las especies y comunidades típicas de fondos blandos infralitorales.

Con la salvedad de las zonas protegidas no se puede llegar a dar valores (Ver fichas de hábitats) Las presiones antrópicas pueden causar una desviación o afección, de intensidad y frecuencia determinadas, respecto al estado o condición “normal” de una pradera de fanerógamas en condiciones naturales, sin que ello conlleve una modificación de su rango de distribución ni extensión (Calvo *et al.*, 2001).

La identificación y caracterización de estos estados alterados o sub-óptimos de las praderas de *P. oceanica* es un tema que ha recibido una dedicación particularmente intensa por parte de los grupos de investigación españoles especialistas en el tema, entre otros aspectos porque la detección temprana de síntomas de alteración es fundamental en este hábitat para que la aplicación de medidas concretas de gestión tenga pueda tener un efecto en la recuperación del hábitat y del ecosistema a su



estado “normal” o anterior a la alteración. Para ello es fundamental: a) investigación en bioindicadores del estado o condición de la planta a diferentes niveles de organización del hábitat y, b) implementación de redes de monitoring para determinar las tendencias de estos bioindicadores a corto, medio y largo plazo.

Hábitats circalitorales y profundos (maërl, coralígeno, sedimentos y roca circa)

Fondos blandos circalitorales

La condición de las especies y comunidades características asociadas (que son descritas en detalle en cada una de las fichas del Anexo IV), fue determinada mediante el empleo de dos indicadores; Diversidad (Tabla 21) y Riqueza (Tabla 22).

En la demarcación del Estrecho y Alborán se observa como los hábitats de fondos detrítico costeros con maërl/rodolitos con dominancia de *Peyssonnelia spp.*, presentaron valores de biodiversidad en torno a 3.41. Los fondos blandos circalitorales presentaron valores de diversidad más bajos, para la evaluación actual, comprendidos entre 1.71 y 2.37 (Tabla 21). El hábitat con mayor valor del índice de Shannon fue la especie *Leptometra phalangium* (2.37) seguido del grupo de Ascidias solitarias (2.31). Los índices más bajos se corresponden con las especies de fondos blandos profundos y de reborde de plataforma. La *Funiculina quadrangularis* presenta un descenso significativo ($p < 0.002$, $R^2 = 0.92$) en los fondos batiales, sin embargo para todo el área debemos remarcar que el índice de diversidad fue calculado en base a la abundancia de los individuos y que por tanto la diversidad total en aquellos hábitats en los que las especies estructurantes son algas, caso de los hábitats de maërl, *L. rodriguezii* y *P. crispa/O. volubilis* puede ser mucho más elevada ya que para las algas no se dispone de valores abundancia sino de biomasa.

Esto queda patente si observamos los valores de evaluación actual de la riqueza específica (Tabla 22), cuyos máximos corresponden a los fondos profundos y de reborde de plataforma el hábitat con mayor índice fue el de *Funiculina quadrangularis* (56) seguido de *Leptometra phalangium* (53.7) y *Echinus spp.* (50.8) *S. regalis* es el que tiene el mayor índice de riqueza como nivel de referencia en 92. En los fondos detríticos costeros encontramos el valor más alto de riqueza en el maërl/rodolitos (65), cantidad que podría ser mayor si la serie histórica la hubiera diferenciado en las muestras de las campañas.

Con excepción del valor de diversidad de las Sinascidias (descendente, no significativa), la tendencia general es a la estabilidad.

En general los valores de diversidad y de riqueza específica para los hábitats comunes a la península y a la Isla de Alborán fueron similares.



Tabla 21. Diversidad de los hábitats de fondos blandos circalitorales de la demarcación del Estrecho y Alborán.

HÁBITAT		VALOR DE EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA	PATRÓN DE EVOLUCIÓN
Fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de:	<i>Peyssonnelia spp.</i>	3.41	3.60	Estable
Fondos detríticos costeros con:	<i>Laminaria rodriguezii</i>	1.34	1.34	Estable
	Ascidias solitarias	2.31	2.84	Estable
	Sinascidias	1.89	2.64	Descendente
	<i>Spatangus purpureus</i>	2.27	2.64	Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos:	Con dominancia de <i>Stichopus regalis</i>	2.10	3.26	Estable
	Con equinoideos (<i>Echinus spp.</i>)	1.90	3.26	Estable
	Con campos de <i>Leptometra phalangium</i>	2.37	2.63	Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con:	<i>Gryphus vitreus</i>	1.59	1.77	Estable
	<i>Funiculina quadrangularis</i>	1.71	2.80	Estable



Tabla 22. Riqueza específica de los hábitats de fondos blandos circalitorales de la demarcación del Estrecho y Alborán.

HÁBITAT	VALOR DE EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA	PATRÓN DE EVOLUCIÓN	
Fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de:	<i>Peyssonnelia spp.</i>	65	72	Estable
Fondos detríticos costeros con:	<i>Laminaria rodriguezii</i>	46	46	Estable
	Ascidias solitarias	59.4	87	Estable
	Sinascidias	41	76	Estable
	<i>Spatangus purpureus</i>	62.90	72.25	Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos:	Con dominancia de <i>Stichopus regalis</i>	46.4	92	Estable
	Con equinoideos (<i>Echinus spp.</i>)	50.8	69	Estable
	Con campos de <i>Leptometra phalangium</i>	53.7	62	Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con:	<i>Gryphus vitreus</i>	44.3	51	Estable
	<i>Funiculina quadrangularis</i>	56	73	Estable



Indicador 1.6.2: Abundancia relativa y/o biomasa

Hábitat circalitorales y profundos (maërl, coralígeno, sedimentos y roca circa)

Fondos blandos circalitorales

En la demarcación de Estrecho y Alborán (Tabla 23) los hábitats de especie estructurante, que presentaron más altos valores de biomasa (evaluación actual) fueron, en este orden: los fondos detríticos costeros con *Spatangus purpureus* y con *Diazona violacea*, y los fondos de maërl con dominancia de *Peyssonnelia spp.* En general, las algas rojas fueron las especies estructurantes que presentaron mayores valores de biomasa, con valores medios especialmente elevados en el caso de los fondos de maërl con dominancia de *Peyssonnelia spp.* ($\approx 800 \text{ kg/km}^2$), y los fondos detríticos con Sinascidias ($\approx 3000 \text{ kg/km}^2$), aunque *Spatangus purpureus*, con $\approx 2000 \text{ kg/km}^2$, representa una excepción a esta regla. En el hábitat de fondos profundos y de reborde de plataforma la abundancia de *Stichopus regalis* (871 kg/km^2) se mantiene estable en la serie histórica. Las especies estructurantes con valores de evaluación actual más bajos fueron *G. vitreus* y *F. quadrangularis* (44 y 27 kg/km^2 , respectivamente).

Las biomásas de todas las especies estructurantes se mantienen estables a lo largo de la serie histórica, exceptuando la ascidia *Phallusia mamillata* que muestra una disminución significativa ($p < =.001$, $R^2 = 0.55$) junto a *Echinus spp.*, y *G. vitreus* (no significativo)



Tabla 23. Biomasa (g/km²) de las especies estructurantes de los hábitats de fondos blandos circalitorales del Estrecho y Alborán.

HÁBITAT	VALOR DE EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA	PATRÓN DE EVOLUCIÓN	
Fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de:	<i>Peyssonnelia spp.</i>	757315	1560322	Estable
Fondos detríticos costeros con:	<i>Laminaria rodriguezii</i>	202207	3151348	Estable
	Ascidias solitarias	552825	2836321	Descendente (P < 0.001, R ² = 0.55)
	Sinascidias	3027602	9713072	Estable
	<i>Spatangus purpureus</i>	1986909	6516100	Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos:	Con dominancia de <i>Stichopus regalis</i>	871400	4834680	Estable
	Con equinoideos (<i>Echinus spp.</i>)	295601	573739	Descendente
	Con campos de <i>Leptometra phalangium</i>	345531	168272	Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con:	<i>Gryphus vitreus</i>	44249	286137	Descendente
	<i>Funiculina quadrangularis</i>	26979	32027	Estable



La aplicación de este indicador no ha sido posible de realizar en otro tipo de hábitats como los hábitats costeros (Ver Anexo IV, fichas de Hábitats), o los fondos duros circalitorales.

2.5.3. Nivel Ecosistema

2.5.3.1. Grupo funcional peces

Criterio: 1.7 Estructura del ecosistema. Indicador: Talla máxima media

La talla máxima media ha sido calculada para cada año de muestreo de la serie histórica MEDITS, 1994 hasta el 2010, sobre un grupo de especies fijo de peces y elasmobranquios demersales. Las especies que componían este grupo son las mismas especies analizadas en el descriptor 1.1, y utilizadas en otros indicadores del mismo D1.

Como se puede ver en la figura 60, este indicador enseña un patrón bastante estable a lo largo de los años. Aunque la tendencia al decrecimiento no sea significativa ($r=0.02$), se nota un decrecimiento de la talla máxima media, con los valores más altos que se observaron en los primeros años (talla máxima media = 31.2 cm). Contra una media general de 30.6 cm. Considerando que el indicador debería responder lentamente a las presiones pesqueras y que la media para las década de los 90 era de 30.7 cm, es posible afirmar que a lo largo de la década de los 2000 se ha producido una disminución de la presión pesquera que empezó a enseñar sus efectos sobre el indicador a partir del año 2007 (talla máxima media= 31.3 cm) (Figura 60), pero que no ha tenido continuidad en los últimos años.

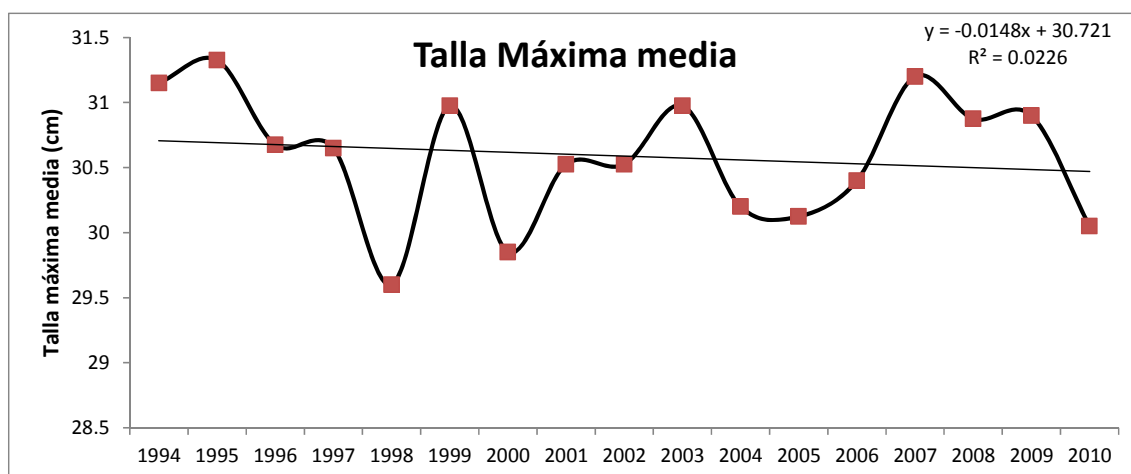


Figura 60- Evolución temporal de la talla máxima media a lo largo de la serie histórica.



Dado que este indicador nos proporciona información sobre la abundancia relativa de peces y elasmobranquios “grandes” y “pequeños” se ha evaluado la abundancia de las especies que superan los 35 cm de talla máxima, frente a los que tienen una talla máxima inferior (Figura 61). Como se puede ver en la figura 61 la abundancia relativa en porcentaje de las especies muestra un patrón que puede ser dividido en dos periodos. El primero desde 1994 hasta el 1997 en el que se observa un aumento de los porcentajes del número de peces “grandes”, y un segundo periodo, desde el 1998 hasta el final de la serie histórica analizada, que muestra un patrón de cierta estabilidad aunque con bastante variabilidad. El porcentaje de individuos “grandes” tiene sus valores mínimos en los años desde el 1994 al 1996, luego entre el 1998 y el 2000 e mantiene en un 10%. Desde 2001 al 2008 hay una cierta estabilidad entre el 8 y el 12 %, hasta el final de la serie histórica (2010: 12%). Aunque las proporciones se caracterizan por una cierta estabilidad interanual, que como es obvio depende de que el número es fuertemente influido por el reclutamiento, que hace variar el porcentaje de los individuos “pequeños”. El máximo del porcentaje de peces “grandes” corresponde a 12.3% y se observa en 1997.

La proporción de peces grandes, con tallas superiores a 35 cm, a lo largo de la serie histórica (Figura 61) no parece estar relacionada con la evolución de la talla máxima media, por lo que las oscilaciones observadas parecen debidas a variaciones anuales en las tallas máximas o del reclutamiento de las especies estudiadas, más que a variaciones en el esfuerzo pesquero que se mantiene estable en los últimos años.

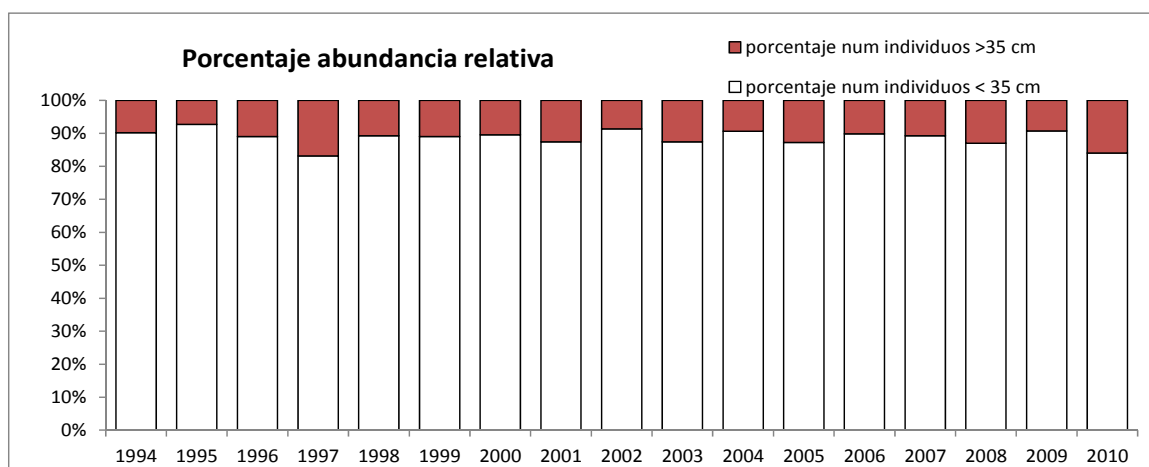


Figura 61- Evolución temporal del porcentaje en número de individuos con talla máxima igual o superior a 35 cm.

Criterio: 1.7 Estructura del ecosistema. Indicador 1.7.1.: Estado de Conservación de los Peces (CSF).

La Figura 62 muestra el indicador del estado de conservación de peces (CSF: *Conservation Status of Fish species*), que ha sido evaluado a partir de las especies que



cumplían los requisitos enumerados en la sección de materiales y métodos, presentando una tendencia estable en el tiempo aunque los valores más bajos corresponden a los tres últimos años de la serie.

La serie histórica de valores del indicador CSFa muestra como todos los valores, se mantienen por debajo del valor medio del periodo de referencia (media de los tres primeros años), que por definición es 1. Sin embargo, se observa una tendencia significativa al alza de los valores anuales indicando que a partir de 2006 la abundancia de individuos “grandes” de las especies vulnerables a la pesca que parece estabilizarse hasta 2009-2010.

La mayoría de las especies contempladas para este indicador son explotadas comercialmente en la demarcación o pueden considerarse acompañantes de las especies objetivo, por lo que la presión pesquera a la que están sometidas debe tenerse en cuenta durante el análisis de la serie histórica. Sin embargo los efectos del aumento o disminución de la presión pesquera no son tan inmediatos en las especies demersales de crecimiento lento (elasmobranquios) puesto que este indicador observa la abundancia de los llamados ejemplares adultos de las poblaciones. Entre las 14 especies seleccionadas es importante remarcar que alguna de ellas han mostrado una tendencia a la disminución de la abundancia de individuos “grandes” respecto al valor de referencia (Fig. 64): *Chimaera monstrosa*, *Lepidopus caudatus*, *Mullus surmuletus*, *Phycis blennoides*, *Ophichtus rufus* y *Pagellus bogaraveo*. La variabilidad interanual justificaría la utilización de un modelo lineal para reducir el efecto de la variabilidad en la abundancia de los “adultos-grandes”. Así algunas como: *Galeus melastomus*, *Helicolenus dactylopterus*, *Lophius budegassa*, *Merluccius merluccius*, *Micromesistius poutassou*, *Pagellus acarne*, *Scyliorhinus canicula* y *Trachurus trachurus*, presentan valores de abundancia en el último año superiores a las condiciones de referencia (promedio tres primeros años). En cualquier caso la aplicación del CSFb parece ser un indicador útil para la monitorización del comportamiento de la comunidad de peces “grandes” de las especies vulnerables, haciéndose aconsejable su seguimiento para confirmar, con series de datos más largas, su aparentemente sensibilidad al esfuerzo pesquero.

En la Tabla 24 se presentan los resultados de las abundancias de las especies consideradas en la estima, por una función lineal (entre 2003 y 2010), según los criterios establecidos por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) Cinco especies presentan estado 1 (vulnerable, disminución entre el 50 y el 70%): *Chimaera monstrosa*, *Lepidopus caudatus*, *Merluccius merluccius*, *Pagellus bogaraveo* y *Trachurus trachurus*.



Conservation status of fish species (a)

Survey: MEDITS

Limit size to define vulnerable species: 35 cm

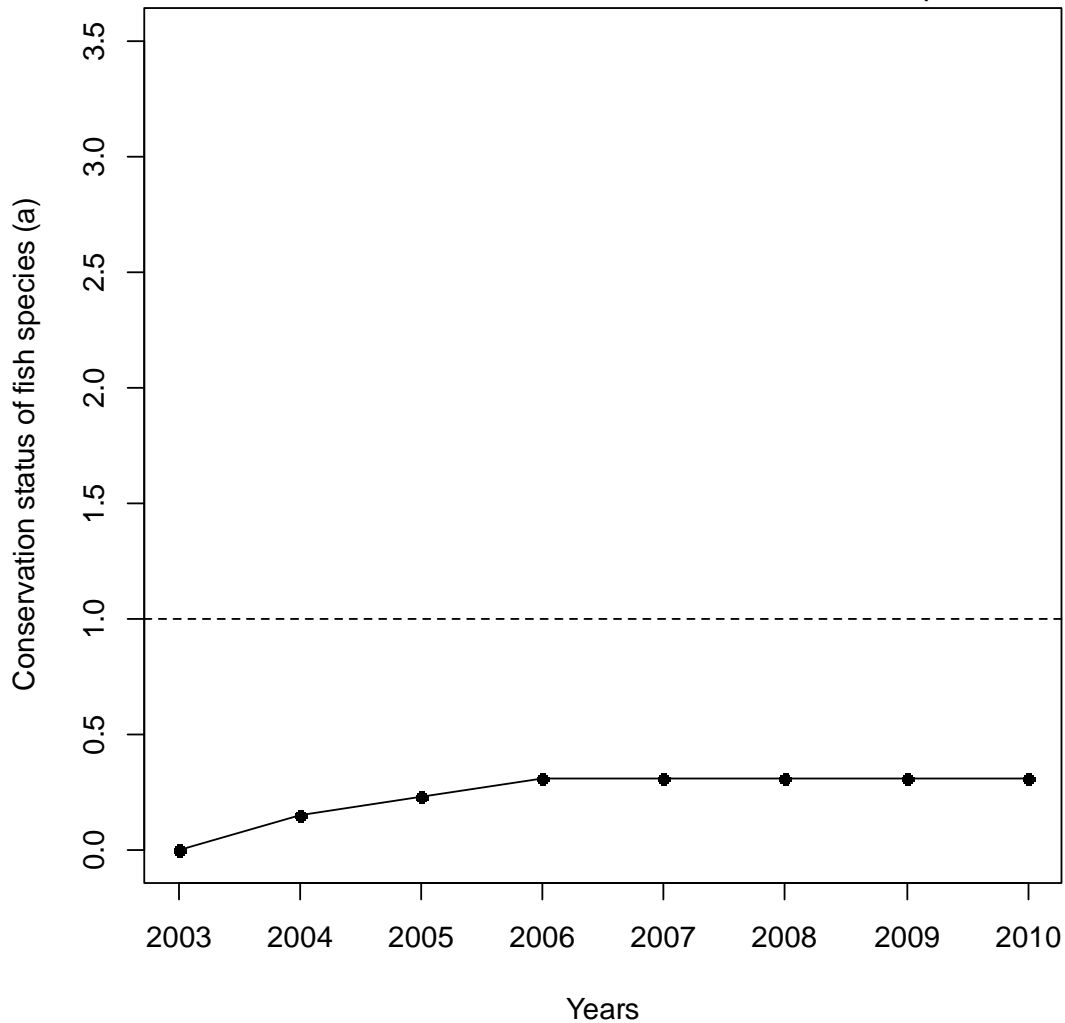


Figura 62. Demarcación de Estrecho y Alborán: Estado de Conservación de las especies de Peces (CSF)
La línea continua indica la tendencia temporal del indicador. La línea discontinua marca el valor considerado como valor límite que indicaría que más del 50% de las especies evaluadas se encontrarían peor que en las condiciones de referencia (baseline condition) según el criterio de declive de la IUCN. La talla límite para definir una especie vulnerable es 35 cm de longitud total.

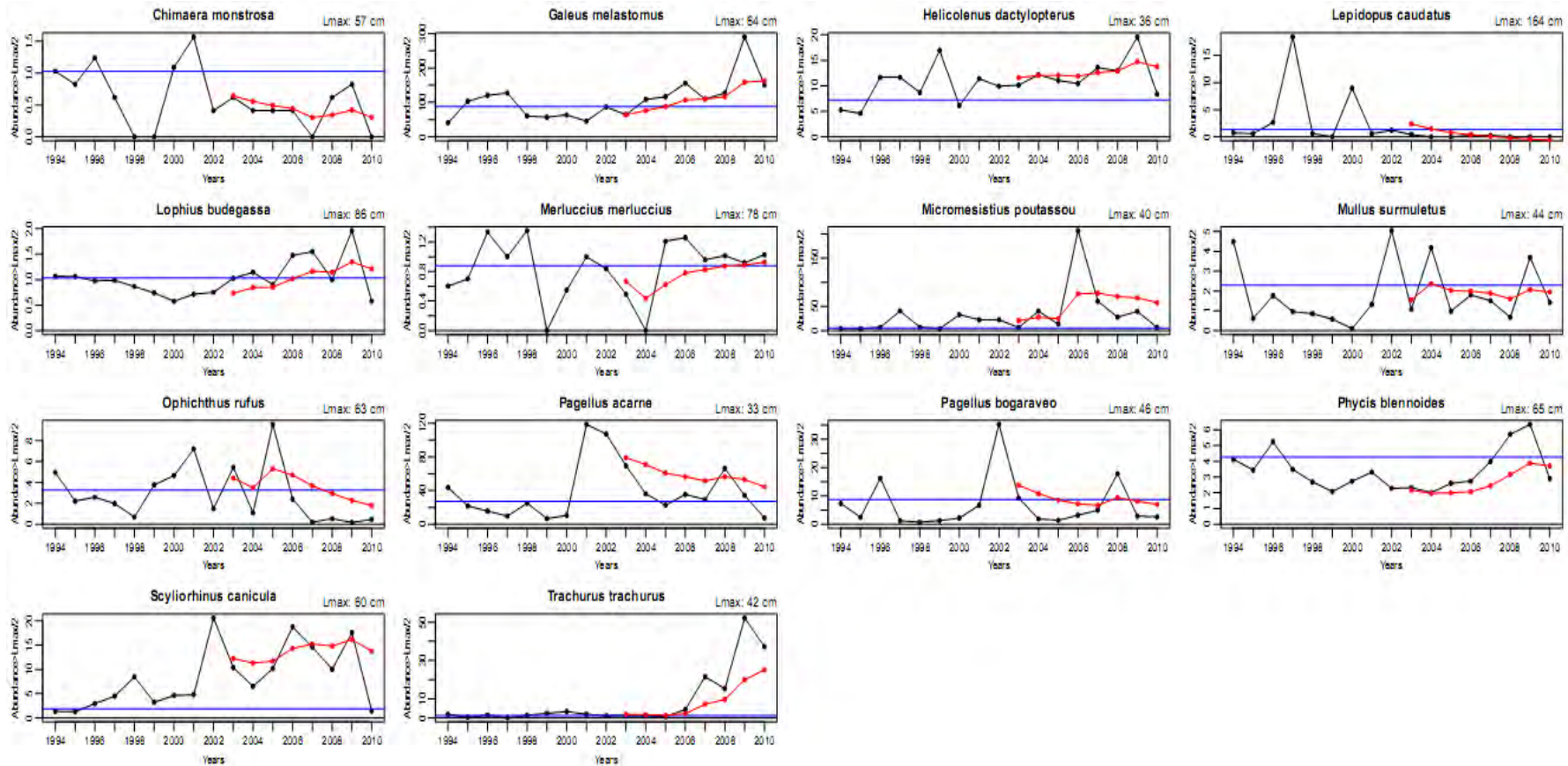


Figura 63. Demarcación de Estrecho y Alborán. Abundancia de los adultos (individuos con TL > 0.5L_{max}) de las especies incluidas en el *Conservation Status Indicator*. La línea azul representa la captura media de los primeros 3 años (1994, 1995, 1996) considerados como condiciones de referencia y a partir de los cuales se han seleccionado las 14 especies. La línea roja representa el modelo lineal resultado de la combinación lineal de los primeros años de datos.



Tabla 24. Puntuación del Estado de Conservación de los Peces (CSF) según los criterios de IUCN. 0= especie no amenazada, disminución de la abundancia de peces adultos inferior al 50%, 1= especie vulnerable, disminución entre el 50 y el 70%, 2= especie amenazada, disminución de la abundancia entre el 70 y el 90%, 3= especie críticamente amenazada, disminución de la abundancia superior al 90%.

Especies	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
<i>Chimaera monstrosa</i>	0	0	1	1	1	1	1	1
<i>Galeus melastomus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepidopus caudatus</i>	0	0	0	1	1	1	1	1
<i>Lophius budegassa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Merluccius merluccius</i>	0	1	1	1	1	1	1	1
<i>Micromesistius poutassou</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mullus surmuletus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ophichthus rufus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pagellus acarne</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pagellus bogaraveo</i>	0	1	1	1	1	1	1	1
<i>Phycis blennoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scyliorhinus canicula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachurus trachurus</i>	0	0	1	1	1	1	1	1
Indicador CSF	0.00	0.15	0.23	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31

2.6. Lagunas de información y conocimiento. Necesidades de investigación y desarrollo de programas de seguimiento

Para completar estas lagunas de conocimiento es necesario llevar a cabo programas de investigación sobre el estado de las poblaciones y programas de seguimiento de las pesquerías con las metodologías más fiables y aceptadas internacionalmente. Por las características de la biodiversidad marina, es muy recomendable que dichos programas se hagan en coordinación con los de los países vecinos, con los cuales compartimos el área de distribución de numerosas especies (cetáceos, tortugas).

En el caso de las capturas accidentales de cetáceos y reptiles, deberían ponerse en marcha las acciones correspondientes, ya contempladas en la legislación comunitaria vigente. Igualmente deberían llevarse a cabo una monitorización de otras medidas tomadas para mitigar otros impactos, como las colisiones.

Para la integración futura del ecotipo plancton se propone utilizar la biomasa en carbono de fitoplancton y zooplancton (Rodríguez *et al.*, 2006). A partir de ésta se pueden obtener relaciones con la biomasa en carbono de otros grupos funcionales (p.ej. relación entre autótrofos y heterótrofos). No obstante, la conversión de biomasa



(concentración de clorofila y peso seco para los grupos funcionales fitoplancton y zooplancton respectivamente) o abundancia (células o individuos por unidad de volumen) a unidades de carbono viene complicada por la diversidad del grupo funcional y la variabilidad del contenido de carbono en función del estado fisiológico de los organismos (Mercado *et al.*, 2005)

En cuanto a los hábitats, la necesidad más perentoria es el desarrollo de proyectos y estudios sobre los hábitats bentónicos, su identificación, cartografiado, y el análisis de su funcionamiento y estructura.

También debe consensuarse una lista de hábitats que contenga los principales hábitats presentes en las aguas españolas, siguiendo una clasificación de tipo jerárquico. Este trabajo ya se ha iniciado en el seno del MAGRAMA, con la participación del IEO entre otras instituciones, basado en el sistema EUNIS (Davies and Moss, 1997, 1999; Connor *et al.*, 2004; RAC/SPA, 2006) pero con las necesarias adaptaciones a los hábitats de nuestras aguas.

Deben fomentarse los estudios que utilicen modelos de idoneidad de hábitats (ENFA, *Maxent*,) que permitirán unas extrapolaciones más fiables a partir de los datos de base. El uso de estos modelos permitirá también la estimación de áreas de cobertura potencial que pueden ser utilizadas en el desarrollo de indicadores de estado.

Los estudios para la identificación de hábitats siguen un proceso ideal ya establecido sonda multihaz - sónar de barrido lateral - vídeo/fotografía - dragas/arrastres. Existe una información bastante completa en nuestras aguas de cartografiados multihaz y de muestreos con dragas, arrastres, etc. Hay que potenciar la escala intermedia de estudios con sónar y con métodos visuales.

El documento del grupo de trabajo (Cochrane *et al.*, 2010) se describe la aproximación a nivel de paisaje, metodología que está en desarrollo y que deber ser aplicadas en los próximos trabajos de la Estrategia Marina.

En relación al grupo funcional reptiles. Campañas de recopilación de datos de varamientos y capturas accidentales de cetáceos y tortugas junto con incorporación institucional de las observaciones de cetáceos, reptiles y aves marinas en las campañas en marcha. La creación de un protocolo a seguir por parte de todos los organismos y entidades responsables de la toma de datos en los varamientos de modo que se pueda crear una red a lo largo de toda la costa española con datos que puedan ser analizados conjuntamente.

Campañas de observación en buques comerciales y de marcado de tortugas marinas para poder realizar estimas relativas de abundancia de estas especies, así como llegar a un mejor conocimiento de su ecología en aguas españolas.

A lo largo de las secciones precedentes se han ido identificando las carencias de información y conocimiento sobre las poblaciones de los grandes vertebrados:



cetáceos, reptiles y aves en las aguas marinas españolas. Estas carencias afectan a aspectos básicos para la correcta aplicación de la Directiva.

La información para evaluar la situación actual de las poblaciones, en base a los criterios apropiados (área de distribución, pautas, tamaño de la población, parámetros biológicos), es escasa en general, aunque puntualmente existen más datos sobre algunas especies, y está limitada a determinadas áreas y periodos. La información sobre las presiones es más abundante, si bien en la mayoría de los casos, es insuficiente o inadecuada para evaluar sus consecuencias a nivel poblacional.



3. DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL

El Descriptor 1 comprende todos los componentes de la biodiversidad, en sus distintos niveles organizativos. Esto supone una elevada complejidad, tanto al abordar el estado del descriptor, como a la hora de establecer una definición de Buen Estado Ambiental. Por otro lado, el grado de conocimiento del estado actual y funcionamiento de los distintos componentes de la biodiversidad es desigual.

A nivel de especie, algunos grupos funcionales disponen de una información relevante en cuanto a datos y series temporales (por ejemplo peces y aves), mientras que otros cuentan con información más dispersa y desigual en el tiempo y/o en el componente espacial (como es el caso de los reptiles y mamíferos). Es por ello que en los distintos ecotipos la definición del BEA puede pasar de tener un carácter relativamente cuantitativo, a abordar aspectos, también relevantes y necesarios de establecer, pero de una forma más genérica o cualitativa por el momento.

En cuanto a los hábitats, en la mayor parte de los hábitats no se dispone en la actualidad de información adecuada sobre su distribución, extensión y/o estado. Aún más limitado es el conocimiento sobre la extensión y el estado de los mismos en el pasado, por lo que no es posible establecer un nivel de referencia anterior con el que comparar el estado actual. Este nivel de referencia puede ser establecido para zonas bien conservadas, con muy escasa influencia antrópica, pero esta información no está disponible para todos los hábitats y tan solo es representativa de algunas localidades o regiones, pero en ningún caso a nivel de demarcación. Por tanto, las limitaciones espacio-temporales y metodológicas no permiten definir en este momento el BEA (Buen Estado Ambiental) de los hábitats como un valor cuantitativo o puntual. Por tanto, la definición de Buen Estado Ambiental no debe ser el nivel de referencia establecido en la evaluación del estado, sino una tendencia positiva hacia ese nivel o una estabilidad, dado que en muchas ocasiones el nivel de referencia es imposible de alcanzar (pérdida de hábitat irreversible, elevados costes sociales, escala temporal a largo plazo de los procesos de recuperación, etc.).

Por otra parte, el concepto de Buen Estado Ambiental debe tener en cuenta el uso sostenible de los mares y un nivel de actividad humana que sea compatible con la conservación de los ecosistemas marinos (incluyendo sus especies y hábitats), de acuerdo con el enfoque ecosistémico. Por tanto, el BEA no es del todo asimilable al nivel de referencia (cuando haya sido posible fijarlo), sino que debe tener en consideración otros factores.



3.1. Nivel de especies

3.1.1. Peces, elasmobranquios demersales, e invertebrados móviles (crustáceos y cefalópodos)

Este grupo de ecotipos ha sido evaluado con una mayor disponibilidad de datos y series temporales. Es por ello que en este caso se puede alcanzar una mayor definición de lo que se considera BEA desde un punto de vista cuantitativo. Estas definiciones cuantitativas no obstante pueden estar sujeta a posibles modificaciones futuras como consecuencia de: i) el incremento en el conocimiento de las especies estudiadas; ii) el avance en el estudio y la definición de condiciones de referencia que se llevan a cabo en los grupos internacionales (OSPAR, UE); y iii) un más profundo conocimiento de las relaciones presión-estado existentes, y de sus interacciones con las actividades humanas. Las condiciones necesarias para alcanzar el BEA definidas en la presente evaluación inicial son:

- En cuanto al **área y patrón de distribución** (criterio 1.1), el Buen estado ambiental se puede definir en este grupo, en base a la combinación del estado de las áreas de distribución de las especies consideradas “vulnerables” (K estrategias) y las “oportunistas” (r estrategias). En las primeras se debe mantener o expandir el área de distribución, y en las segundas mantener (o reducir en algunos casos) su área de distribución. En cuanto a la evaluación en conjunto, el BEA se ha definido como el **mantenimiento o incremento del % de cuadrículas con presencia de las especies más representativas de la comunidad demersal**. De este modo, una proporción suficiente de especies (variable en función del número de especies analizadas) se comportan de manera similar a lo esperado en un escenario de BEA, de modo que se garantiza que esta proporción no es debido al azar (mediante distribución binomial).
- Respecto al **tamaño poblacional** (criterio 1.2), medido bien por la biomasa o por la abundancia de la población, o por ambos, se considera que cada una de las especies alcanzan el BEA si:
 - Las “especies oportunistas” experimentan un valor de biomasa o abundancia con un valor de Z de la serie que tiene que variar entre -1 y +1.
 - Las “especies vulnerables con tendencia temporal decreciente”: la estimación de la el valor de $Z \geq 0.5$.
 - Las “especies vulnerables con tendencia temporal estable o creciente” en últimos años: deben mantenerse estables o crecer, es decir $Z \geq -0.5$.

A nivel de comunidad, y en los tres casos, un porcentaje de especies, basado en la distribución binomial, deberá de cumplir este criterio individual para asegurar que los resultados no se deben al azar de la variabilidad natural (ver más detalles en apartado 2.3.1)



- Además, el **percentil 95% de la distribución de tallas** del ecotipo peces (medido como estima del indicador 1.3.1) se mantiene, o incrementa, respecto a los valores detectados en la presente evaluación inicial.

3.1.2. Reptiles

Este grupo funcional se caracteriza por su elevada movilidad, por lo que su área y patrón de distribución supera en escala la propia del análisis abarcado por la Demarcación Marina. Por su parte las estimas poblacionales son escasas por el momento, y albergan un elevado nivel de incertidumbre. No se debe olvidar además que todas las especies que comprenden este grupo están protegidas por la Directiva de Hábitats y el Acuerdo ACCOBAMS. Las condiciones necesarias para que las especies de estos grupos funcionales alcancen el BEA son:

- El área y patrón de distribución de las poblaciones se mantiene estable o incrementa dentro de la Demarcación Marina (Criterio 1.1)
- El tamaño poblacional de las especies de reptiles se mantiene en niveles que garanticen la perduración de las mismas en la Demarcación Marina, incluyendo un adecuado funcionamiento demográfico, y un mantenimiento de la variabilidad genética y los procesos ecológicos en los que participan (Criterios 1.2 y 1.3)
- Las tasas de mortalidad por capturas accidentales, colisiones, o impacto acústico no ponen en peligro el mantenimiento de las condiciones demográficas y los tamaños poblacionales considerados necesarios para alcanzar un Buen estado ambiental (Criterio 1.3).

3.1.3. Aves marinas

La definición de Buen Estado Ambiental para este grupo funcional está explicada detalladamente en un documento específico.

3.1.3. Mamíferos marinos

La definición de Buen Estado Ambiental para este grupo funcional está explicada detalladamente en un documento específico.

3.2. Nivel de hábitat

- Se mantiene o incrementa la distribución (criterio 1.4) y la extensión (criterio 1.5) de los hábitats protegidos. Los hábitats predominantes presentan valores de distribución y extensión que garantizan su conservación.
- El estado de los hábitats, evaluado en términos del estado de las especies y comunidades típicas (1.6.1), o de abundancia y/o biomasa relativa (1.6.2), o en



función de sus condiciones físicas, hidrológicas y químicas (1.6.3), se mantienen dentro de valores que garanticen su perdurabilidad y funcionamiento, y el mantenimiento de las especies características y especies clave asociadas.

3.2.1. Hábitats costeros

Hábitat de angiospermas marinas

En el caso de los hábitats de angiospermas marinas, resulta muy complicado establecer los valores de referencia relativos a los indicadores de distribución y extensión, si no referimos a la distribución original de este hábitat anterior a la fase del desarrollo costero y explotación de sus recursos, ya que se desconoce cual era dicha distribución original. Por otro lado, la mayor parte de los hábitats afectados son difícilmente recuperables debido a: 1) la baja resiliencia de este hábitat (en el caso de *P. oceanica*) y b) las pérdidas directas (sepultamiento) e indirectas (alteraciones hidrodinámicas y contaminación) causadas por infraestructuras costeras construidas con carácter permanente.

Por tanto, el BEA de los descriptores relativos a su distribución y extensión puede definirse en este caso como:

- Los límites actuales y extensión de las praderas de angiospermas marinas se mantienen estables o al menos de acuerdo con la variabilidad propia de cada especie y los factores locales que determinan su distribución.
- Las tendencias de estos descriptores pueden ser también progresivas, dependiendo de la pradera y la escala espacio-temporal y método empleado. En cualquier caso el primer paso es disponer de información precisa de los límites de distribución y extensión de las praderas de angiospermas marinas.

En cuanto a los programas de seguimiento de *P. oceanica*, sería necesario un mayor esfuerzo de coordinación de los programas existentes y definir mejor los niveles de referencia para cada región, condiciones ambientales y para las otras especies de angiospermas marinas (*Cymodocea nodosa* y *Zostera noltii*). Lo que si se puede afirmar es que en parte de las praderas alteradas puede ser viable revertir su estado hacia valores de referencia (es decir, tender al BEA, aunque se a tasas muy lentas) si se aplican medidas de gestión basadas en la eliminación o reducción de presiones y en ampliar la superficie de hábitat pradera protegido, es decir, a través de objetivos de presión. En efecto, existe evidencia científica de que las praderas alteradas protegidas frente, por ejemplo, la pesca de arrastre o el fondeo no regulado, tienen tendencia a recuperar su estado a largo plazo, aunque sea a una tasa lenta.

En conclusión, y en relación a los descriptores de estado o condición del hábitat, se puede definir BEA como:

- Los valores de los diferentes descriptores /indicadores de condición o estado de las praderas, su variabilidad, y sus tendencias a largo plazo, analizados tanto por separado como de forma conjunta por índices multimétricos, son similares a los



medidos en praderas comparables no alteradas por la influencia de las presiones antrópicas.

Podríamos considerar aceptable una desviación del BEA siempre y cuando se disponga de indicios de que la alteración del estado de la pradera es reversible tras la aplicación de las medidas de gestión adecuadas (es decir, sus tendencias son progresivas; tendencia lenta hacia los niveles de referencia). Por tanto, con vistas a la determinación del BEA y la efectividad de las medidas aplicadas para conseguirlo, será fundamental establecer los niveles de referencia de estos descriptores en la demarcación, mantener la obtención de las series temporales de este hábitat en toda la demarcación y ganar conocimiento sobre los umbrales de las presiones que causan desviaciones significativas del estado de las praderas y sus tendencias.

Por último, también se puede añadir que:

- En las áreas en las que se aplican, las praderas de *P. oceanica* alcanzan el BEA respecto al criterio 1.3 si, además de lo ya indicado, alcanzan el buen estado ecológico de la Directiva Marco del Agua o el estado de conservación favorable de la Directiva de Hábitat.

Hábitat de fondos blandos infralitorales

Establecer el Buen Estado Ambiental a alcanzar para este tipo de hábitat está condicionado por una etapa previa en la que se determine la distribución natural del sedimento y de las biocenosis asociadas, en el área ocupada por este tipo de hábitat dentro de la demarcación. Determinar qué tipo de biocenosis corresponde para una zona determinada en base a factores como la profundidad o la hidrografía es necesaria, como se indica en apartados anteriores, para establecer una situación de referencia. Esta distribución determinará el BEA en base a la situación de referencia que corresponda para cada zona. Los valores de los indicadores propuestos para el criterio “Estado del hábitat” en zonas de referencia cercanas donde no se hayan identificado ninguna de las presiones descritas determinarán a que valores se debe tender para alcanzar el BEA.

Dado que en este tipo de hábitat tiende a emplazarse un gran número de las presiones ejercidas por el hombre en el medio marino, no es posible establecer un BEA para este tipo de hábitat sin considerar la presencia de estas presiones. De los distintos criterios definidos se ha de asumir que en los referidos a la condición del hábitat se producirán desviaciones respecto a este BEA, puesto que la presencia de distintas presiones en este tipo de hábitat siempre producirá ciertas modificaciones en los indicadores propuestos. De hecho como se indica previamente, es admisible cierto grado de desviación de dichas condiciones causada por las presiones antrópicas sin que esto cause una pérdida significativa de la estructura y función del hábitat, comunidad o población. Sin embargo, sí que es factible alcanzar un estado próximo al BEA para el indicador relacionado con el patrón de distribución.



El conocimiento de la distribución natural de las biocenosis nos permitirá establecer cuando se están produciendo cambios en el indicador patrón de distribución, los cuales han de ser solventados o reducidos al máximo para alcanzar el BEA en este tipo de hábitats. Situaciones en las que se detecten modificaciones en el patrón de distribución de biocenosis, como la presencia de biocenosis de sedimentos muy contaminados, han de ser reducidas al máximo con el fin de alcanzar un estado lo más cercano a un BEA dentro de este criterio. En estos casos, es necesario acometer actuaciones, siempre que sea posible y no se produzcan desviaciones del BEA en otros criterios o zonas, que permitan recuperar la distribución natural de las biocenosis en este tipo de hábitat aunque se estén produciendo desviaciones en otros indicadores p.ej. ligeras modificaciones en la condición del hábitat son asumibles en una zona ocupada por un vertido pero una modificación en el patrón de distribución natural de las biocenosis sería una desviación significativa respecto al BEA.

Por tanto:

- El BEA de la distribución de los diferentes tipos de comunidades de fondos blandos debe ser determinado en base a los patrones de distribución natural de cada tipo en zonas próximas no influenciadas por presiones.

Para el indicador relacionado con la extensión del hábitat, es asumible que una extensión de este hábitat siempre presentará influencia o se encontrará en riesgo de degradación ambiental debido a la presencia de las distintas presiones antrópicas. El BEA para este indicador debe definirse en base a limitar el porcentaje de área en riesgo de degradación a la zona donde se emplace la presión p.e. por lo que se refiere a estructuras portuarias, es asumible que en la zona ocupada por el puerto se produzcan modificaciones en la condición del hábitat, pero la extensión de hábitat afectada debe limitarse al área ocupada por dicha estructura reduciéndose al mínimo la zona de influencia de esta presión.

En conclusión, y en relación al criterio de extensión de las comunidades de fondos blandos:

- Consideraremos que se alcanza el BEA cuando la superficie del área de este tipo de hábitat influenciado por las presiones antrópicas (áreas de influencia portuaria, plumas de vertidos, etc.) tienden a reducirse o mantenerse dentro de unas áreas de influencia razonables.

Modificaciones en los indicadores del criterio estado del hábitat: i) condición de la comunidad de invertebrados bentónicos, ii) abundancia relativa de grupos con distinto nivel de tolerancia y iii) condiciones de parámetros físico-químicos del sedimento, únicamente han de detectarse en el área ocupada por las distintas presiones y son asumibles hasta cierto punto, de modo que es necesario que en estos indicadores se detecte una tendencia a su mejora para alcanzar un estado lo más próximo posible al BEA en evaluaciones futuras. De modo que se considerará una desviación significativa



del BEA para este indicador cuando se detecten modificaciones en la condición del hábitat en la zona de influencia de las presiones identificadas.

Por lo tanto, el BEA para el criterio condición del hábitat se obtendrá cuando se detecten:

- ligeras modificaciones en los valores de los indicadores propuestos para áreas ocupadas por las presiones antrópicas identificadas, y valores similares a los establecidos como referencia en áreas influenciadas o alejadas de estas presiones.

Hábitat rocoso infralitoral

El hábitat rocoso infralitoral presenta una gran variabilidad, su patrón espacial está determinado por procesos geológicos y ecológicos y sus límites son estables a corto plazo. Es relativamente viable definir el Buen Estado Ambiental (BEA) basándose en indicadores de distribución y extensión del hábitat rocoso debido precisamente a que su estabilidad a largo plazo solo es alterada por determinados tipos de presiones antrópicas muy frecuentes en zonas costeras. Sin embargo, para ello es necesario hacer un esfuerzo en la realización de cartografías (bionómicas, batimétricas etc.) de alta resolución, y un posterior análisis con el fin de completar la descripción de tipologías de hábitat basadas en características y complejidad del hábitat y definir el patrón espacial del hábitat basado en índices paisajísticos. La no alteración de estos patrones nos indicará un BEA. Por el contrario, la disminución en el número de polígonos o cambios en la forma de los mismos pueden ser debidos a procesos de enterramientos, cambios en la dinámica costera o destrucción física del hábitat asociados principalmente a la realización o presencia de obras e infraestructuras costeras. Este tipo de indicadores serán además aplicables a otros descriptores de la DMEM como el 6 (integridad del fondo marino). En cuanto a la extensión, en este hábitat al igual que el patrón de distribución es un indicador estable, e identificar el BEA pasa por poseer una base cartográfica de precisión, especialmente en los arrecifes rocosos con componentes importantes de origen biogénico (p.ej. plataformas de *Dendropoma paetrum* o terrazas de *Lithophyllum byssoides*). En estos últimos, con la información adecuada es posible detectar recuperación e incrementos en la superficie del hábitat a medio-largo plazo desde situaciones previas de sub-BEA (destrucción del hábitat). Por lo tanto la estabilidad o incremento de la superficie serán indicativos de un buen estado ambiental en relación al indicador de superficie del hábitat.

- El BEA de los descriptores de extensión y patrón de distribución del hábitat roca infralitoral es que los valores de dichos descriptores se mantengan estables.

Los indicadores para evaluar el estado o condición del hábitat rocoso se basan principalmente en la riqueza de especies, la diversidad específica, asociaciones, biocenosis y/o comunidades, sin embargo estos valores varían en función de parámetros como la profundidad, la complejidad estructural, topografía etc. (p.ej. la



complejidad del hábitat favorece la riqueza de especies y su abundancia). Para poder definir el BEA de la condición del hábitat, es necesario en primer lugar caracterizar y categorizar todas las unidades de hábitat rocoso en las diferentes zonas, identificando los caracteres intrínsecos y peculiaridades de cada tipo. Es necesario aplicar un indicador idóneo que identifique las diferentes peculiaridades y a la vez sea capaz de detectar los impactos antrópicos. En la actualidad no existe la información necesaria en todos y cada uno de los polígonos cartográficos rocosos, para poder aplicar los indicadores de condición del hábitat. Falta información a nivel de especie, e indicadores como riqueza o diversidad no pueden ser calculados, a excepción de unidades puntuales. Es necesario realizar estudios de caracterización y seguimiento que aporten información suficiente. En este sentido herramientas como la Suficiencia Taxonómica o el uso de grupos representativos y/o funcionales (poblamientos ícticos, macrófitos, etc.), reducen costes relacionados con la precisión o la intensidad de la identificación taxonómica.

En conclusión:

- Podemos definir el BEA en relación a los descriptores de condición de hábitat, como aquel en que los valores de los diferentes descriptores/indicadores de condición o estado del hábitat arrecife rocoso analizados tanto por separado como de forma conjunta por índices multimétricos, no se desvían significativamente de los medidos en aquellos hábitat rocosos sin alteración antrópica que coinciden en las características básicas estructurales (profundidad, topografía, distancia a costa, hábitat circundante etc.). La determinación del BEA y la capacidad de alcanzar esta condición, hace necesario la realización de estudio que establezcan los niveles de referencia de cada descriptor en cada región de la demarcación y para cada tipología.

3.3. Nivel de ecosistema

- Los ecosistemas marinos mantienen una estructura y funcionamiento acordes con las situaciones fisiográficas, geográficas y climáticas reinantes, en los cuales la diversidad de especies y hábitats se mantiene, así como la complejidad de sus relaciones tróficas. Las presiones humanas no condicionan el mantenimiento de los ecosistemas, y se garantiza su continuidad mediante un aprovechamiento sostenible de sus bienes y servicios.
- El valor de “talla máxima media” de las especies de peces e invertebrados demersales más relevantes, como indicador del estado de los ecosistemas demersales, se mantiene o incrementa, respecto a los valores detectados en la presente evaluación inicial.
- El indicador de “estado de conservación de los peces” (CSFa) como herramienta integradora del análisis del estado de conservación de los ecosistemas, se mantiene o disminuye, respecto a los valores detectados en la presente evaluación inicial, y se



sitúa siempre por debajo del 1. Del mismo modo, el indicador de “estado de conservación de los peces” (CSFb) se mantiene estable o aumenta, lo cual implica que la proporción de individuos “grandes” de las especies vulnerables a la pesca se mantienen estables o incluso se están recuperando, respectivamente.



4. REFERENCIAS

- Abelló, P., J. Bertrand, L. Gil de Sola, C. Papaconstantinou, G. Relini and A. Souplet (eds.). 2002. Mediterranean Marine demersal resources: The MEDITS (International Trawl Survey in the Mediterranean) project (1994-1999). *Sci. Mar.*, 66(Suppl.2) 280 pp.
- Aguado-Giménez F., Marín A., Montoya S., Marín-Guirao L., Piedecausa A., García-García B. 2007. Comparison between some procedures for monitoring offshore cage culture in western Mediterranean Sea: sampling methods and impact indicators in soft substrata. *Aquaculture* 271, 357–370.
- Aquamed, 2007. Fondos del Mediterráneo español. Madrid: Nextcomm S.L. 245 p.
- Atlas Nacional de España (edición de 2004). Sección III, grupo 13. Medio Marino. Madrid: Ministerio de Fomento, Dirección General del Instituto Geográfico Nacional. 37 p.
- Augier, H., 1982. Inventaire et classification des bio-cenoses marines benthiques de la Méditerranée.
- Báez, J.C. (2007). Elaboración de propuesta para reducir las capturas incidentales de Tortuga boba *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) en palangre de superficie en el Mediterráneo Sur-Occidental. Tesis doctoral
- Báez, J.C., Bellido, J. J., Ferri-Yáñez, F., Castillo, J.J., Martín, J.J., Mons, J.L., Romero, D. y Real, R. (2011). The North Atlantic Oscillation and sea surface temperature affect loggerhead abundance around the Strait of Gibraltar. *Scientia Marina*, 75(3): 571-575
- Báez, J.C., Camiñas, J.A. y Rueda, L. (2006). Incidental capture of marine turtle's fisheries of South
- Báez, J.C., Real, R., Bellido, J.J., Macías, D., de la Serna, J.M. y Camiñas, J.A. (2010). Validating an ecological model with fisheries management applications: the relationship between loggerhead by-catch and distance to the coast. *Journal of the Marine Biological Association U.K.*, 91 (6): 1381-1383.
- Báez, J.C., Real, R., García-Soto, C., de la Serna, J.M., Macías, D. y Camiñas, J.A. (2007). Loggerhead turtle by-catch depends on distance to the coast, independent of fishing effort: implications for conservation and fisheries management. *Marine Ecology Progress Series*, 338: 249-256.
- Ballesteros E. 1992. Els fons rocosos profunds amb *Osmundaria volubilis* (Linné) R.E. Norris a les Balears. *Bolletí de la Societat de Història. Natural de les Illes Balears* 35: 33–50.
- Ballesteros, E., 1995. Comunidades algales en el Mediterráneo. En: Zamora Navarro, S., Aguilheiro Díaz, B. & García Hernández, M.P. (eds.) *Aulas del Mar. Acuicultura. Biología Marina*. Universidad de Murcia. pp 99-115.
- Ballesteros, E. et al., (en preparación). Borrador del listado de hábitats del Mediterráneo español.
- Barberà C., Moranta J., Ordines F., Ramón M., de Mesa A., Díaz-Valdés M., Grau A.M., Massutí E., (2012). Biodiversity and habitat mapping of Menorca Channel (western Mediterranean): implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, DOI: 10.1007/s10531-011-0210-1.
- Barea-Azcón J M, Ballesteros-Duperón E, Moreno D (coords.) 2008. Libro Rojo de los Invertebrados de Andalucía. 4 Tomos. Consejería de Medio ambiente. Junta de Andalucía, Sevilla
- Bellan-Santini, D., 1985. The Mediterranean Benthos: Reflections and Problems Raised by a Classification of the Benthic Assemblages. En: Moraitou-Apostolopoulou, M. & Kiortis, V. (eds.) *Mediterranean Marine Ecosystems*. New York: Plenum Press. pp 19-48.
- Bellan-Santini, D. 1994 a. Les biocénoses benthiques, III Substrats durs. En: J. Bellan-Santini, C. Lacaze & C. Poizat (eds.). *Les biocénoses marines et littorales de Méditerranée, synthèse, menaces et perspectives*. Paris: Muséum National d'Histoire Naturelle, Secrétariat de la Faune et de la flore, Collection Patrimoines Naturelles, Vol. 19. Serie Patrimoine écologique. pp 77-87.
- Bellan-Santini D., Bellan G., Bitar G., Harmelin J.G., Perget G. 2002. Manuel d'interprétation des types d'habitats marins pour la selection des sites à inclure dans les inventaires nationaux de sites naturels d'intérêt pour la conservation. Programme des Nations Unies pour l'Environnement, Plan d'Action pour la Méditerranée. 197 pp.
- Bellan-Santini D., Lacaze J.C., Poizat C. 1994. Les biocénoses marines et littorales de Méditerranée,



- synthèse, menaces et perspectives. Collection Patrimoines Naturels, Secrétariat Faune et
- Bellon, L. 1921. - Contribución al estudio de la flora algológica del Mediterráneo español. *Bol. Pesca*, 58: 81-119.
- Bertrand, J.A., L. Gil de Sola, C. Papaconstantinou, G. Relini and A. Souplet. 2002. The general specifications of the MEDITS surveys. *Sci. Mar.*, 66(Suppl. 2): 9-17.
- Blanco, J.C. y González, J.L. (eds.). 1992. Libro Rojo de los vertebrados de España. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Colección Técnica (ICONA). Madrid, 714 pp.
- Blanco, C., Aznar J., Raga J.A. 1995 Cephalopods in the diet of the striped dolphin *Stenella coeruleoalba* from the western Mediterranean during an epizootic in 1990. *J Zool Lond* 237: pp. 151-158.
- Bordehore, C., Ramos-Espla, A.A. & Riosmena-Rodriguez, R. 2003. Comparative Study of Two maerl Beds with Different Otter Trawling History, Southeast Iberian Peninsula. *Aquat. Cons. Mar. Freshw. Ecos.*, 13(S1); S43-S54.
- Briggs J.C. 1974. Marine Zoogeography. McGraw-Hill, New York.
- Brongersma, L. D. 1972. European Atlantic turtles. *Zoologische Verhandlungen* no. 121. E.J. Brill. Leiden. 318 pages
- Bueno del Campo, I. & González García, J.A., 1996. Guía marina de la región de Melilla. Melilla: Ensayos Melitensis, 4. 276 p.
- Calvín, J. C. 2003. Fondos marinos de Murcia. Tipos, paisajes, flora y fauna, estado de conservación y mejores inmersiones. J.C. Calvín (Ed.), Murcia, 301 pp.
- Calvo, M.; Templado, J.; Moreno, D.; Remón, J. M. y Ramos, M. A. (2001). La Reserva Marina de la isla de Alborán: peculiaridades y estado actual de conocimientos sobre su flora y fauna bentónicas. En, González, J. L. y Revenga, S. (eds.): Actas de las I Jornadas Internacionales sobre Reservas Marinas, pp. 53-69. Secretaría General de Pesca Marítima (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación). Madrid.
- Camiñas, J.A. y J.M. de la Serna. (1995). The loggerhead distribution in the western Mediterranean Sea as deduced from captures by the Spanish long line fishery.
- Camiñas, J. A. (1995a). Relación entre las poblaciones de la tortuga boba (*Caretta caretta* Linnaeus 1758) procedentes del Atlántico y del Mediterráneo y efecto de la pesca sobre las mismas en la región del estrecho de Gibraltar. Universidad de Murcia. Universidad del Mar. Aula de Pesquerías. 11 al 15 Septiembre, 1995).
- Camiñas, J.A. (1995b). The loggerhead *Caretta caretta* (Linnaeus 1758) pelagic movements through the Gibraltar Strait.
- Camiñas, J.A. (1997). Relación entre las poblaciones de la tortuga boba (*Caretta caretta* Linnaeus 1758) procedentes del Atlántico y del Mediterráneo en la región del Estrecho de Gibraltar y áreas adyacentes.
- Camiñas, J. A. (1998). Is the leatherback (*Dermochelys coriacea* Vandelli, 1761) a permanent species in the Mediterranean Sea?
- Camiñas, J. A. (2004). Estatus y conservación de las tortugas marinas en España. Pp. 345-380. En: Pleguezuelos, J. M., Márquez, R., Lizana, M. (Eds.). Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Asociación Herpetológica Española, Madrid. 587 pp.
- Camiñas, J.A., Báez, J.C., Valeiras, J. y Real, R. (2006). Differential loggerhead by-catch and direct mortality in surface longline according to boat strata and gear type. *Scientia marina*, 70(4): 661-665.
- Cano N. y Fernández F. 1968. Variación Estacional de la inclinación transversal de las masas de agua atlánticas y mediterráneas en el Estrecho de Gibraltar. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, 136: 23 pp.
- Cañadas, A., R. Sagarminaga and S. García-Tiscar. 2002: Cetacean distribution related with depth and slope in the Mediterranean waters off southern Spain. *Deep Sea Res. Part I: Ocean Res. Pap.*
- Cañadas, A., Sagarminaga, R., De Stephanis, R., Urquiola, E. y Hammond, P. S. (2005). Habitat preference modelling as a conservation tool: Proposals for marine protected areas for



- cetaceans in southern Spanish waters. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15: 495-521.
- Cañadas A. and Hammond P.S. (2006). Model-based abundance estimates for bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) off southern Spain: implications for management. *J Cetacean Res Manage* 8(1):13–27
- Cañadas, A., and R. Sagarminaga. 2007. Conservation Plan proposal for the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Spanish Mediterranean. EC LIFE Nature Project. Sociedad Española de Cetáceos. 136pp.
- Cañadas A, Hammond PS (2008) Abundance and habitat preferences of the short-beaked common dolphin *Delphinus delphis* in the southwestern Mediterranean: implications for conservation. *Endang Species Res* 4:309–331
- Carbonell, A., Martin, P., Ranieri, S.d., team, W., 1998. Discards of the western Mediterranean trawl fleets. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 35: 392-393.
- Carreras C., Pont S., Maffucci F., Pascual M., Barceló A., Bentivegna F., Cardona L., Alegre F., San Félix M., Fernández G. y Aguilar A. 2006. Genetic structuring of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea reflects water circulation patterns. *Mar. Biol.*, 149: 1269-1279.
- Cartes, J.E., Maynou, F., Sardá, F., Company, J. B., Lloris, D. & Tudela, S., 2004. The Mediterranean Deep Sea Ecosystems: An Overview of Their Diversity, Structure, Functioning and Anthropogenic Impacts 8. In: *The Mediterranean deep sea ecosystems: an overview of their diversity, structure, functioning and anthropogenic impacts, with a proposal for conservation*. Málaga: IUCN & Rome: WWF. pp 9-38.
- Casale, P. (2011). Sea turtle by-catch in the Mediterranean. *Fish and Fisheries* 12: 299-316. 469p
- Cavanagh, R. D. y Gibson, C. (2007). El estado de conservación de los peces cartilaginosos (Condictrios) del Mediterráneo. IUCN, Gland, Suiza y Málaga, España.vi + 37 páginas
- Cochrane, S.K.J., Connor, D.W., Nilsson, P., Mitchell, I., Reker, J., Franco, J., Valavanis, V., Moncheva, S., Ekebom, J., Nygaard, K., Serrão Santos, R., Naberhaus, I., Packeiser, T., van de Bund, W.y Cardoso, A.C. (2010). (Editor: N. Zampoukas). MARINE STRATEGY FRAMEWORK DIRECTIVE Task Group 1 Report Biological diversity Joint Report prepared between JRC and DG ENV. <http://www.ices.dk/projects/MSFD/TG1final.pdf>.
- Coggnetti, G., Sara, M. y Magazzu, G. 2001. *Biología marina*, 1ª Edición, Editorial Ariel. 619.
- CODA (2009). *Cetacean Offshore Distribution and Abundance in the European Atlantic (CODA)*, 43pp.
- Compagno, L.J.V. (2001). *Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date.*
- Conde F. y Seoane J.A. 1982. Corología de las especies de algas en relación con ciertos factores ecológicos en el litoral malagueño. *Collectanea Botanica*, 13(2): 783-802.
- Connor, D.W., Allen, J.H., Golding, N., Howell, K.L. Lieberknecht, L.M., Northen, K.O. & Reker, J.B. 2004. *The Marine Habitat Classification for Britain and Ireland. Version 04.05* (internet version: www.jncc.gov.uk/MarineHabitatClassification). Peterborough. Joint Nature Conservation Committee.
- Consejería de Medio Ambiente Junta de Andalucía. www.cma.junta-andalucia.es
- Consejería de Medio Ambiente, 1995-2002. *Andalucía, datos básicos, caracterización física del litoral andaluz.* www.juntadeandalucia.es/medioambiente/pdf_andalucia/relieveysue-lo4_5/caracterizacio_n.jpg
- Consejería de Medio Ambiente, 2007. *Informe: V alores naturales de los Acantilados y fondos marinos de Calahonda-Castell de Ferro y área de Cambriles-Castillo de Baños (Granada)*. 143 p.
- Consejería de Medio Ambiente, 2008. *Apoyo técnico a la gestión sostenible del medio marino. Informe regional*. 72 p.
- Consejería de Medio Ambiente, 2009. *Apoyo técnico a la gestión sostenible del medio marino. Informe regional*. 102 p.



- Consejería de Medio Ambiente, 2010. Apoyo técnico a la gestión sostenible del medio marino. Informe regional. 77 p.
- Convenio de Barcelona. 1976/1995. Convenio para la Protección del Mar Mediterráneo contra la contaminación. Texto del Convenio. 10 Junio 1995. En red: Enero de 2012: <http://www.judicatura.com/Legislacion/2152.pdf>
<http://www.derecho.com/legislacion/boe/77659>
- Convenio de Berna, 1979, relativo a la conservación de la vida silvestre y del medio natural en Europa. Instrumento de ratificación. BOE 235, 1 de octubre de 1986: [https://wcd.coe.int/ViewDoc.jsp?Ref=CM\(2000\)28&Language=lanFrench&Site=COE&BackColorInternet=DBDCF2&BackColorIntranet=FDC864&BackColorLogged=FDC864](https://wcd.coe.int/ViewDoc.jsp?Ref=CM(2000)28&Language=lanFrench&Site=COE&BackColorInternet=DBDCF2&BackColorIntranet=FDC864&BackColorLogged=FDC864)
- Convenio de Bonn, 1979, sobre la conservación de especies migratorias de la fauna silvestre. Ratificado en 1985 (Diario Oficial de la Comunidad Europea 210, 19 de julio de 1982). de Pesca Marítima, MAPA, Madrid, 269 pp. www.cms.int
- Convenio OSPAR. 1995. Convention for the protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic (OSPAR Convention). Text of the convention 22/sept/1992. En red: Enero 2012: www.ospar.org
- Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB). En red Enero de 2012. www.biodiv.org
- Crespo, J., J.A. Camiñas y J.C. Rey. (1988). Considérations sur la presence de Tortues Luth *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) dans la Mediterranée occidentale.
- Davies C.E., Moss, D. 1997. EUNIS Habitat Classification. Final Report to the European Topic Centre on Nature Conservation, European Environment Agency to marine habitats.
- De Juan, S., Demestre, M. 2012. A Trawl Disturbance Indicator to quantify large scale fishing impact on benthic ecosystems. *Ecological Indicators*, 18: 183- 190
- De Souza C.S., Mafalda Jr.P., Salles S., Ramírez T., Cortés D., García A., Mercado J. y Vargas-Yañez J. 2005. Tendencias estacionales y espaciales en la comunidad mesoplanctónica en una serie temporal plurianual en el noreste del Mar de Alborán, España. *Rev. Biol. Mar. Oceanog.*, 40(1): 45-54.
- de Stephanis, R. 2005. Distribución espacial de cetáceos en el Estrecho de Gibraltar en función de parámetros oceanográficos en condiciones estivales. http://www.circe.info/files/de_stephanis_2005.pdf
- de Stephanis, R., P. Verborgh, P. Gauffier y R. Esteban, J. Giménez, J. M. Salazar Sierra, N. Seller, V.a Sánchez Morillas. 2010. Informe sobre posibles impactos producibles por la Ampliación del Puerto de Tarifa en las poblaciones de cetáceos del Estrecho de Gibraltar. <http://circe.biz/files/Informe%20CIRCE%20-%20impactos%20ampliacion%20puerto%20de%20tarifa%20cachalotes%20estrecho%20de%20gibraltar.pdf>
- Delgado M. 1990. Phytoplankton distribution along the Spanish coast of the Alboran Sea. *Sci. Mar.*, 54(2): 169-178.
- Directiva 92/43/CEE del consejo de 21 de mayo de 1992, relative a la conservación de los hábitat naturales y de la fauna y flora silvestre. (Diario Oficial de la Comunidad Europea L206/7, 22 de julio de 1992)
- Elliott M., Nedweel S., Jones N.V., Read S., Cutts N.D., Hemingway K.L. 1998. Intertidal sand and mudflats and subtidal mobile sandbanks (Volume II). An overview of dynamic and sensitivity characteristics for conservation mangement of marine SACs. Scottish Association for Marine Science, Oban, for the UK Marine SAC Project (www.ukmarinesac.org.uk/pdfs/sandmud.pdf.)
- EUNIS. 2001. European Nature Information System, 2001. EUNIS Habitat Clasification. Versión 2.2. <http://mrw.wallonie.be/dgrne/sibw/EUNIS/home.html>
- European Commission. (2010). On criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters. EU COM Decision 2010/477/EU. Official Journal of the European Union. L232. 2.9.2010.



- European Commission. (2011a). Commission Staff Working Paper. Relationship between the initial assessment of marine waters and the criteria for good environmental status. Brussels, 14.10.2011SEC(2011) 1255 final.
- European Commission. (2011b). Recommendation on reporting in 2012 for the Marine Strategy Framework Directive. Informal Meeting of EU Water directors and EU Marine Directors. Warsaw, Poland, 7th – 9th December 2011. DOC 5.
- European Register of Marine Species, 2002. <http://erms.biol.soton.ac.uk>
- EUSeaMap (<http://incc.defra.gov.uk/>)
- FAO Species Catalogue Vol. 11. Sea turtle of the World.
- Fernández, R., Santos, B., Pierce, G. J., Llavona, A., López, A., Silva, M., Ferreira, M., Carrillo, M., Cermeno, P., Lens, S. y Piertney, S. B. (2011). Fine-scale genetic structure of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in Atlantic coastal waters of the Iberian Peninsula. *Hydrobiologia*, 670: 111-125.
- Fernández-Torquemada, Y., González-Correa, J.M., Loya, A., Ferrero, L.M., Díaz-Valdés, M., Sánchez-Lizaso, J.L., 2009. Dispersion of brine discharge from a seawater reverse osmosis desalination plants. *Desalination and Water Treatment* 5, 137-145.
- Fernández-Torquemada, Y., Sánchez-Lizaso, J.L., 2005a. Effects of salinity on leaf growth and survival of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 320, 57-63.
- Fernández-Torquemada, Y., Sánchez-Lizaso, J.L., González-Correa, J.M., 2005b. Preliminary results of the monitoring of the brine discharge produced by the SWRO desalination plant of Alicante (SE Spain). *Desalination* 182, 395-402.
- Ferreti, F., R.A. Myers, F. Serena y H.K. Lotze. (2008). Loss of large predatory sharks from the Mediterranean Sea.
- Flores Moya A. 1989. Estudio biogeográfico del macrofitobentos de la Punta de Calaburras (Mijas Costa, Málaga). Influencia de la luz y la temperatura en la desaparición estival de *Laurencia pinnatifida* (Huds.) Lamour (Rhodomelacea, Rhodophyta). Tesina de Licenciatura. Universidad de Málaga.
- Forcada, J. and P. Hammond. 1998. Geographical variation in abundance of Striped and Common Dolphins of the Western Mediterranean. *Journal of Sea Research*. 39(3-4):313-325
- Fraschetti S., Terlizzi A., Boero F. 2008. How many habitats are there in the sea (and where)? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366: 109– 115
- Galil B., Frogliá C. y Noël P. 2002. CIESM atlas of Exotic Species in the Mediterranean. Vol. 2. Crustaceans : decapods and stomatopods. (F. Briand Ed.) Monaco, 192 pp.
- García, E., Invers, O., Manzanera, M., Ballesteros, E., Romero, J., 2007. Impact of the brine from a desalination plant on a shallow seagrass (*Posidonia oceanica*) meadow. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 72, 579-590.
- García Chartón, J.A. y Perez-Ruzafa, A. 2000. Spatial pattern and the habitat structure of Mediterranean rocky reef fish local assemblage. *Marine Biology* : 917-934.
- García-Raso, J.E., Luque, A.A., Templado, J., Salas, C., Hergueta, E., Moreno, D. & Calvo, M., 1992. Fauna y flora marinas del Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar. Madrid. 288 p.
- García Raso J.E. y García Muñoz J.E. 2009. El mar de Alborán lugar de encuentro, paso y/o frontera para especies marinas. Capítulo 6. En: Proyecto Andalucía. Naturaleza. Ecología II. Vol XXIX (X. Niell Coord.) ISBN: 978-84-936736-1-1 Publicaciones Comunitarias - Grupo Hércules. A Coruña. 175-192.
- García Raso J.E., Gofas S., Salas C., Manjón-Cabeza M.E., Urra J. y García Muñoz J.E. 2010. El mar más rico de Europa: Biodiversidad del litoral occidental de Málaga entre Calaburras y Calahonda. Edit. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. 1-138.
- García-Barcelona, S., Macías, D., Ortiz de Urbina, J.M., Estrada, A., Rea, I R. y Báez, J.C. (2010). Modelling abundance and distribution of seabird by-catch in the Spanish Mediterranean longline fishery. *Ardeola*, 57 (supplement): 65-78.



- García-Gómez, J.C. (coord.), 1997. *Naturaleza de Andalucía. Tomo 2. El Mar*. Sevilla: Ediciones Giralda, S.L. 447 p.
- García-Gómez, J.C., F.Ruíz y L. Olaya. 2006. La biota marina del Parque Natural del Estrecho de Gibraltar y áreas limítrofes. *En: Ocaña, A. y P.M. Sánchez Castillo (eds.). 2006. Conservación de la Biodiversidad y Explotación sostenible del Medio Marino*. Ed. Gráficas Alhambra. 381pp.
- García-Gómez, J.C., 2007. Andalucía. *En: Fondos del Mediterráneo español*. Madrid: Aquamed. Nextcomm S.L. pp 195-218.
- García Núñez, N.E. 2008. *Tiburones: conservación, pesca y comercio internacional*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid. 117 p.
- Gil de Sola, L. 1999. *ICTIOFAUNA DEMERSAL DEL MAR DE ALBORÁN: DISTRIBUCIÓN, ABUNDANCIA Y ESPECTRO DE TAMAÑOS*. Universidad de Málaga. 630pp.
- Gofas S., Salas C. y Moreno D. (Coordinadores) 2011. *Moluscos marinos de Andalucía - I - Introducción general, clase Solenogastres, Clase Caudofoveata, Clase Polyplacophora y clase Gastropoda (Prosobranchia). 1-342. II – Clase Gastropoda (Heterobranchiata), clase Bivalvia, clase Scaphopoda, clase Cephalopoda, glosario, índices. 343-789*. Servicio de publicaciones e intercambio científico. Universidad de Málaga.
- Golani, D., Orsini-Relini L., Massutí E. Y Quignard J.P. 2002. *CIESM atlas of exotic species in the Mediterranean. Vol. 1. Fishes (ed. F. Briand)*. Monaco. CIESM Publishers.
- González García, J. A. García Peña H. y Bueno del Campo, I. 2005. *Especies singulares y protegidas de la flora y fauna de Melilla e islas Chafarinas*. Fundación Gaselec, Melilla, 264 pp.
- González García, J.A., 1994. *La flora marina de Melilla. Ensayos Melitensis 2*. 212 p.
- Greenstreet S.P.R., Rogers S.I, Rice J.C, Piet G.J, Guirey E.J, Fraser H.M, and Fryer R.J. 2011. *Development of the EcoQO for the North Sea fish community*. *ICES Journal of Marine Science*, 68: 1-11.
- Groombridge, B. (1994). *Marine Turtles in the Mediterranean: Distribution, population status, conservation*.
- Greze V.N., Covalev A.V., Baldina E.P., Bileva O.K. y Shmemeva A.A. 1985. *Zooplankton transfer through the Gibraltar Strait and peculiarities of its taxonomic composition and distribution in adjacent areas*. *Inv. Pesq.*, 49: 3-13.
- Groombridge, B. (1994). *Marine Turtles in the Mediterranean: Distribution, population status, conservation*.
- Guiry, M.D. & Nic. D'onncha, E., 2002. *Algae Base World Wide Web Electronic Publication*. <http://algaebase.com>
- Hernández-Molina F.J. 1993. *Dinámica sedimentaria y evolución durante el Pleistoceno terminal-Holoceno del margen noroccidental del Mar de Alborán. Modelo de estratigrafía secuencial de muy alta resolución en plataformas continentales*. Tesis Doctoral, Univ. Granada, Granada, 617 pp.
- Hill, S., Burrows, M.T. y Hawkins, S.J. 1998. *Intertidal reef biotopes (Volume VI): An overview of dynamic and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs*. Scottish Association for Marine Science (UK Marine SACs Project). 84 pp.
- Hofrichter, R. (coord.). 2004. *El Mar Mediterráneo. Fauna, Flora, Ecología. II/1 – Guía sistemática y de identificación (bacterias, microflora, microfauna, flora marina, invertebrados primitivos)*. Ediciones Omega, Barcelona, 849 pp.
- ICCAT (2005). *Asunto: solicitud de estadísticas de túnidos y tiburones atlánticos en la zona del convenio*. *Boletín Estadístico, Vol.40 (1960-2009)*.
- ICCAT.(2005). *Boletín estadístico, vol. 35*. Madrid, 14 de febrero de 2005.
- ICCAT (2009). *Informe de la reunión de evaluación del stock de marrajo sardinero de 2009 SCI-032/2009 (SCRS/2009/014) (Copenhague, Dinamarca, 22 a 27 de junio de 2009)*.
- ICCAT (2010). *Informe de la sesión de evaluación 2010 del stock de atún rojo del Atlántico (Madrid, España 6-12 de septiembre 2010)*.



- ICCAT (2011). Informe de las sesiones de evaluación de los stocks de atún blanco del Mediterráneo y del Atlántico Sur. Madrid 25 a 29 de julio 2011.
- IUCN. 2012. Redlist of the threatened species (www.iucnredlist.org)
- Jennings S, Kaiser MJ. 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 34: 201-352.
- Jennings, S., Greenstreet, S.P.R. y Reynolds, J.D. (1999). Structural change in an exploited fish community: a consequence of differential fishing effects on species with contrasting life histories. *Journal of Animal Ecology*, 68: 617-627.
- Jennings, S., Reynolds, J.D. y Mills, S.C. (1998). Life history correlates of responses to fisheries exploitation. *Proceedings of the Royal Society London B*, 265: 333-339.
- Jennings, S., S.P.R. Greenstreet y J.D. Reynolds. (1999). Structural change in an exploited fish community: a consequence of differential fishing effects on species with contrasting life histories. *Journal of Animal Ecology*, 68: 617-627.
- JNCC . 2006. Common Standards Monitoring for Designated Sites: First Six Year Report (Williams, J.M., ed.) Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
- Junta de Andalucía. 2010. Informe. 2010. Apoyo técnico a la gestión sostenible del medio marino. Consejería de Agricultura y Pesca Junta de Andalucía. Informe Regional 2009.
- Lanoix F. 1974. Projet Alborán. Etude hydrologique et dynamique de la mer d'Alboran. Teaching Report, 66, North Atlantic Treatise Organization, Brussels.
- Lewison, R. L., Freeman, S.A. y Crowder, L.B. (2004). Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles. *Ecology Letters* (7): 221–231.
- Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino. Boletín Oficial del Estado (BOE) 30 de diciembre de 2010, 317: 108464-108488.
- LIC Andalucía. 2012. <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente>
- López-González, P. J. 1993. Taxonomía y zoogeografía de los antozoos del Estrecho de Gibraltar y áreas próximas. Tesis Doctoral, Universidad de Sevilla, 568 pp.
- López-González, P. J. y Medel, M. D. 2004. Cnidarios. Fauna andaluza. Pp. 187-222. En: Tinaut, J. A. y Pascual, F. (eds.). Proyecto Andalucía. Naturaleza XIII, Zoología I. Principios básicos e historia de la zoología, los albores del mundo animal, los primeros triblásticos, los animales pseudocelomados. Publicaciones Comunitarias, Grupo Hércules, Sevilla.
- López-Jurado, L. F., J.A. Mateo y A. Andreu. (1997). *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761). Pp. 446-448. En: Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal.
- Luque, A.A. y Templado, J. (coords)., 2004. *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 336 p.
- Lutz Peter L. & Musick John A. (eds). 1997. *The Biology of Sea Turtles*, Vol. 1 by CRC Press, Boca Raton (USA).
- Macías, D., Báez, J.C., García-Barcelona, S. y Ortíz de Urbina, J.M. (2012). Dolphinfish bycatch in Spanish Mediterranean large pelagic longline fisheries, 2000-2010. *The Scientific World Journal*, ID 104389, 9 pp.
- MAGRAMA. 2006. Estudio ecocartográfico del litoral de la provincia de Málaga. Ministerio de medio ambiente y medio rural y marino. 2006.
- MAGRAMA. 2009. Estudio ecocartográfico del litoral de las provincias de Granada, Almería y Murcia. Ministerio de medio ambiente y medio rural y marino. 2009.
- Magurran, L. 1988. Mediciones de la diversidad. Madrid. Pirámide. 128p.
- Margalef, R. (ed.). 1985. *Western Mediterranean*. Pergamon. P. 363.
- Margaritoulis, D., R. Argano, I. Baran, F. Bentivegna, M.N. Bradai, J.A. Camiñas, P. Casale, G. De Metrio, A. Demetropoulos, G. Gerosa, B.J. Godley, D.A. Haddoud, J. Houghton, L. Laurent y B. Lazar. (2003). Loggerhead turtles in the Mediterranean sea: present knowledge and conservation perspectives.
- Massutí E., Reñones O. 2005. Demersal resource assemblages in the trawl fishing grounds off the



- Balearic Islands (western Mediterranean). *Scientia Marina* 69: 167-181.
- Mercado J.M., Ramírez, T., Cortés, D., Sebastián, M. y Vargas-Yañez, M. 2005. Seasonal and Inter-annual variability of the phytoplankton communities in an upwelling area of the Alborán Sea (SW Mediterranean Sea). *Scientia Marina* 69 (4), 451-465.
- Micheli F. 2011. A map of cumulative human impacts on Mediterranean marine ecosystems. NCEAs, <http://globalmarine.nceas.ucsb.edu/mediterranean/>
- Millot C. 1987. Circulation in the Western Mediterranean Sea. *Oceanologica Acta* 10(2): 143-149.
- Monzón-Arguello, C., Rico, C., Naro-Maciél, E., Varo-Cruz, N., López, P., Marco, A. y López-Jurado, L.F. (2010). Population structure and conservation implications for the loggerhead sea turtle of the Cape Verde Islands. *Conservation Genetics*, 11: 1871-1884.
- Moreno, D., J. Guirado y R. Mendoza. 2006. El arrecife artificial de Cabo de Gata: una década de gestión activa del medio marino. *En: Ocaña, A. y P.M. Sánchez Castillo (eds.). 2006. Conservación de la Biodiversidad y Explotación sostenible del Medio Marino. Ed. Gráficas Alhambra. 255-293 p.*
- Notarbartolo di Sciara G. and Birkun A. 2010. Conserving whales, dolphins and porpoises in the Mediterranean and Black Seas: an ACCOBAM Sstatus report, 2010. ACCOBAMS and Department of External Relations, Principality of Monaco. 212 p.
- Ocaña, A. y P.M. Sánchez Castillo (eds.). 2006. *Conservación de la Biodiversidad y Explotación sostenible del Medio Marino*. Ed. Gráficas Alhambra. 381pp.
- Ocaña, O. y A. García-de-los-Ríos. (2002): Las poblaciones de tortugas marinas y cetáceos de la región de Ceuta y áreas próximas. Estudio faunístico, ecológico, veterinario y de la distribución de las especies de cetáceos y tortugas marinas de la Región de Ceuta.
- OCEANA (2008). Guía de los Elasmobranchios de Europa.
- OCEANA (2009). Lucha por los tiburones amenazados. La tragedia de las especies sin gestión pesquera.
- Ordines F., Massutí E. 2009. Relationships between macro-epibenthic communities and fish on the shelf grounds of the western Mediterranean. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19: 370-383.
- OSPAR Commission (2011). MSFD advice manual on biodiversity. Approaches to determining good environmental status, setting of environmental targets and selecting indicators for Marine Strategy Framework Directive descriptors 1, 2, 4 and 6.
- Paracuellos, M., Nevado, J.C. & Mora, J.F. (dirs.), 2006. Entre África y Europa. Historia natural de la Isla de Alborán. Sevilla: Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente). 264 p.
- Parrilla, G. and T. H. Kinder. 1987. Oceanografía física del mar de Alborán. *Bol. I E O.* 41(1): 133-165.
- Pérès J.M., Picard J. 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume. Bulletin nº34, fasc. Nº7. 137 pp.
- Pérès J.M. 1967. The Mediterranean Benthos. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 5: 449-533.
- Pérès, J. M. 1982. Zonations and Organismic Assemblages. *In: O. Kinne (ed), Marine Ecology* 5 (1) pp 9-46, John Wiley, Chichester, London.
- Pfannschmidt S., Heß M., Melzer R. Hofrichter R., Wilke M. Türkay M., Herzer K. 2001. Habitats y biocenosis. *En: R. Hofrichter (ed) El Mar Mediterráneo. Fauna, flora, ecología. Parte I. Ediciones Omega. Barcelona. pp 288-423.*
- Piet, G., Lutchman, I. y Jennings, S. (2007). Report of the *ad hoc* Meeting of independent experts on Indicators and associated data requirements to measure the impacts of fisheries on the marine ecosystem. 32 pp.
- Piha, H., Zampoukas, N. 2011. Review of the methodological standards related to the marine strategy framework directive criteria on good environmental status. *JRC Scientific and Technical Report*.
- PNUMA-PAM-CAR/ZEP. 2008. Plan de acción para la conservación del coralígeno y las demás bioconcreciones calcáreas del Mediterráneo. Ed. RAC/SPA Tunis: 21 pp.
- Pleguezuelos, J. M., Márquez, R., Lizana, M. (Eds.) 2004. Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de



- España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Asociación Herpetológica Española, Madrid. 587 pp.
- Quignard J. P. y Tomasini J.A. 2000. Mediterranean Fish Biodiversity. *Biol. Mar. Mediterr.*, 7(3): 1-66.
- Ramírez, T. 2007. Variabilidad hidrológica y dinámica biogeoquímica en el sector noroccidental del Mar de Alborán. Tesis Doctoral, Universidad de Málaga.
- Reid, J. B., Evans, P. y Northridge, S. P. (2003). Atlas of cetacean distribution in North West European waters. In T. J. N. C. Committee [eds.]. 41pp.
- Rey, J. y Medialdea, T. (1989). Los sedimentos cuaternarios superficiales del margen continental español. *Pub. Espec. Inst. Esp. Oceanogr.*, 3: 29 pp., 7 mapas
- Robles, R. (2010). Conservación y desarrollo sostenible del mar de Alborán / Conservation et développement durable de la mer d'Alboran. Gland, Suisse et Malaga, Espagne: UICN.
- Rodríguez, J., 1982. Oceanografía del mar Mediterráneo. Madrid: Pirámide. 174 p.
- Rodríguez J. 1983. Estudios de una comunidad zooplanctónica nerítica en el Mar de Alborán: II. Ciclo del zooplancton. *Bol IEO* 1(1): 19-44.
- Rodríguez, J., Reul, A. Rodríguez, V. 2006. Oceanografía y ecología del Plancton en el Mar de Alborán. En: Ocaña, A. y P.M. Sánchez Castillo (eds.). 2006. *Conservación de la Biodiversidad y Explotación sostenible del Medio Marino*, pp. 1-19, Ed. Gráficas Alhambra. 381pp.
- Rodríguez, J. y J. Ruíz. 2010. Conservación y protección de ecosistemas marinos: conceptos, herramientas y ejemplos de actuaciones. *Ecosistemas* 19(2):5-23.
- Rodríguez, J. J.M. Blanco, V. Rodríguez y A. Reul. 2011. Anexo: Aproximación ecosistémica a la conservación y desarrollo sostenible del mar de Alborán: modelo conceptual del ecosistema. En: Robles, R. (2010). *Conservación y desarrollo sostenible del mar de Alborán*. Gland, Suisse et Malaga, Espagne: UICN.
- Ros, J., Romero, J., Ballesteros, E. & Gili, J.M. 1985. Diving in blue water: the benthos. In *Western Mediterranean*, R. Margalef (ed.), Oxford: Pergamon, 233-295.
- Rosenberg R., Blomqvist M., Nilsson H.C., Cederwall H., Dimming A. 2004. Marine quality assessment by uses of benthic species abundance distributions: a proposed new within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 49, 728-739.
- Rubín J. P. 2001. Biological Oceanography: Ichthyoplankton. 6-7. In: Pereda P., J. Baro, R. Abad, A. Giráldez, L. Gil de Sola, V. Díaz del Río, M. Vargas, A. García, M. González & A. Ramos. Definition and limits of the Alboran Sea North as a Management Unit in the framework of the General Fisheries Commission of the Mediterranean (GFCM) http://www.faocopemed.org/reports/sac/2001/wd_mu_wg_2001.pdf
- Rubin J.P. 1997. El ictioplancton estival en el mar de Alboran y estrecho de Gibraltar: Composición cualitativa-cuantitativa y distribución espacial (Julio de 1993) *Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr.* 24
- Rubín J.P., Cano N., Rodríguez V., Blanco J.M., Jiménez Gómez F., Rodríguez J., García Lafuente J., Echevarría F., Guerrero F., Escámez J., Hernández-Guerra A. y Chabani M. 1997. Relaciones del ictioplancton con la hidrología, biomasa fitoplanctónica, oxígeno disuelto y nutrientes, en el mar de Alborán y estrecho de Gibraltar (julio de 1993). In: J. P. Rubín (ed.), *La influencia de los procesos fisicoquímicos en la composición y distribución del ictioplancton estival en el mar de Alborán y estrecho de Gibraltar*, pp. 75-84. *Pub. Esp. I E O.*, 24. Madrid.
- Ruiz, J.M., Marin-Guirao, L., Sandoval-Gil, J.M., 2009. Responses of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* to in situ simulated salinity increase. *Botanica Marina* 52, 459-470.
- SAP/BIO Protocol -Barcelona Convention-. 2003. Protected species. Present in Italy
- SCRS. 2010. Standing Committee on Research and Statistics. 127
- SECEG (1982). Estudio monográfico sobre geología del Estrecho de Gibraltar. Madrid, 194 pp.
- Serrano, A., Preciado, I., Abad, E., Frutos, I. 2008. Spatial distribution patterns of demersal and epibenthic communities on the Galician continental shelf (NW Spain). *Journal of Marine Systems*, 72: 87-100.
- Serrano, A., Rodríguez-Cabello, C., Sánchez, F., Velasco, F., Olaso, I. and Punzón, A. 2010. Effects of



- anti-trawling artificial reefs on ecological indicators of inner shelf fish and invertebrate communities in the Cantabrian Sea (Southern Bay of Biscay). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 91: 623-633.
- Serrano, A., Sánchez, F., García-Castrillo, G. 2006. Epibenthic communities of trawlable rounds of the Cantabrian sea. *Scientia Marina*, 70, pp 149-159.
- Shannon, C.E. y Weaver, W. (1949). The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana, Illinois, USA.
- Shepard S, Reid DG, Greenstreet SPR. 2011. Interpreting the large fish indicator for the Celtic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 68: 1163-1972.
- Shin, Y.J., Rochet, M.J., Jennings, S., Field, J.G. y Gislason, H. (2005). Using Size-based Indicators to Evaluate the Ecosystem Effects of Fishing. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 384-396.
- Simboura N., Zenetos A. 2002. Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new biotic index. *Mediterranean Marine Science* 3, 77–111
- Subida M.D., Drake P., Jordana E., Marvric B., Pinedo S., Simboura N., Torres J., Salas F., 2012. Response of different biotic indices to gradients of organic enrichment in Mediterranean coastal waters: Implications of non-monotonic responses of diversity measures. *Ecological Indicators* 19, 106-117
- Templado, J., Calvo, M., García-Carrascosa, A. M., Boisset, F. y Jiménez, J. 2002. Flora y fauna de la Reserva Marina de las Islas Columbretes. Secretaría General de Pesca Marítima, MAPA, Madrid, 263 pp.
- Templado, J., Calvo, M., Moreno, D., Flores, A., Conde, F., Abad, R., Rubio, J., López-Fé, C.M. & Ortiz, M., 2006. Flora y fauna de la Reserva Marina y Reserva de Pesca de la Isla de Alborán. Madrid: Secretaría General de Pesca Marítima, MAPA. 269 p.
- Templado, J., Capa, M., Guallart, J. y Luque, A., 2009. 1170 Arrecifes. En: VV.AA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 142 p.
- Tomás, J., Fernández, M. y Raga, J.A. (2003). Sea turtles in Spanish Mediterranean waters: surprises in 2001. *Marine Turtle Newsletter* 101:1-3.
- UNEP. Mediterranean Action Plan – UNEP Regional Activity Centre for Specially Protected Areas. Interaction of Marine Turtles with Fisheries in the Mediterranean.
- UNEP MAP RAC/SPA. 2006. Proceedings of the first symposium on the mediterranean action plan for the conservation of marine and coastal birds. Aransay N. edit., Vilanova i la Geltrú, (Spain), 17-19 November 2005, RAC/SPA pub. Tunis: 103p.
- United Nations Conference on Environment and Development (UNCED). 1992. Agenda 21 - Program of Action for Sustainable Development: Rio Declaration on Environment and Development, United Nation Conference on Environment and Development, June 1992, Rio de Janeiro, Brazil. New York: United Nations.
- UNEP-MAP, MCSD (2001): Strategic review for sustainable development in the Mediterranean region.
- UNEP-EEA. 2006. Priority issues in the Mediterranean environment. *EEA Report I num 4/2006*.
- UNEP-MAP RAC/SPA. 2003. Action Plan for the conservation of the cartilaginous Fishes (Chondrichthyans) in the Mediterranean Sea. Ed. RAC/SPA. Tunis. 56pp. http://cmsdata.iucn.org/downloads/med_shark_rep_en_1.pdf
- UNEP-MAP RAC/SPA. 2006. Proceedings of the first symposium on the mediterranean action plan for the conservation of marine and coastal birds. Aransay N. edit., Vilanova i la Geltrú, (Spain), 17-19 November 2005, RAC/SPA pub. Tunis: 103p.
- UNEP-MAP RAC/SPA 2010. The Mediterranean Sea Biodiversity: state of the ecosystems, pressures, impacts and future priorities. By Bazairi, H., Ben Haj, S., Boero, F., Cebrian, D., De Juan, S., Limam, A., Leonart, J., Torchia, G., and Rais, C., Ed. RAC/SPA, Tunis; 100 pages.
- Van de Bund & A.C. Cardoso. 2010. (Editor: N. Zampoukas). Marine Strategy Framework Directive Task Group 1 Report Biological diversity Joint Report prepared between JRC and DG ENV.



- Vives F., Santamaría G. y Trepal I. 1975. El zooplancton en los alrededores del estrecho de Gibraltar, en junio-julio de 1972. Res. Exp. Cient. B/O "Cornide de Saavedra" 4: 1-100.
- VV.AA., 2009. Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino
- WWF El atún rojo del Atlántico oriental y del Mediterráneo. Propuesta para un Santuario en el Mediterráneo occidental (2009).
- Zenetos A., Gofas S., Verlaque M., Cinar M., García Raso J.E., Bianchi C.N., Morri C., Azzurro E., Bilecenoglu M., Frogliá C., Siokou I., Violanti D., Sfriso A., San Martín G., Giandgrande A., Katağan T., Ballesteros E., Ramos Esplá A., Mastrototaro F., Ocaña O., Zingone A., Gambi M.C. and Streftaris N. 2010. Alien species in the Mediterranean Sea by 2010. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part I. Spatial distribution. *Mediterranean Marine Science* 11/2, 2010, 373-379.



Anexo I

Glosario de términos¹

Comunidad: La comunidad (llamada también comunidad biótica) es un nivel de organización natural que incluye todas las poblaciones de un área dada y en un tiempo dado.

Ecosistema: Es una porción termodinámicamente abierta de la biosfera o "conjunto de componentes de tipo biótico y abiótico que interactúan a través del intercambio de materia y energía con otros componentes que pertenecen al mismo sistema y/o con componentes pertenecientes a otros sistemas." El componente biótico está compuesto por los organismos vivos que se organizan en comunidades y el medio ambiente abiótico correspondiente componente físico que también se conoce como geotopo.

Ecotipo: aplicado en el documento para definir a un subgrupo de especies de un mismo ecotipo, pero que además comparten una misma función dentro del ecosistema con similitudes en el nicho ecológico y trófico, e.g. peces y elasmobranquios demersales, pequeños peces pelágicos, etc.

Especie: Es una clasificación taxonómica que se aplica al grupo o comunidad de individuos que pueden cruzarse entre sí real o potencialmente.

Especie predominante: Aplicada a especies muy abundantes en regiones, hábitats o zonas concretas. En ocasiones el nombre de la especie se utiliza para denominar un hábitat concreto en el que su presencia es determinante para identificar el hábitat, en general especies sésiles o bentónicas.

Especies oportunistas (o tipo r): este término se aplica en este documento a especies caracterizadas por su crecimiento rápido, ciclo vital corto alcanzando rápidamente la madurez reproductiva, tamaño relativamente pequeño y alto potencial reproductor que les permite aprovechar al máximo situaciones en las que encuentran condiciones óptimas para su desarrollo. En general se considera que este desarrollo rápido en condiciones favorables puede afectar negativamente a otras especies más sensibles y por lo tanto afectar negativamente a la biodiversidad cuando se detectan estas explosiones poblacionales.

Especies sensibles, vulnerables (o tipo k): este término se utiliza en este documento para referirse a especies caracterizadas por una combinación crecimiento lento, ciclo vital largo, de tamaño relativamente grande (en especial mayor de la talla considerada para definir los peces grandes, 35 cm en la demarcación) y bajo potencial reproductor. Estas condiciones se dan en general en la mayoría de los elasmobranquios, muchas especies de profundidad y diversos grupos de teleósteos pero aún así se ha aplicado a algunas especies que no cumplen alguna de las premisas anteriores, pero si varias de ellas lo que les hace potencialmente más

¹ [En construcción.](#)



vulnerables al impacto de la pesca u otros impactos sobre los ecosistemas que ocupan.

Grupo o tipo funcional: agrupación de especies con similar nivel taxonómico y funcional en los ecosistemas: plancton, invertebrados, peces, reptiles, aves, mamíferos. En ocasiones estos ecotipos se subdividen en distintos ecotipos (ver más arriba) en función de su función, nicho ecológico y trófico.

Hábitat: originalmente en ecología expresaba las condiciones físicas que rodean a una especie, población o comunidad, o en este caso y el mismo sentido de medio ambiente y geotopo. Hoy en día su significado es “el lugar en el que las características abióticas y bióticas pueden permitir la supervivencia de una cierta población”

Hábitat predominante:

Paisaje: “Es una cierta porción de territorio, tal como la percibe la población, cuyo carácter deriva de factores naturales y / o humanos y de su interrelación”.

Población: Se trata de un grupo de individuos de la misma especie que interactúan dinámica-mente entre sí en un área determinada y que tienen características típicas del grupo.



Anexo I. Glosario de términos y acrónimos

Glosario:

Comunidad: La comunidad (llamada también comunidad biótica) es un nivel de organización natural que incluye todas las poblaciones de un área dada y en un tiempo dado.

Descriptor: Característica cualitativa del medio que permite evaluar el estado del medio marino, así en la DMEM y la ley 41/2010 de protección del medio marino se han definido 11 descriptores en los que basar las evaluaciones del medio marino.

Ecosistema: Es una porción termodinámicamente abierta de la biosfera o "conjunto de componentes de tipo biótico y abiótico que interactúan a través del intercambio de materia y energía con otros componentes que pertenecen al mismo sistema y/o con componentes pertenecientes a otros sistemas". El componente biótico está compuesto por los organismos vivos que se organizan en comunidades y el medio ambiente abiótico correspondiente componente físico que también se conoce como geotopo.

Ecotipo o grupo funcional: aplicado en el documento para definir a un subgrupo de especies de un mismo ecotipo, pero que además comparten una misma función dentro del ecosistema con similitudes en el nicho ecológico y trófico, p.ej. peces y elasmobranquios demersales, pequeños peces pelágicos, etc.

Especie: Es una clasificación taxonómica que se aplica al grupo o comunidad de individuos que pueden cruzarse entre sí real o potencialmente.

Especie predominante: Aplicada a especies muy abundantes en regiones, hábitats o zonas concretas. En ocasiones el nombre de la especie se utiliza para denominar un hábitat concreto en el que su presencia es determinante para identificar el hábitat, en general especies sésiles o bentónicas.

Especies oportunistas (o tipo r): en este documento este término se aplica a especies caracterizadas por su crecimiento rápido, ciclo vital corto alcanzando rápidamente la madurez reproductiva, tamaño relativamente pequeño y alto potencial reproductor que les permite aprovechar al máximo situaciones en las que encuentran condiciones óptimas para su desarrollo. En general se considera que este desarrollo rápido en condiciones favorables puede afectar negativamente a otras especies más sensibles y por lo tanto afectar negativamente a la biodiversidad cuando se detectan estas explosiones poblacionales.

Especies sensibles, vulnerables (o tipo k): este término se utiliza en este documento para referirse a especies caracterizadas por una combinación crecimiento lento, ciclo vital largo, de tamaño relativamente grande (en especial mayor de la talla considerada para definir los peces grandes, 35 cm en la demarcación) y bajo potencial reproductor. Estas condiciones se dan en general en la mayoría de los elasmobranquios, muchas especies de profundidad y diversos grupos de teleósteos pero aun así se ha aplicado a algunas especies que no cumplen alguna de las premisas anteriores, pero si varias de ellas lo que les hace potencialmente más vulnerables al impacto de la pesca u otros impactos sobre los ecosistemas que ocupan.



Grupo o grupo taxonómico: agrupación de especies con similar nivel taxonómico y funcional en los ecosistemas: plancton, invertebrados, peces, reptiles, aves, mamíferos. En ocasiones estos ecotipos se subdividen en distintos ecotipos (ver más arriba) en función de su función, nicho ecológico y trófico.

Grupo funcional: ver ecotipo.

Hábitat: originalmente en ecología expresaba las condiciones físicas que rodean a una especie, población o comunidad, o en este caso y el mismo sentido de medio ambiente y geotopo. Hoy en día su significado es “el lugar en el que las características abióticas y bióticas pueden permitir la supervivencia de una cierta población”.

Línea de base: (Derecho del mar) Las líneas de base son las líneas a partir de las cuales se mide el mar territorial, la zona contigua, la zona económica exclusiva y la plataforma continental. Nacen con el objeto de determinar la extensión de los distintos espacios marítimos de un Estado costero. Marcan el límite de las aguas interiores y de las zonas abarcadas por la DMA.

Paisaje: “Es una cierta porción de territorio, tal como la percibe la población, cuyo carácter deriva de factores naturales y / o humanos y de su interrelación”.

Población: Se trata de un grupo de individuos de la misma especie que interactúan dinámicamente entre sí en un área determinada y que tienen características típicas del grupo.

Valor de Referencia Favorable: concepto utilizado para evaluar el estado de un hábitat respecto al Buen Estado Ambiental (BEA) como favorable o desfavorable. Acrónimo FRV: *Favourable reference Value*

Acrónimos y abreviaturas:

ACCOBAMS: Acuerdo para la conservación de los cetáceos en el Mar Negro, el Mediterráneo y las áreas colindantes del Atlántico.

ASCOBANS: Acuerdo para la conservación de los pequeños cetáceos del Mar del Norte y el Báltico.

BEA: Buen Estado Ambiental, definido dentro de la Ley 41/2010 de protección del medio marino aquel en el que éste da lugar a océanos y mares ecológicamente diversos y dinámicos, limpios, sanos y productivos en el contexto de sus condiciones intrínsecas, y en el que la utilización del medio marino sea sostenible, quedando así protegido su potencial de usos, actividades y recursos por parte de las generaciones actuales y futuras.

CEPESMA: Coordinadora para el Estudio y la Protección de las Especies Marinas (<http://www.cepesma.org>)

CITES: Convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres.

CODA: proyecto para el estudio de la distribución de los cetáceos en mar abierto, acrónimo de: *Cetacean Offshore Distribution and Abundance in the European Atlantic*.



- CSF:** Estado de Conservación de los Peces (*Conservation Status of Fish Species*), indicador para la evaluación de la biodiversidad utilizando como subrogado la diversidad de los peces demersales (Piet *et al.* 2007).
- Dxx:** Descriptor 1 a 11: cada uno de los 11 descriptores definidos en la DMEM y al Ley 41/2010.
- DC2010:** Decisión de la Comisión de 1 de septiembre de 2010 sobre los criterios y las normas metodológicas aplicables al buen estado medioambiental de las aguas marinas. Diario Oficial de la Unión Europea. 2010/477/UE. p. 232/14.
- DH:** Directiva de Hábitats: Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1992 relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. Diario Oficial L 206 de 22.7.1992, p. 7
- DMA:** Directiva Marco del Agua: Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de la Unión Europea. 22.12.2000. L.237 1-73.
- DMEM:** Directiva Marco Estrategia Marina Europea: Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 17 de junio de 2008 por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva marco sobre la estrategia marina). Diario Oficial de la Unión Europea. 25.6.2008. L.164 19-40. (Ver también MSFD)
- EcoQO:** Objetivo de Calidad Ecológica (*Ecological Quality Objective*)
- EU DCF/DCR:** programa europeo para la recolección de los datos necesarios para la aplicación de la Política Pesquera Común Europea. Acrónimos de *Data Collection Framework* y *DC Regulation* respectivamente.
- EUNIS:** Sistema de Información Europeo de la Naturaleza (acrónimo de *European Nature Information System*). Parte del Centro de Datos de la Biodiversidad de la Agencia Ambiental Europea. En EUNIS se catalogan hábitats y especies de todos los ambientes, no sólo marinos. En el presente informe hacer referencia a la clasificación de hábitats contenida en EUNIS (<http://eunis.eea.europa.eu/index.jsp>)
- FRV:** Valor de Referencia Favorable, de *Favourable Reference Value*, ver en glosario.
- IBTSWG:** Grupo de trabajo de Campañas de Arrastre que coordina en el seno del ICES las campañas de arrastre para la evaluación de recursos realizadas en el Atlántico nororiental europeo (*International Bottom Trawl Survey Working Group*)
- ICCAT:** Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (acrónimo del inglés: *International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas*).
- ICES:** Consejo Internacional para la Exploración del Mar (acrónimo del inglés: *International Council for the Exploration of the Sea*).
- ICG-COBAM:** Grupo de OSPAR para la evaluación y el seguimiento de la biodiversidad dentro de la MSFD, de *Intersessional Correspondence Group on Biodiversity Assessment and Monitoring*
- IUCN:** Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (<http://www.iucn.org/>), IUCN del inglés "*International Union for the Conservation of Nature*".



- IWC:** Comisión Ballenera Internacional (acrónimo del inglés: *International Whaling Commission*)
- JRC:** Centro Común de Investigación (CCI) de la Comisión Europea (acrónimo del inglés: *Joint Research Centre*)
- LFI:** Indicador de Proporción de peces grandes (del inglés *Large Fish Indicator*).
- L_{max} o L_∞:** Talla máxima o infinito, la talla máxima alcanzada por una población dada de una especie, o por una especie dentro de la serie histórica de datos. Utilizada principalmente en el caso de los peces.
- LRC:** Longitud Recta del Caparazón, medida estándar utilizada para las tortugas.
- MAGRAMA:** Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Gobierno de España.
- MEDITS:** Proyecto europeo para recopilar el conocimiento de los recursos demersales en el Mar Mediterráneo mediante campañas de prospección directa anuales. Acrónimo de *International Trawl Survey in the Mediterranean*.
- MSFD:** Acrónimo de *Marine Strategy Framework Directive*, ver DMEM.
- OSPAR:** Comisión para la protección y conservación del Atlántico Noreste, formada a partir de las convenciones de Oslo (1972) y París (1974), que se fundieron en 1998.
- PPC:** Política Pesquera Común de la Unión Europea.
- RMSJRC:** *Review of Methodological Standards Related to the Marine Strategy Framework Directive Criteria on Good Environmental Status*. Ref.: JCR EUR 24743 EN - 2011.
- SBI:** Indicadores Basados en el Tamaño
- SCANS-II:** proyecto *Life* europeo para el estudio de los pequeños cetáceos en el Atlántico europeo y el Mar del Norte (acrónimo de Small Cetaceans in the European Atlantic and North Sea).
- SeaWiFS:** proyecto de la NASA Para proporcionar a la comunidad científica datos cuantitativos de las propiedades bioópticas de los océanos, del acrónimo en inglés de “Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor” (<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/SeaWiFS/>)
- SEC:** Sociedad Española de Cetáceos
- SEC2011:** *Commission Staff Working Paper: Relationship between the initial assessment of marine waters and the criteria for good environmental status*. Brussels, 14.10.2011 SEC(2011) 1255 final.
- SEPRONA:** SErviceio de PROtección de la Naturaleza es una unidad de la Guardia Civil en España, encargada de la conservación de la Naturaleza y los recursos hidráulicos, así como de la riqueza cinegética, piscícola, forestal.
- UICN:** Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (<http://www.iucn.org/es/>), También citada como IUCN del inglés *International Union for the Conservation of Nature*.
- UNCED:** Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, Declaración de Río 1992 (de *United Nations Conference on Environment and Development*)



WGMME: Grupo de trabajo sobre la ecología de los mamíferos marinos del ICES (*Working Group on Marine Mammal Ecology*)

WoRMS: Base de datos Registro Mundial de Organismos Marinos Acrónimo de: *World Register of Marine Organisms* (WoRMS; <http://www.marinespecies.org>)

WSSD: Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible, Johannesburgo 2002 (de *World Summit on Sustainable Development*).



ANEXO II. Metodología y fundamento

Las campañas de arrastre MEDITS

En 1993, la Comisión Europea (UE) convocó a sus miembros del Mediterráneo (Francia, Grecia, Italia y España) para organizar un proyecto de estudio común de campañas de prospección demersal que cubriera toda la plataforma continental y la parte superior del talud que rodean estos países. En el año 1994 en la convocatoria de estudios se aprobó la puesta en marcha del proyecto *International Trawl survey in the Mediterranean* (MEDITS) con la primera campaña estandarizada en los cuatro países. Poco después, en el año 1996, gracias a la fuerte cooperación de los países ribereños del Mar Adriático, con el programa de la UE, se cubrió casi todo el Mar Adriático con la participación de Croacia, Eslovenia y Albania bajo la tutela de Italia. Durante la primavera del año 1999 se unió al experimento Marruecos y en el año 2001 Eslovenia. En 2004 Malta y Chipre.

Estratificación

Las campañas de arrastre de fondo son uno de los principales métodos de estudio directo de las poblaciones de interés pesquero. Las campañas rutinarias de prospección pesquera, con arte de arrastre de fondo, realizadas anualmente en primavera entre los años 1994 y el presente en las aguas del Mar Mediterráneo español. La evolución en los objetivos se ha traducido en un incremento en la obtención de información del medio, así como en una mejora en el diseño de las mismas. Además se ha mejorado e incrementado la toma de información biológica y ecológica, obteniendo información de todos los grupos faunísticos y las basuras.

El equipo español utiliza el barco oceanográfico “Cornide de Saavedra” (<http://www.ieo.es>) de gran autonomía y equipado con los instrumentos de navegación y pesca necesarios para realizar los aproximadamente 35 días de campaña anual.



Por áreas: Mar de Alborán y Golfo de Vera (Sub-área Geográfica GSA01 de la CGPM¹) y de la Isla de Alborán (Sub-área Geográfica GSA02 de la CGPM); Golfo de Alicante, Golfo de

¹ Comisión General de Pesca para el Mediterráneo (CGPM; www.gfcm.org)



Valencia y Delta del Ebro hasta la frontera con Francia (Sub-área Geográfica GSA06 de la CGPM); y las Islas Baleares (Sub-área Geográfica GSA05 de la CGPM) (Fig. 1).

En estas campañas se prospeccionan los fondos de arrastre de la plataforma y talud, entre los 30 y 800 m de profundidad ($\sim 57916 \text{ km}^2$) siguiendo un protocolo común para todo el Mediterráneo de la (Bertrand *et al.*, 2002a)

<http://www.sibm.it/MEDITS%202011/principaleprogramme.htm>),

La campaña estuvo basada en una estrategia de muestreo aleatorio estratificado (Hilborn & Walters, 1992). Después de la primera campaña se intentan repetir las estaciones de muestreo en todo el Mar Mediterráneo (Bertrand, *et al.* 2002)

Para los trabajos de muestreo se consideran cinco estratos de profundidad: A (30-50 m), B (51-100 m), C (101-200 m) D (201-500 m) y E (501-800 m). La duración de los lances se fijó en 30 minutos en profundidades menores de 200 m y de 60 minutos en mayores fondos.

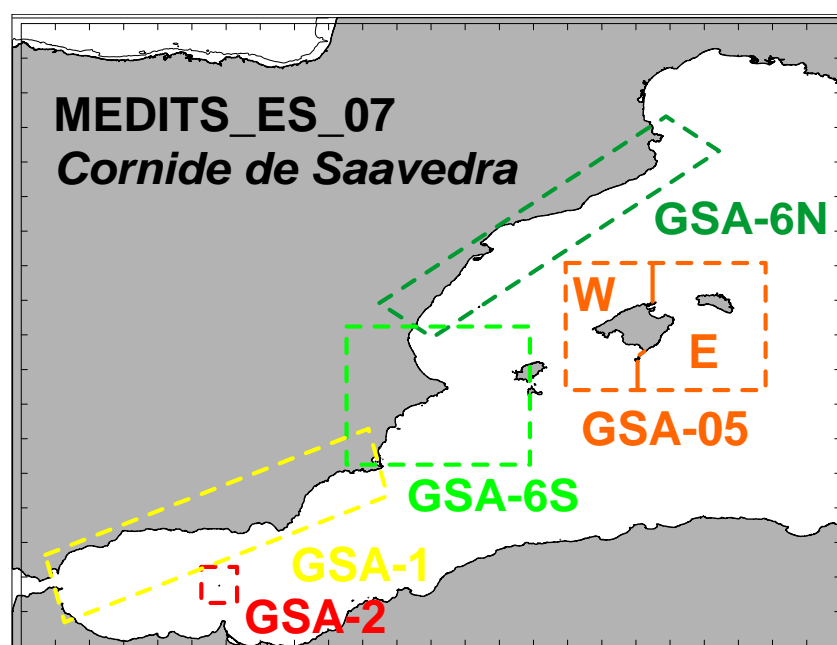


Figura 1. Área cubierta por las campañas MEDITS en España.

Muestreador

El muestreador es un aparejo experimental de arrastre de fondo denominado GOC-73, diseñado y construido especialmente para el proyecto MEDITS. Básicamente se compone de un cuerpo de red de nylon en forma de embudo, de 58.6 m de burlón, 47.5 m de relinga de flotadores y 20 mm de luz de malla en el copo. Las mallas tienen un diámetro de 25 mm compuestas de polietileno y cable de acero. Se trabaja con 100 o 200 m de longitud, en función de la profundidad del lance ($\leq 200 \text{ m}$ y $> 200 \text{ m}$, respectivamente). Las puertas son del tipo Morgère WHS8, de 2.5 m^2 de superficie y 350 Kg.



El muestreador es por tanto una red de gran abertura vertical (368 KW –4.5 tons-) modificada para poder trabajar con barcos diferentes a una velocidad de 3.0 nudos. La abertura horizontal y vertical sobre el fondo se ha estimado en 16 y 2.7-3.2 m, respectivamente (Fiorentini *et al.* (1999), Dremière *et al.* (1999) y Bertrand *et al.* (2002b).

Todos los muestreos son diurnos, de 30 ó 60 minutos de duración efectiva (desde que la red llega al fondo hasta el inicio de la virada) según la profundidad (≤ 100 , 101-200 y >200 m, respectivamente). En algunos lances costeros se acorta el tiempo a 20 minutos por la gran cantidad de biomasa de esos fondos (Massutí and Reñones, 2005), lo que hace que disminuya la eficacia de captura de la red a medida que se prolonga la pesca.

Durante todos los lances el muestreador va equipado con sensores de red para obtener información de la profundidad, abertura vertical y horizontal y otro de temperatura CTD (Seabird 37) A veces se utiliza un sensor de geometría de red y ocasiones un recolector de sedimentos.

Una vez el muestreador ha llegado a bordo, toda la captura se recoge en cajas, y el material biológico se clasifica a nivel taxonómico de especie, pesando y contando los individuos. Posteriormente se pasa a realizar el muestreo biológico y la conservación de las muestras, en función de la especie o grupo faunístico. Con carácter general, se realiza el muestreo de tallas y sexo/madurez de peces, crustáceos y moluscos, recogida de piezas esqueléticas para la identificación de la edad en peces óseos, y análisis de contenidos estomacales de peces. Además se fotografían y conservan todas las especies sobre las que hay dudas o presentan características especiales.

Para un primer acercamiento al conocimiento de las especies demersales que eran objeto de la pesquería mediterránea, se elaboró una lista con las más interesantes para los cuatro países (Tabla I). Los objetivos de estas campañas han ido evolucionado de acuerdo con los intereses de la sociedad y las nuevas fronteras en la investigación marina. Esto se ha traducido en un incremento en la obtención de información del medio, así como en una mejora en la operatividad de las mismas. Inicialmente, el objetivo principal era la evaluación de los recursos de interés comercial, y para ello se realizaban muestreos de talla y peso de todas las especies capturadas, así como muestreos biológicos de las especies más importantes a nivel comercial. Con el tiempo, los objetivos han ido incrementándose y se realizan otros estudios como la caracterización oceanográfica mediante perfiles de CTD, y la obtención de muestras del fondo con diferentes dragas. Además, se ha mejorado e



incrementado la toma de información biológica y ecológica, los estudios de cuantificación de aves marinas, recogida de material para estudios de genética, estudios de trofismo o la clasificación y cuantificación de las basuras recogidas durante las operaciones de pesca.

En la lista específica primigenia, se incluyeron peces, crustáceos y moluscos que estaban siendo explotados por las flotas de arrastre comunitarias y que por tanto tenían un interés especial como indicadores biológicos en las diferentes áreas. Se seleccionaron treinta y seis especies. Se tomó información detallada relacionada con: el número total de ejemplares, el peso total, la distribución de frecuencias de tallas, y el sexo (incluyendo los estados de madurez). Para el resto de especies capturadas se tomó el número de ejemplares y su peso por pesca y en el caso español se tomó las frecuencias de tallas para todos los peces y crustáceos, así como de la mayoría de los cefalópodos. Durante cada campaña anual se identifica una media de 150 especies.

Por la parte española, el IEO ha introducido la base de datos en otra más general llamada SIRENO. El IEO es el responsable nacional de la base de datos de prospecciones directas en aguas españolas.

Recopilación de información de hábitats

La búsqueda y recopilación bibliográfica de toda la información relativa a hábitats marinos ha sido una tarea laboriosa y complicada en la que se han encontrado diferentes problemas, que no siempre han podido ser solucionados de manera satisfactoria. El principal problema a la hora de evaluar el estado actual de los hábitats marinos en la demarcación Estrecho-Alborán, ha sido la ausencia de ecocartografías del fondo marino adecuadas para la evaluación que en muchos casos sólo estaba en papel, por lo que hubo que digitalizarla (mediante su escaneo) y posteriormente georreferenciarla para su utilización en el GIS, lo que fue en muchos casos una tarea ardua. Por otro lado, otro problema importante ha sido la gran cantidad de información relevante publicada en literatura gris o no publicada. La búsqueda de esta información es especialmente compleja y no siempre es posible acceder a ella.

Respecto a la búsqueda de información de los hábitats circalitorales y profundos de fondos rocosos, el principal problema ha sido la ausencia prácticamente total de información.



Especies objetivo

Tabla I.- Listado faunístico de las especies de referencia en el proyecto MEDITS.

Especies	Cod. MEDITS	Nombre vulgar	
		Español	Inglés
<i>Aspitrigla cuculus</i>	ASPI CUC	Arete	Red gurnard
<i>Citharus linguatula</i>	CITH MAC	Solleta	Spotted flounder
<i>Eutrigla gurnardus</i>	EUTR GUR	Rubio, Borracho	Grey gurnard
<i>Galeus melastomus</i>	GALU MEL	Bocanegra	Blackmouth catshark
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	HELI DAC	Gallineta	Rockfish
<i>Lepidorhombus boscii</i>	LEPM BOS	Gallo	Four-spotted megrim
<i>Lophius budegassa</i>	LOPH BUD	Rape	Black-bellied angler
<i>Lophius piscatorius</i>	LOPH PIS	Rape	Angler
<i>Merluccius merluccius</i>	MERL MER	Merluza	European hake
<i>Micromesistius poutassou</i>	MICM POU	Bacaladilla	Blue whiting
<i>Mullus barbatus</i>	MULL BAR	Salmonete de fango	Red mullet
<i>Mullus surmuletus</i>	MULL SUR	Salmonete de roca	Striped red mullet
<i>Pagellus acarne</i>	PAGE ACA	Besugo, Aligote	Axillary seabream
<i>Pagellus bogaraveo</i>	PAGE BOG	Besugo, Voraz	Blackspot seabream
<i>Pagellus erythrinus</i>	PAGE ERY	Breca	Common pandora
<i>Phycis blennoides</i>	PHYI BLE	Brótola	Greater forkbeard
<i>Raja clavata</i>	RAJA CLA	Raya de clavos	Thornback ray
<i>Scyliorhinus canicula</i>	SCYO CAN	Pintarroja	Smallspotted catshark
<i>Solea vulgaris</i>	SOLE VUL	Lenguado	Common sole
<i>Spicara flexuosa</i>	SPIC FLE	Picarel	Picarel
<i>Spicara smaris</i>	SPIC SMA	Picarel	Picarel
<i>Trachurus mediterraneus</i>	TRAC MED	Jurel mediterráneo	Mediterranean horse mackerel
<i>Trachurus trachurus</i>	TRAC TRA	Jurel	Atlantic horse mackerel
<i>Trisopterus minutus capelanus</i>	TRIS CAP	Capelán	Poor-cod
<i>Zeus faber</i>	ZEUS FAB	San Pedro, Gallo	John dory
<i>Aristaeomorpha foliacea</i>	ARIS FOL	Moruno	Giant red shrimp
<i>Aristeus antennatus</i>	ARIT ANT	Gamba roja, Alistao	Blue and red shrimp
<i>Nephrops norvegicus</i>	NEPR NOR	Cigala	Norway lobster
<i>Parapenaeus longirostris</i>	PAPE LON	Gamba blanca	Deep-water pink shrimp
<i>Eledone cirrhosa</i>	ELED CIR	Pulpo blanco	Horned octopus
<i>Eledone moschata</i>	ELED MOS	Pulpo almizclado	Musky octopus
<i>Illex coindetii</i>	ILLE COI	Pota	Broadtail squid
<i>Loligo vulgaris</i>	LOLI VUL	Calamar	European squid
<i>Octopus vulgaris</i>	OCTO VUL	Pulpo de roca	Common octopus
<i>Sepia officinalis</i>	SEPI OFF	Sepia	Common cuttlefish

Ref. Origen de la nomenclatura : Fischer W., M.L. Bauchot, M. Schneider (rédacteurs), 1987. Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. (Révision 1). Méditerranée et Mer Noire Zone de pêche 37. Rome, FAO, vol 1 et 2, 1530 p.



Tratamiento de la información de VMS

Respecto a la flota que dispone de VMS, según los reglamentos ORDEN ARM/3238/2008, de 5 de noviembre y el REGLAMENTO DE EJECUCIÓN (UE) Nº 404/2011 DE LA COMISIÓN de 8 de abril de 2011, cada embarcación debe emitir una señal, al menos cada dos horas. Con cada señal queda registrada (solo se reseña la útil para este trabajo):

- Identificación de la embarcación (pudiéndoles asignar el arte con el que está censado)
- Fecha y hora
- La posición en latitud y longitud, con un error de menos de 100mn cada señal queda registrada
- Velocidad instantánea
- Rumbo
- y si está Activo (realizando pesca) o No

Dado que la información respecto de si el barco está pescando o no, no es utilizable (al no quedar siempre registrada correctamente) se utilizó la información de posición, fecha y hora para eliminar toda la actividad no asociada a "pesca". Se rechazó utilizar la información de "velocidad instantánea" ya que no era indicativa de si el instante (periodo) anterior o posterior la velocidad era o no la correspondiente a poder estar desarrollando actividad de pesca. Por lo tanto la identificación de si estaba o no realizando actividad pesquera se hizo mediante una estimación de la velocidad media entre puntos, que a continuación describimos.

Los pasos para obtener una estimación por arte de pesca del esfuerzo para una malla de 5 millas por 5 millas medido en horas fueron los siguientes:

1. Se eliminaron todas las señales que estuvieran a menos de 3 millas de un puerto pesquero
2. Se calcula entre señales sucesivas el tiempo transcurrido
3. Se calcula entre señales sucesivas la velocidad media (en nudos) del barco
4. Se identifican cuando acaba y comienza cada marea.
5. Se pone a cero todos los tiempos transcurridos que queden identificados como "final de actividad"
6. A cada embarcación, en función de la época del año se le asigna un arte de pesca efectivo (en los VMS solo queda registrado el arte censado). Esta información se obtiene al cruzar los datos con los libros de pesca
7. Se aplica un filtro por tipo de arte y velocidad media (por fuera de los límites las señales son eliminadas):
 - a. Arrastre: $2 < v < 5$
 - b. Cerco, línea de mano, palangre, volanta y rascos: $v < 2$



8. Cada señal es asignada a una cuadrícula de la malla de 5 millas por 5 millas
9. Se asume que todas las cuadrículas de 5 x 5 millas que están dentro del rango intercuartílico 0%-25% (señales emitidas una vez han sido aplicados los filtros) por arte y año, son áreas sin actividad pesquera, y por lo tanto eliminadas.

Dado que la información original ha sido alterada y filtrada, los resultados expuestos deben ser valorados como estimados, y por lo tanto no pueden ser evaluados como una cuantificación del esfuerzo total ejercido con un arte en una determinada área a lo largo de un año.

Criterios para la determinación de un hábitat en los fondos sedimentarios circalitorales y batiales

En general, nuestro conocimiento del actual estado y tendencias de los hábitats marinos es muy escaso (Fraschetti *et al*, 2008), siendo aún menor en las zonas más profundas (y por lo tanto más desconocidas) del medio marino. La determinación de los hábitats presentes en los fondos circalitorales y profundos de fondos blandos resulta por ello compleja debido a la escasa información existente en la actualidad. Además, en el caso de los fondos accesibles al arrastre la dificultad se incrementa notablemente como consecuencia del elevado grado de impacto al que se encuentran expuestos como consecuencia del uso reiterativo y continuado de artes de arrastre sobre las comunidades bentónicas.

Actualmente, no existen criterios o valores umbral en la bibliografía que permitan diferenciar entre un fondo con la presencia de una determinada especie de un fondo en el que esa especie forma un hábitat. Además, tampoco está del todo claro cuando una especie es formadora de hábitat y cuando no. Esta característica es clara para los organismos bioconstructores (como las esponjas, los cnidarios, los bancos de ostras, etc.) pero no todos los organismos formadores de hábitats son bioconstructores (Fraschetti *et al*, 2008).

El primer paso para la determinación de los distintos hábitats presentes en los fondos circalitorales y profundos, fue la selección de las especies o conjunto de especies, consideradas como estructurantes o formadoras de hábitats. Una vez se seleccionaron las especies, se introdujo un valor umbral de abundancia por km² con objeto de diferenciar aquellas zonas en las que la especie estructurante estaba presente pero no formaba un hábitat, de las zonas que realmente presentaban dicho hábitat. Se utilizó un valor umbral de 4 kg/km² o 200 individuos/km². Siempre y cuando la abundancia se cumpliera para uno de los dos criterios se consideró como positiva la presencia del hábitat.

Metodología empleada para el desarrollo de la ficha de hábitat (zonas circalitorales y profundas de fondos blandos)

El primer criterio en la ficha de hábitat (anexo Fichas) es el de distribución del hábitat (1.4.) Este criterio se basa en dos indicadores: rango de distribución y patrón de distribución. Con



objeto de establecer el rango de distribución del hábitat en la zona de estudio se empleó información bibliográfica (para obtener datos de la distribución geográfica de la especie) y datos de presencia acumulada del hábitat en la zona de estudio. Para ello, se obtuvo la presencia acumulada para cada uno de los cuatro tipos de sedimento (gravas, arenas finas, arenas fangosas y fangos) y profundidades (Circalitoral y fondos profundos) que la clasificación EUNIS distingue (Davies and Moss, 1997, 1999; Connor *et al.*, 2004; RAC/SPA, 2006). De esta forma, se obtuvo una primera información sobre el rango y la extensión (criterio 1.5) del hábitat en la zona de estudio. En este mapa se incluía además el porcentaje de cuadrículas total y para cada tipo de fondo ocupado por el hábitat, permitiendo asociar la presencia del hábitat con uno o varios tipos de sustrato así como con la profundidad donde es más abundante. Esta información es clave para establecer el rango de distribución. Por otro lado, la abundancia relativa del hábitat (porcentaje de cuadrículas con presencia del hábitat) fue también analizado. El porcentaje de cuadrículas con presencia del hábitat se extrajo para el total de cuadrículas analizadas y no para cada tipo de fondo y profundidad, como sí se hizo en el caso de la presencia acumulada. De esta forma, se obtuvo una visión aproximada de la evolución espacial del hábitat en el conjunto de ecosistemas estudiados (fondos blandos circalitorales y profundos).

Referencias

- Bertrand J.A., Gil de Sola L., Papaconstantinou C., Relini G., Souplet A. 2002a. The general specifications of the MEDITS surveys. **Sci. Mar.**, 66(Suppl. 2): 9-17.
- Bertrand J.A., Leonori I., Première P.-Y, Cosimi G. 2002b. Depth trajectory and performance of a trawl used for an international bottom trawl survey in the Mediterranean. **Sci. Mar.**, 66(Suppl. 2): 169-182.
- Dreemière P.-Y., Fiorentini L., Cosimi G., Leonori I., Sala A., Spagnolo A. 1999. Escapement from the main body of the bottom trawl used for the Mediterranean international trawl survey (MEDITS). **Aquat. Living. Resour.**, 12(3): 207-217.
- Florentini L., Dreemière P.-Y., Leonori I., Sala A., Palumbo V. 1999. Efficiency of the bottom trawl used for the Mediterranean international trawl survey (MEDITS). **Aquat. Living. Resour.**, 12(3): 187-205.
- Hilborn R., Walters C.J. 1992. Quantitative fisheries stock assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty. **Chapman & Hall**, 579 pp.

ANEXO III. MAPAS DE DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES DEMERSALES IMPORTANTES. CRITERIO 1.1

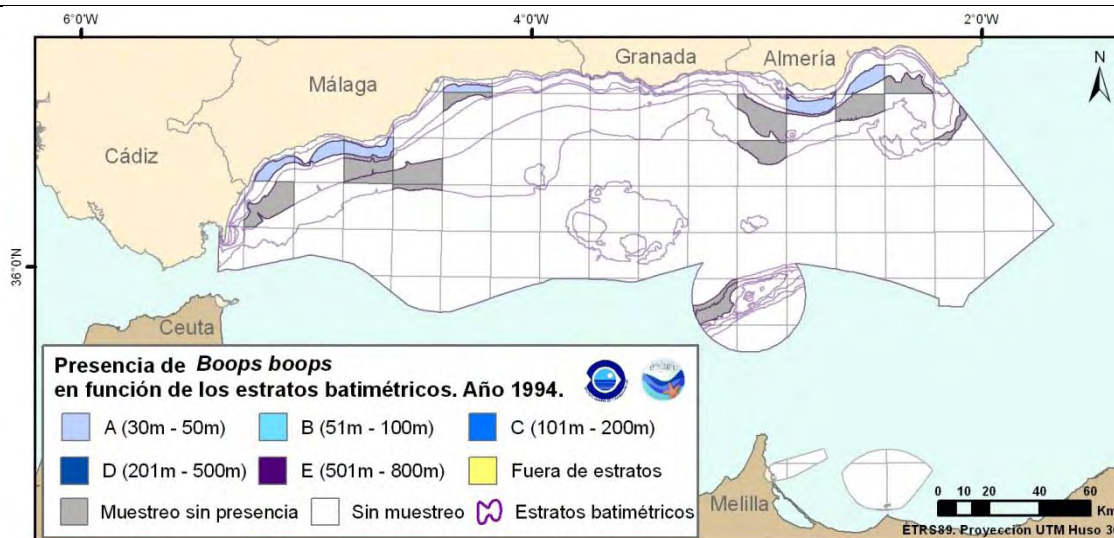


Figura 1- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1994.

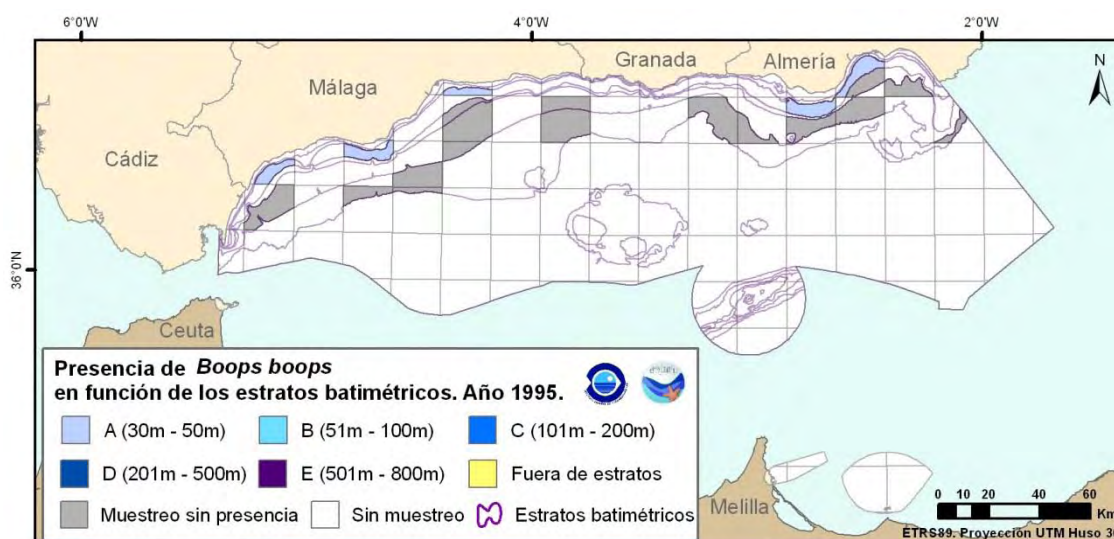


Figura 2- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1995.

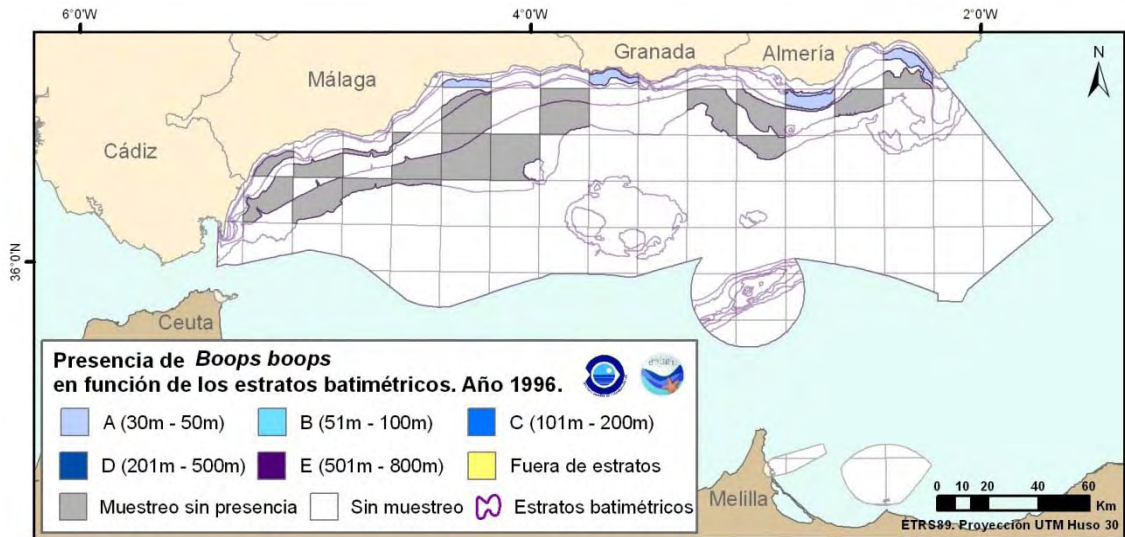


Figura 3- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1996.

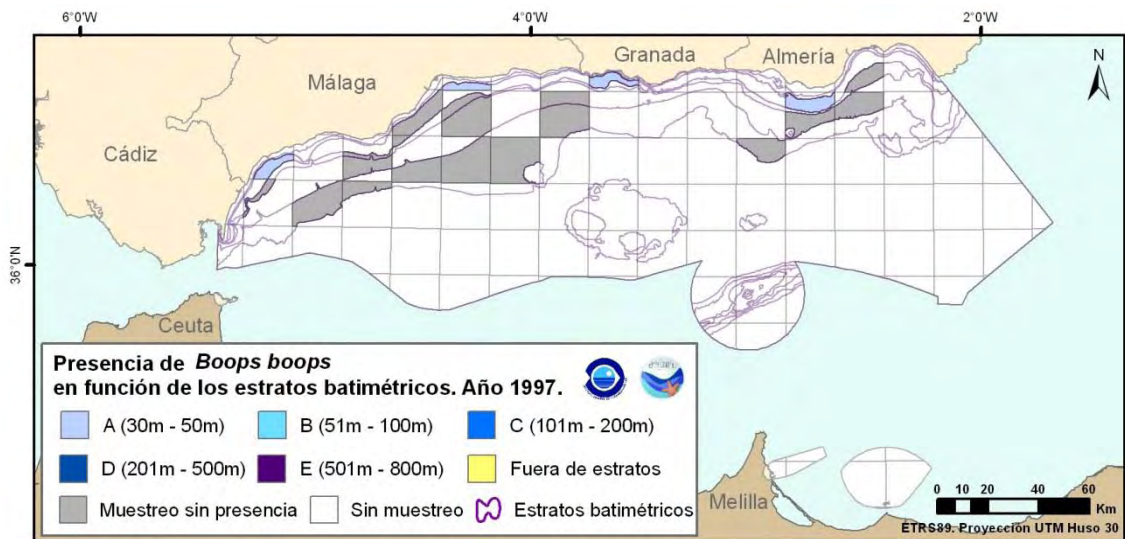


Figura 4- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1997.

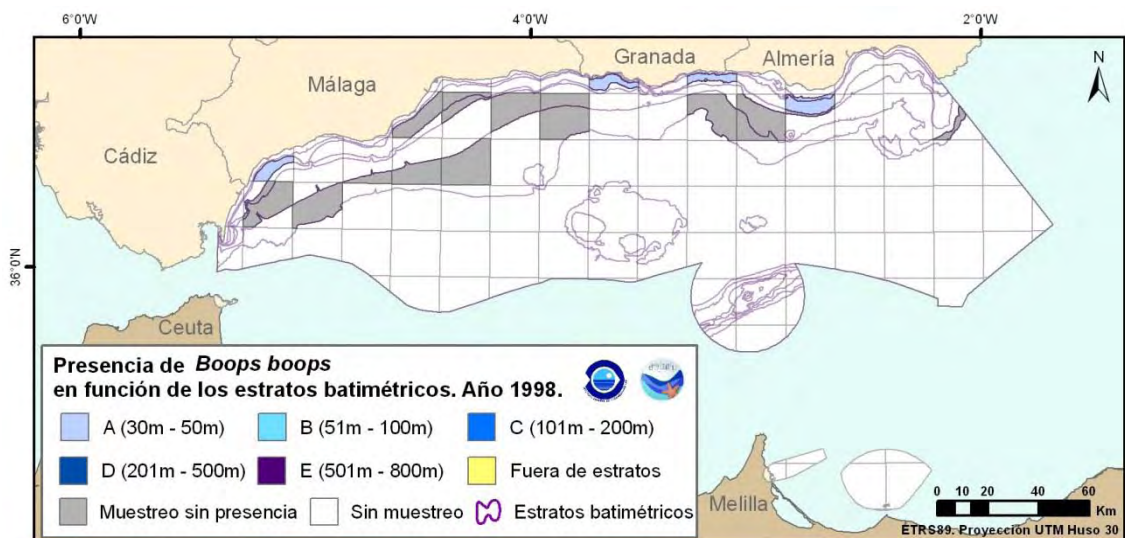


Figura 5- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1998.

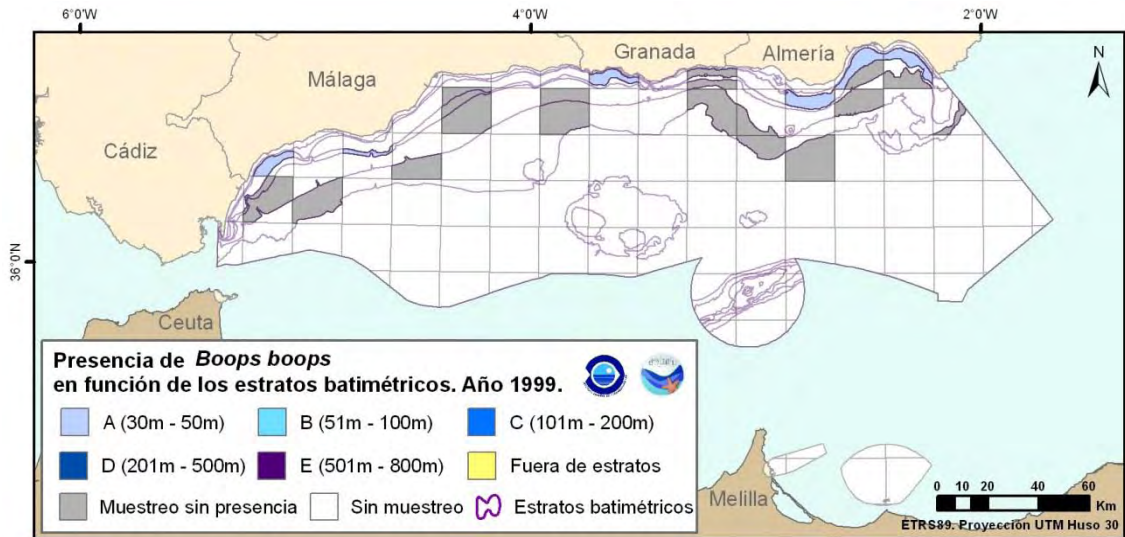


Figura 6- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1999.

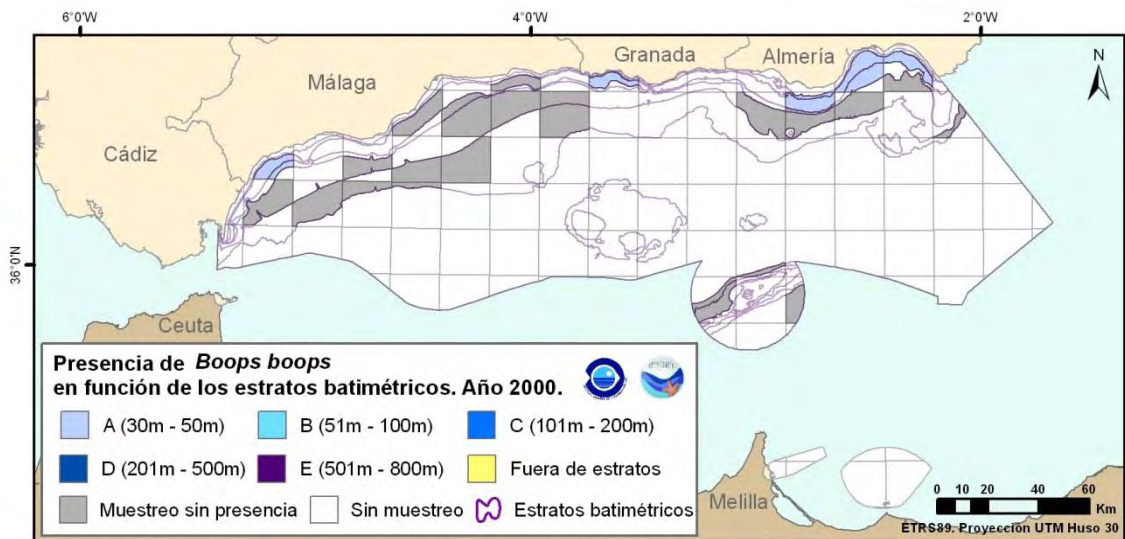


Figura 7- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2000.

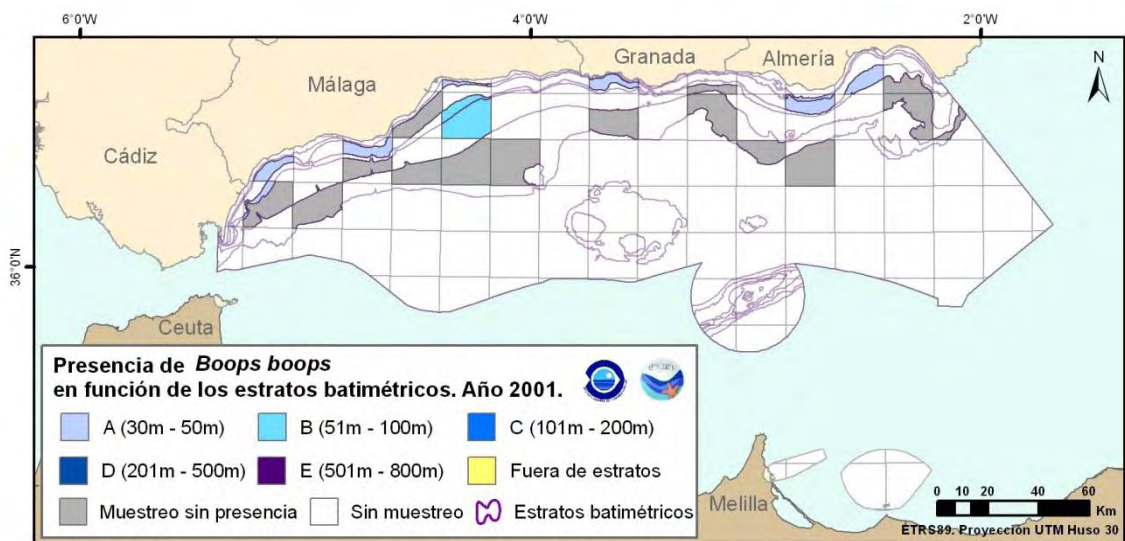


Figura 8- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2001.

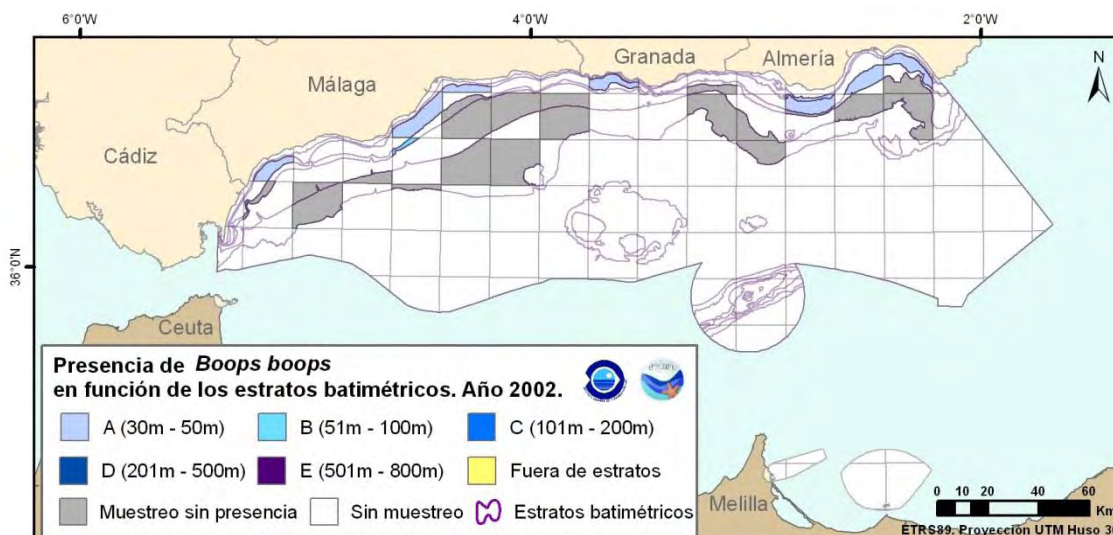


Figura 9- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2002.

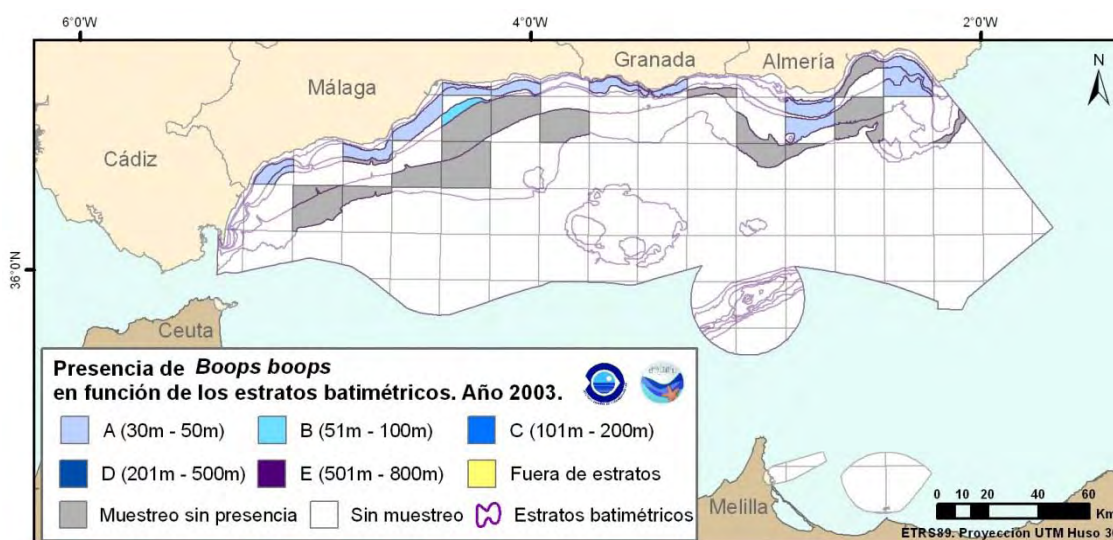


Figura 10- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2003.

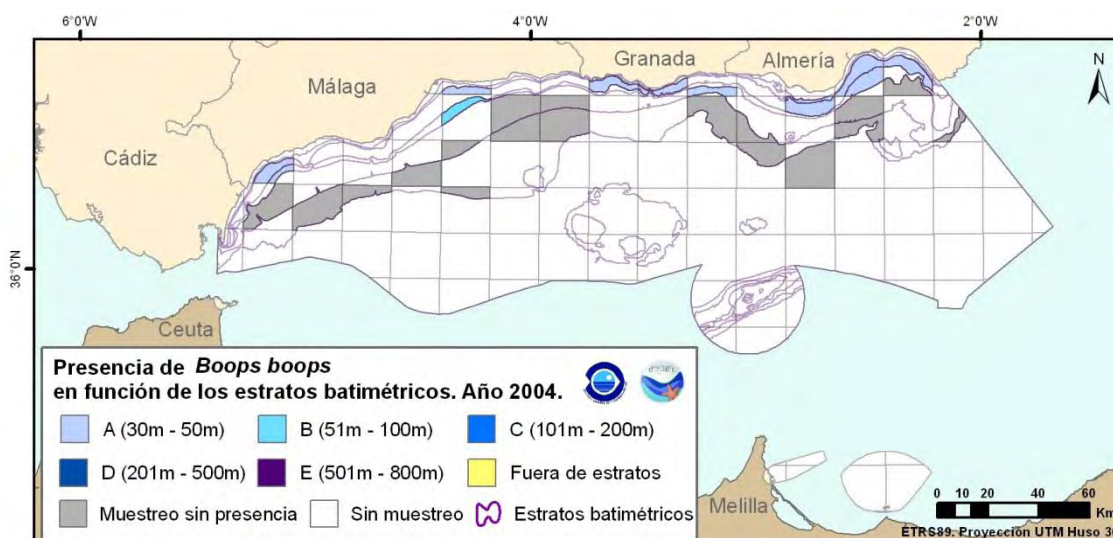


Figura 11- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2004.

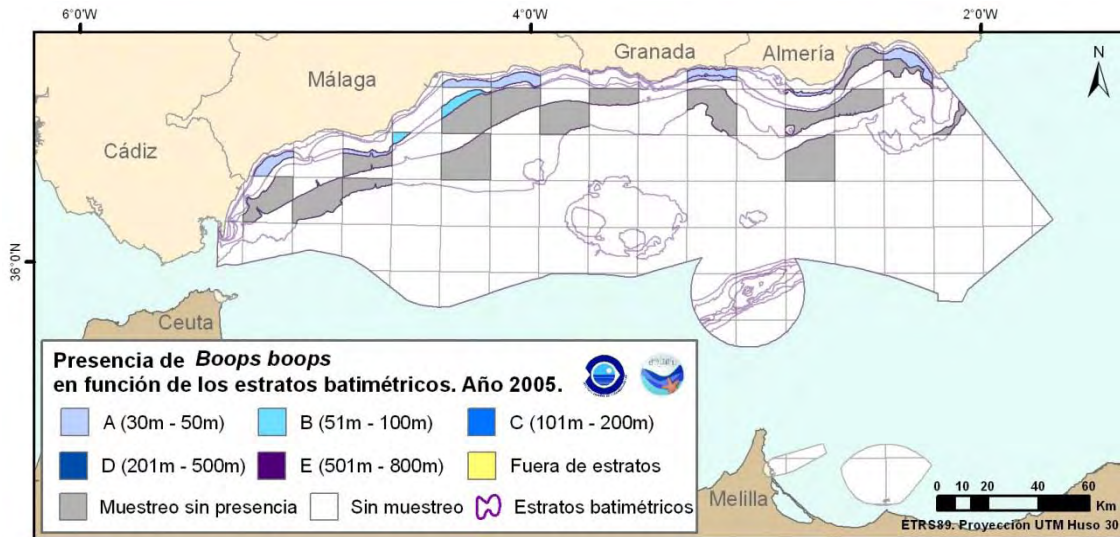


Figura 12- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2005.

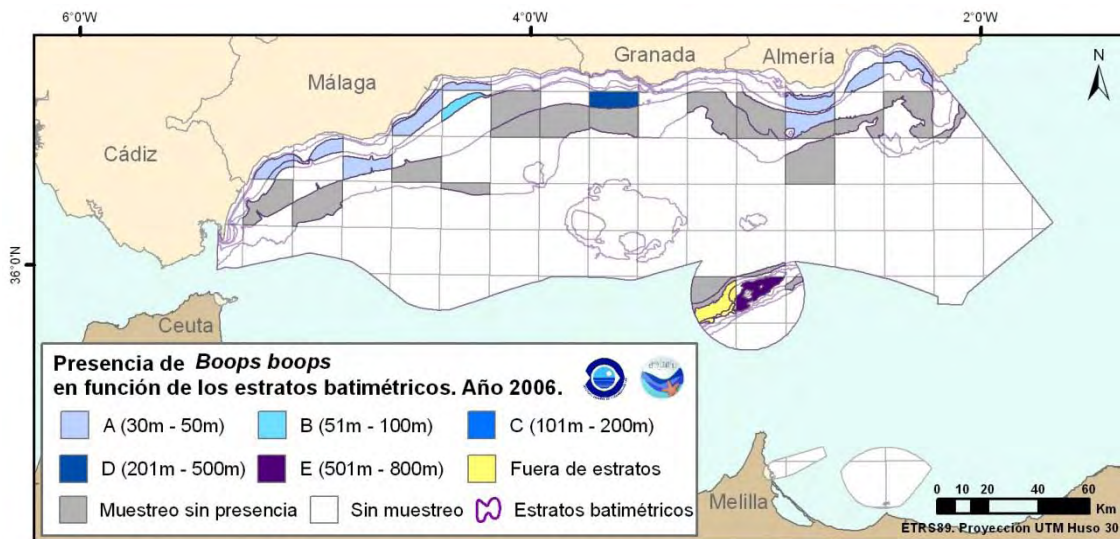


Figura 13- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2006.

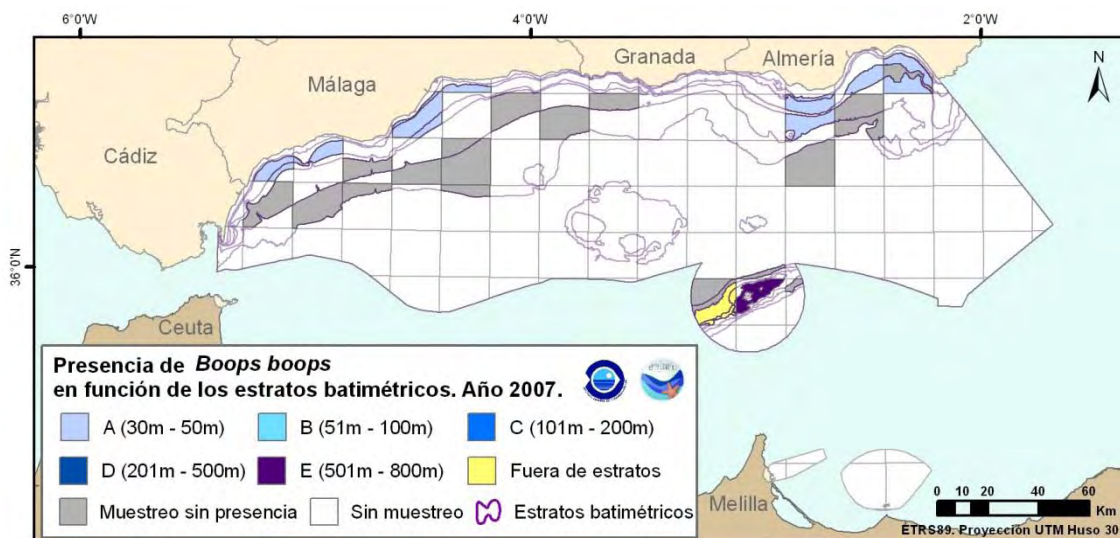


Figura 14 Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2007.

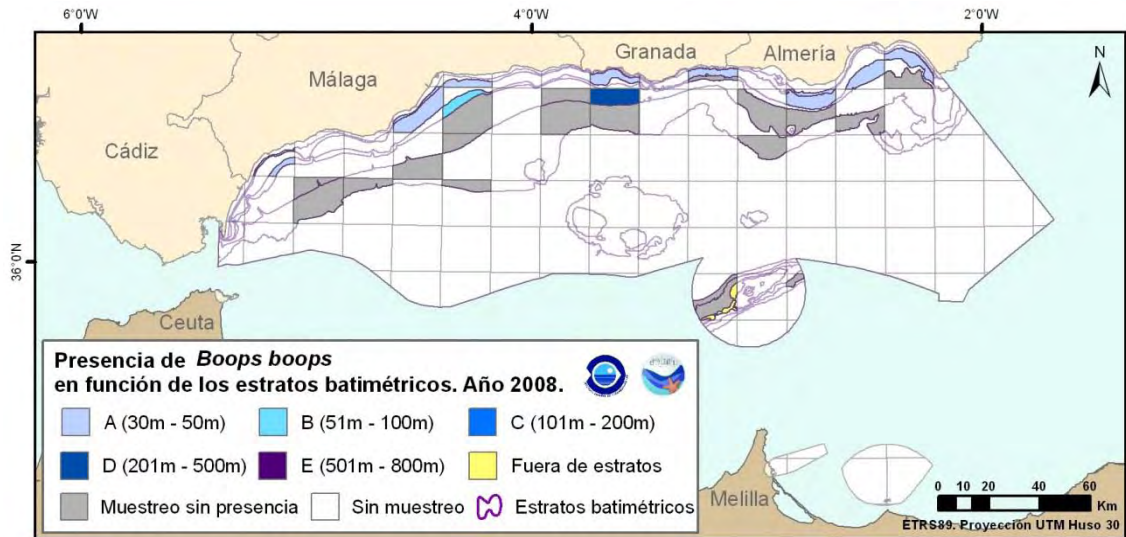


Figura 1516- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2008.

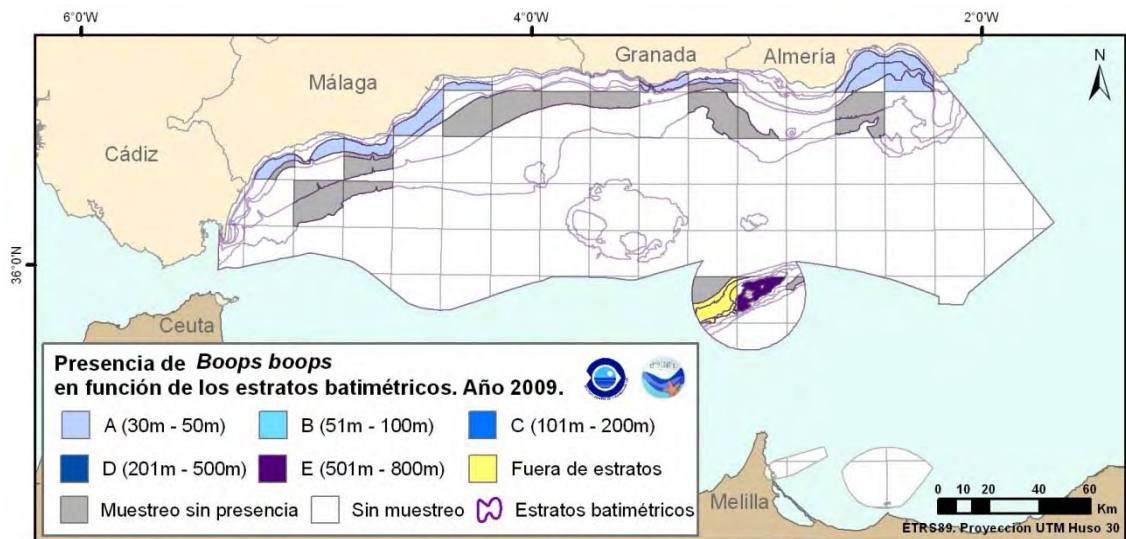


Figura 17- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2009.

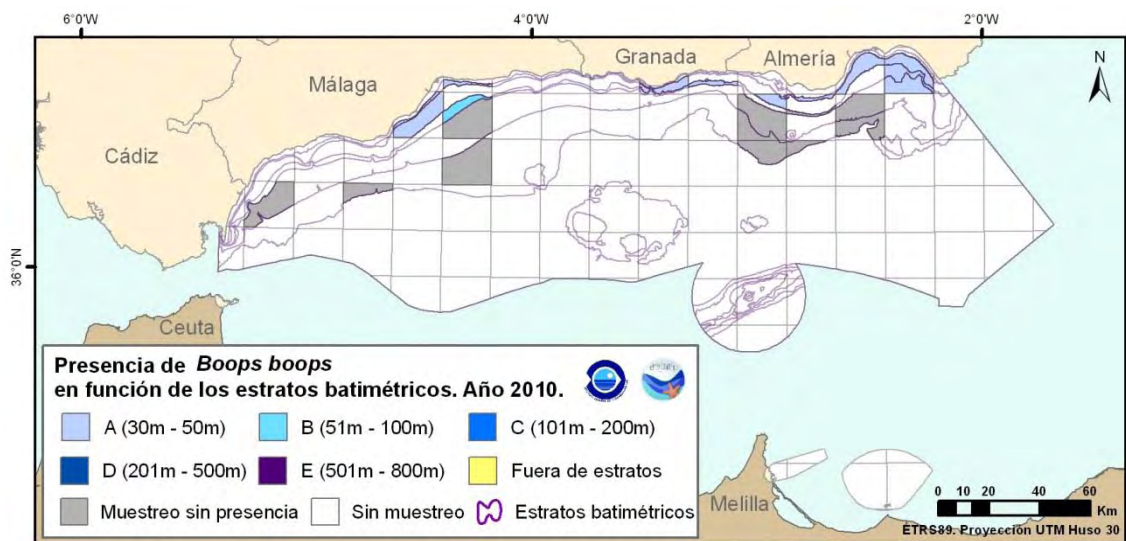


Figura 18- Mapas de distribución de *Boops boops* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2010.

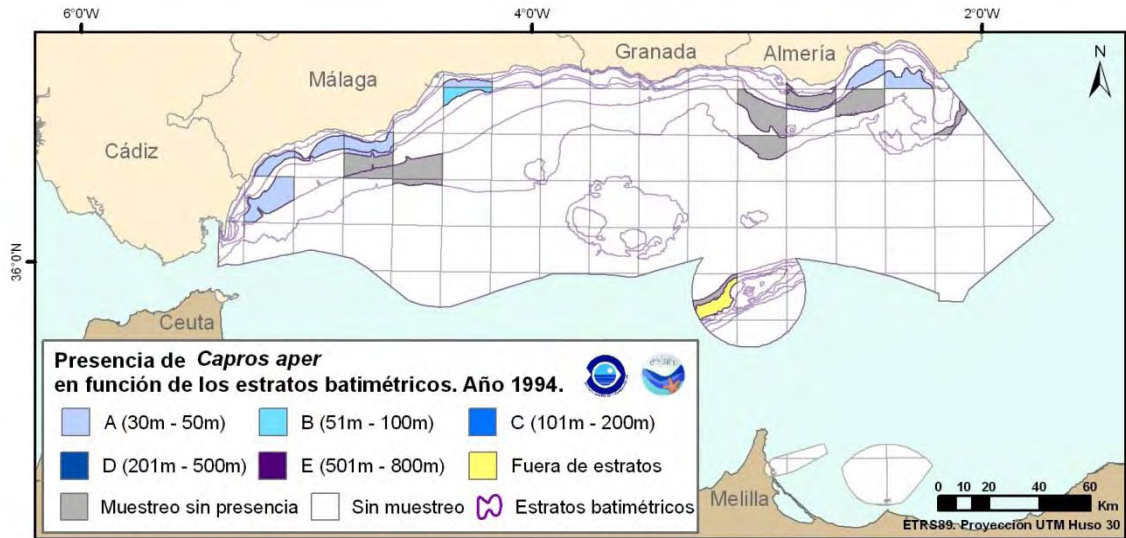


Figura 19- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1994.

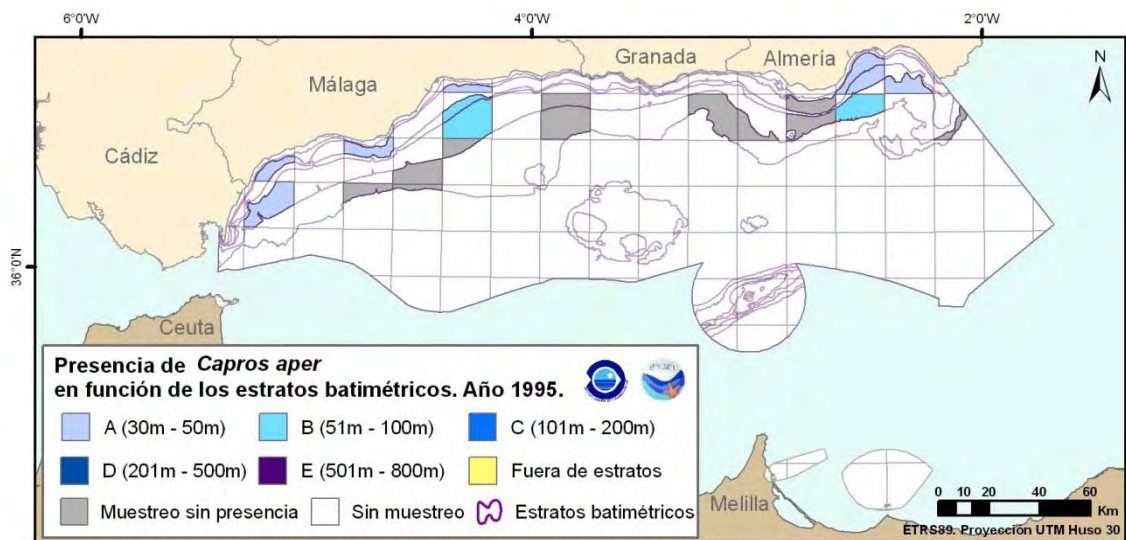


Figura 19- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1995.

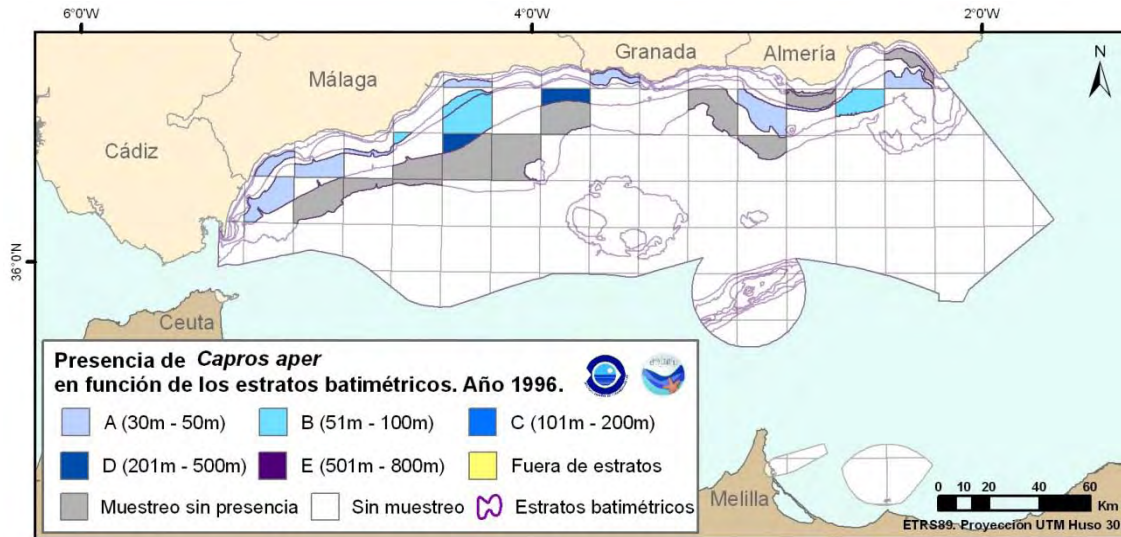


Figura 20- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1996.

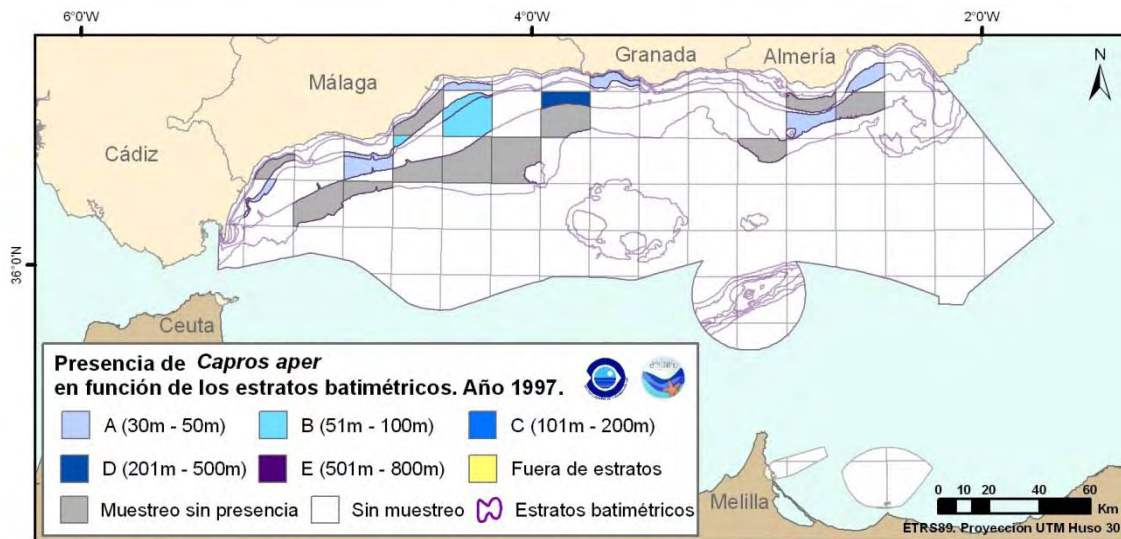


Figura 21- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1997.

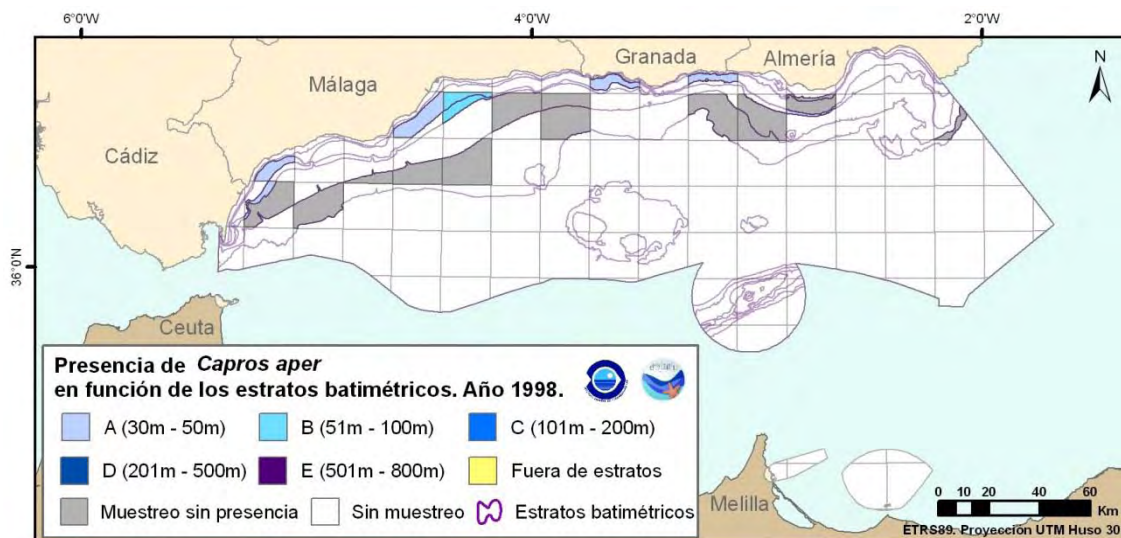


Figura 22- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1998.

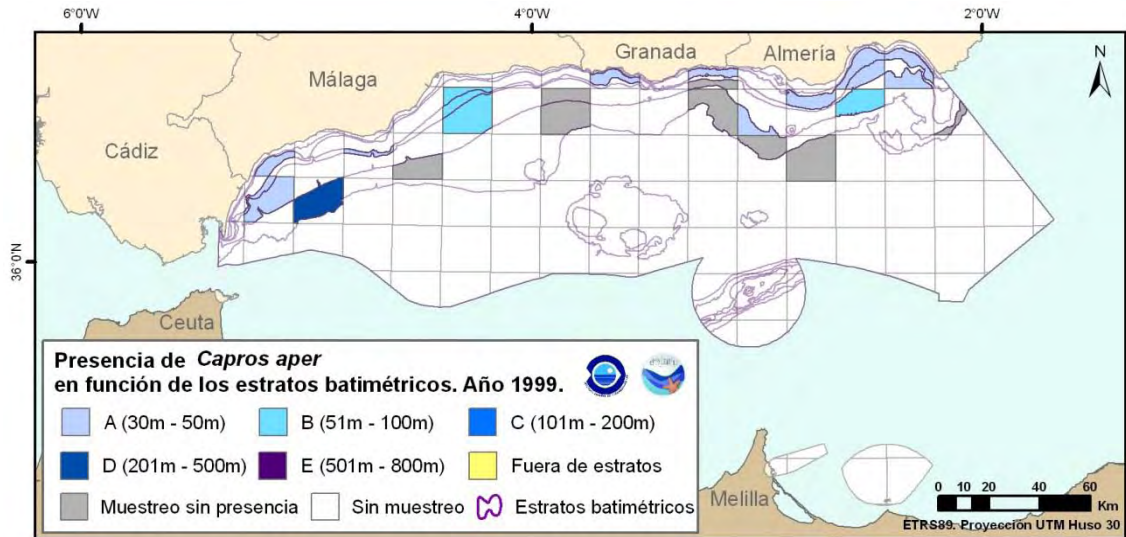


Figura 23- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1999.

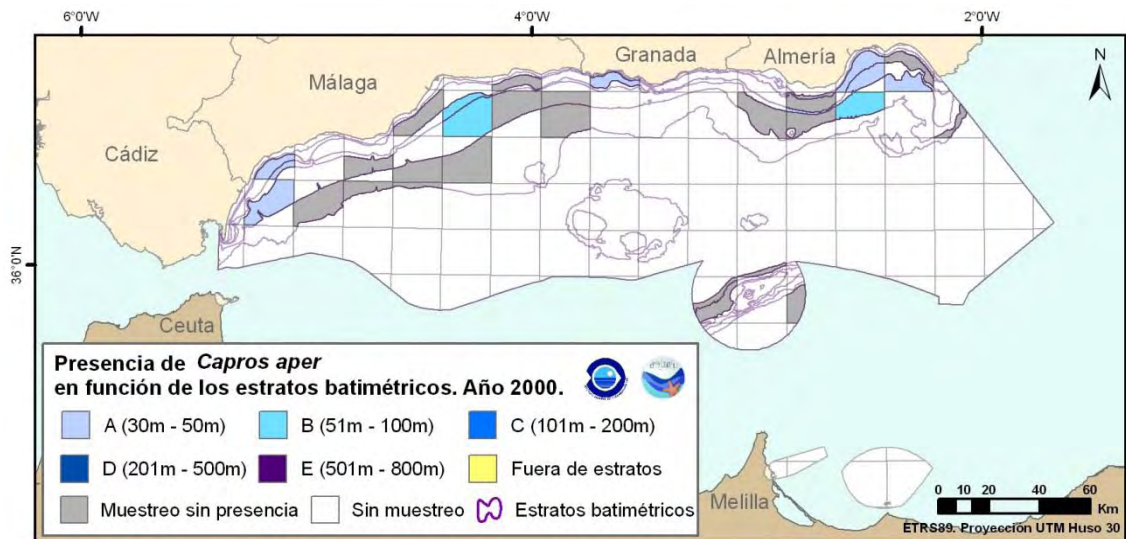


Figura 24- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2000.

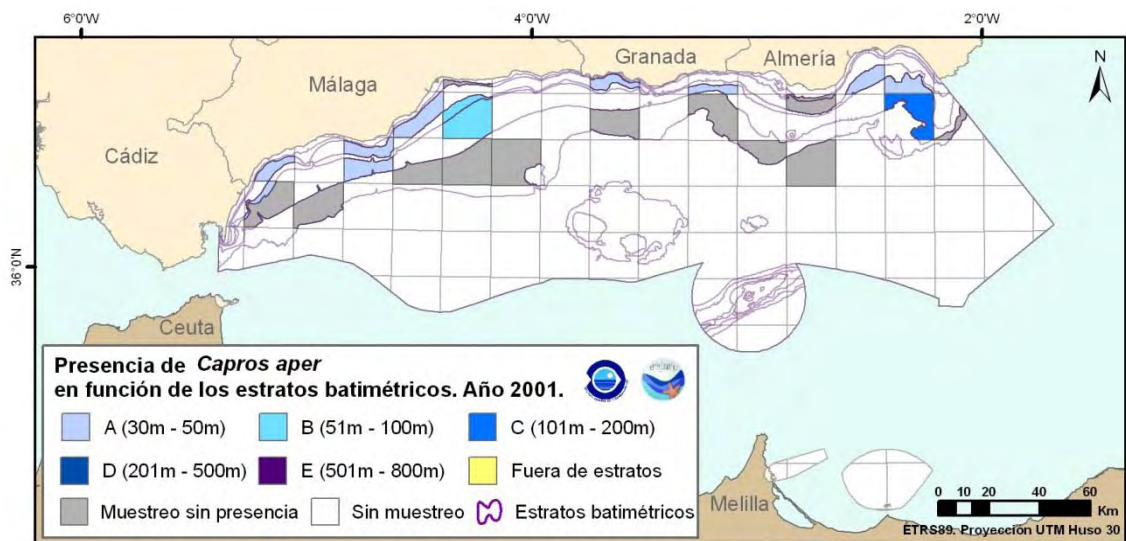


Figura 25- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2001.

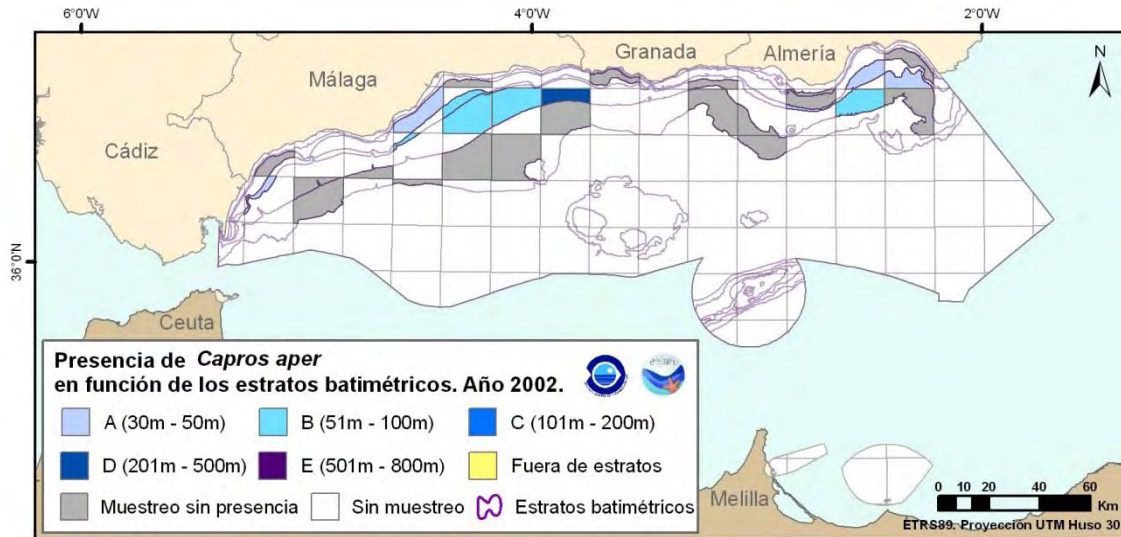


Figura 26- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2002.

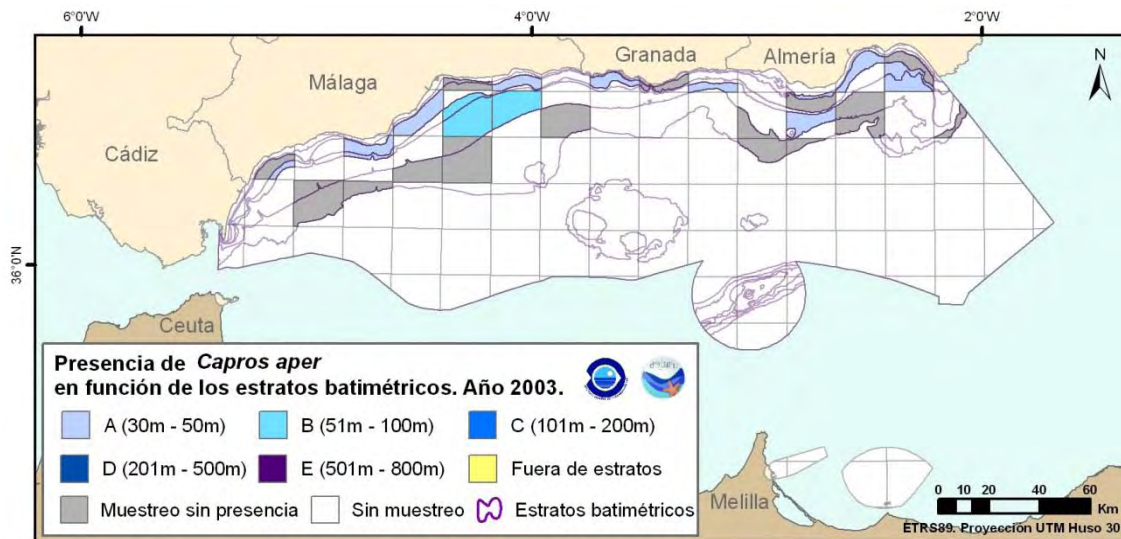


Figura 27- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2003.

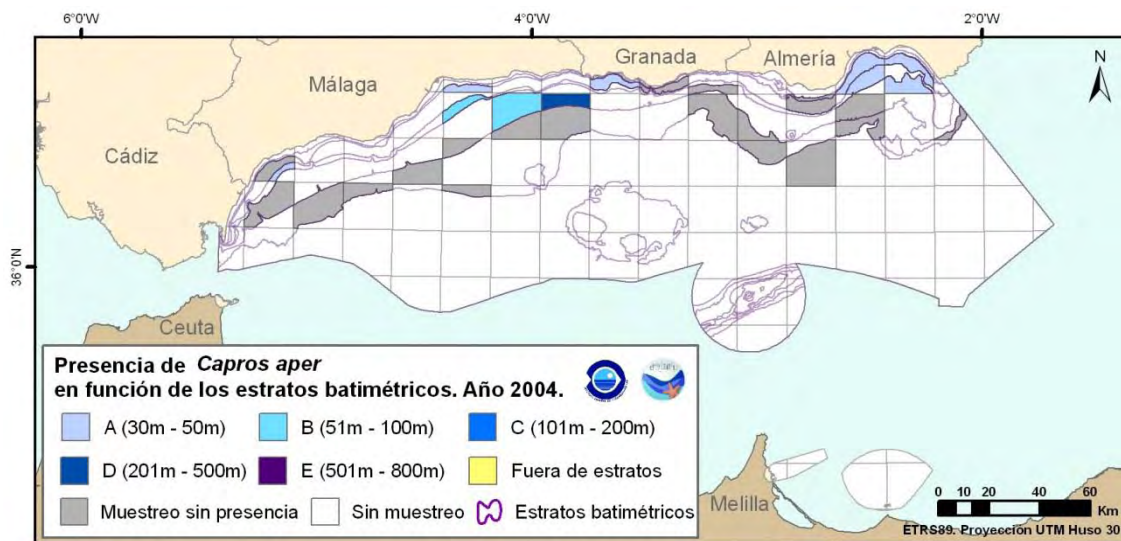


Figura 28- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2004.

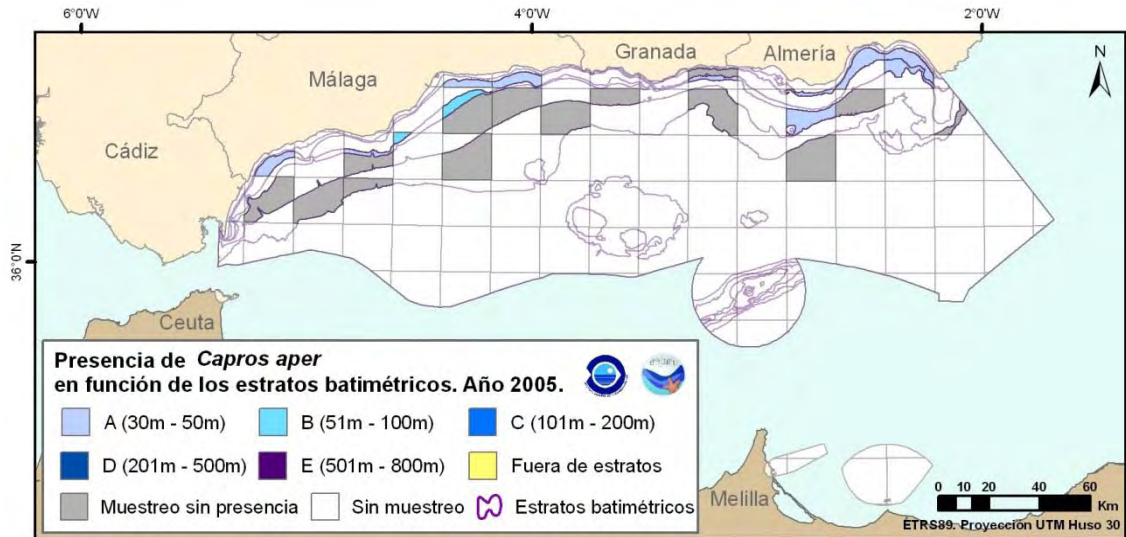


Figura 29- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2005.

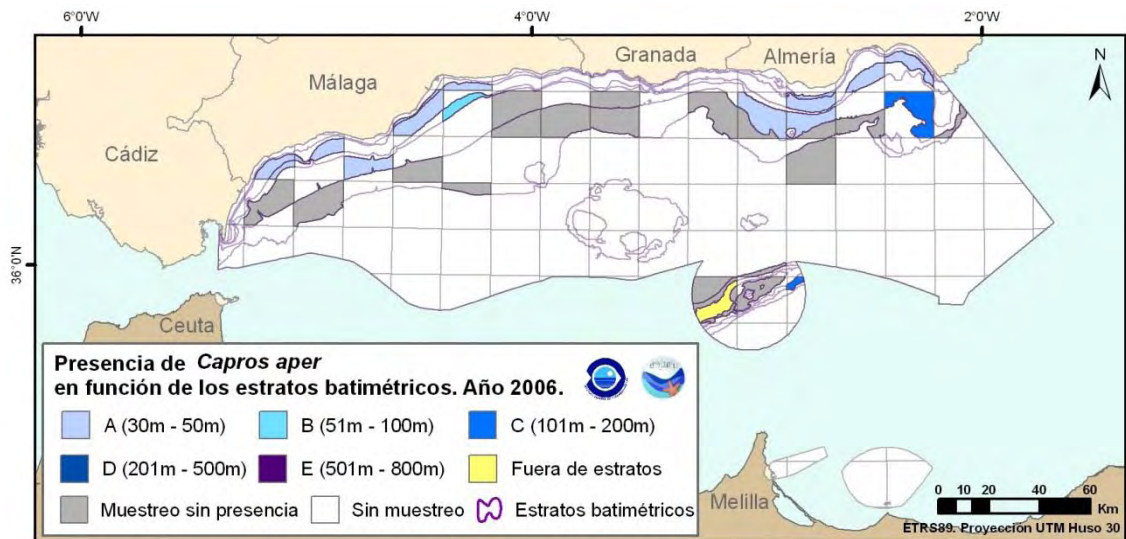


Figura 30- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2006.

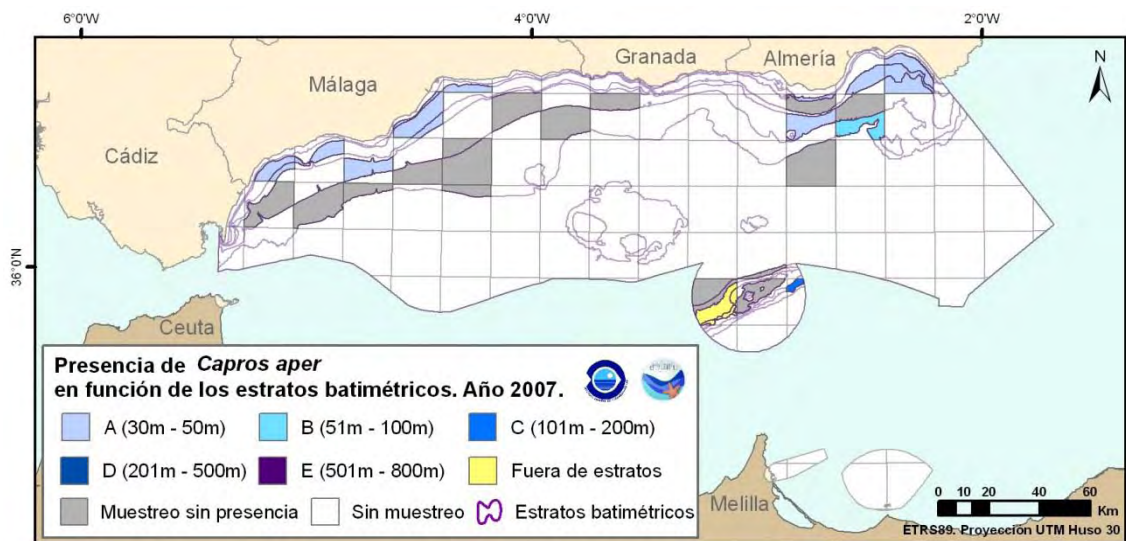


Figura 31- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2007.

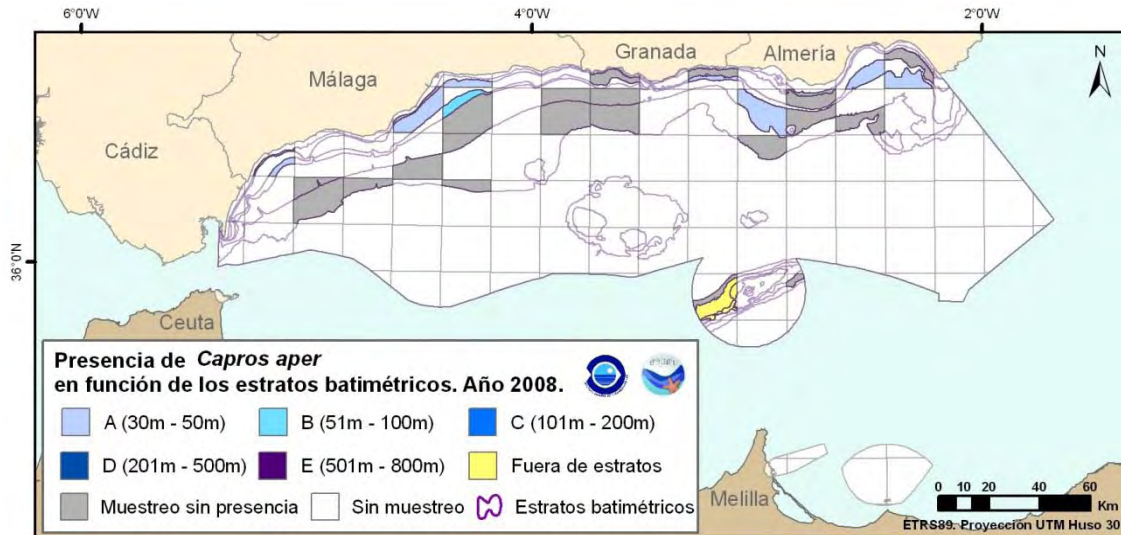


Figura 32- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2008.

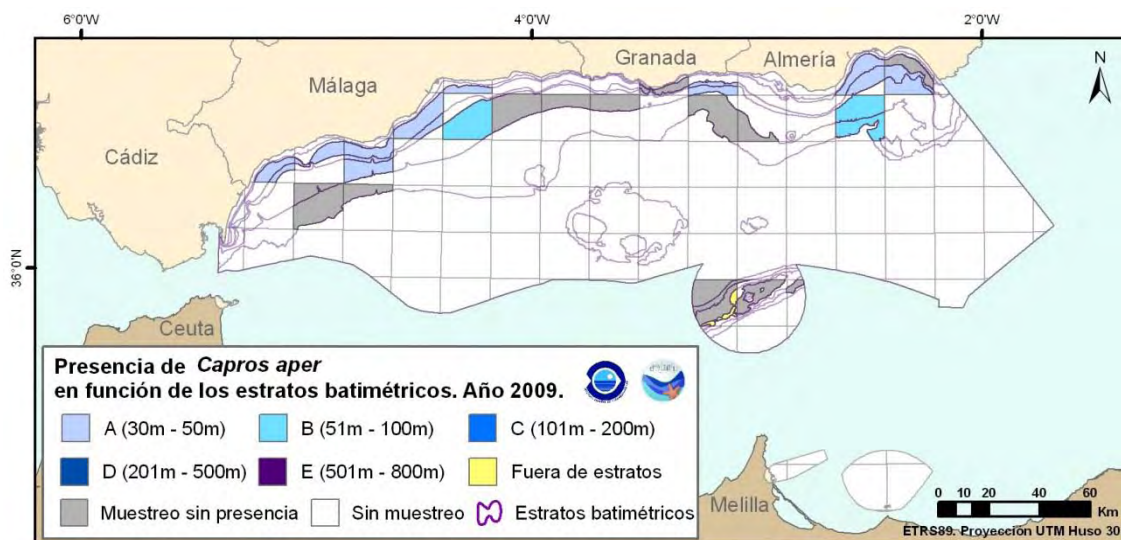


Figura 33- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2009.

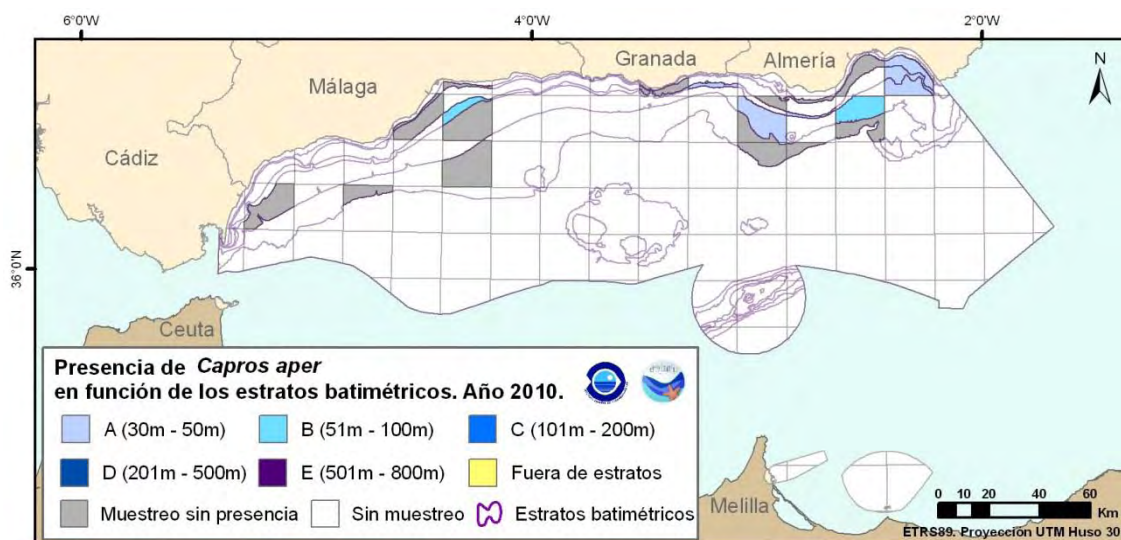


Figura 34- Mapas de distribución de *Capros aper* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2010.

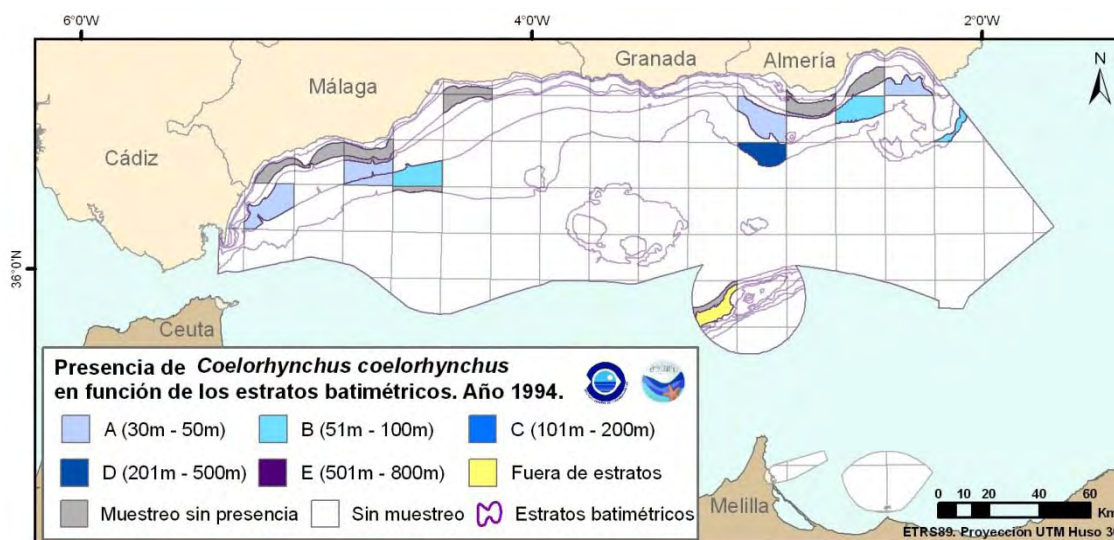


Figura 35- Mapas de distribución de *Coelorhynchus coelorhynchus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1994.

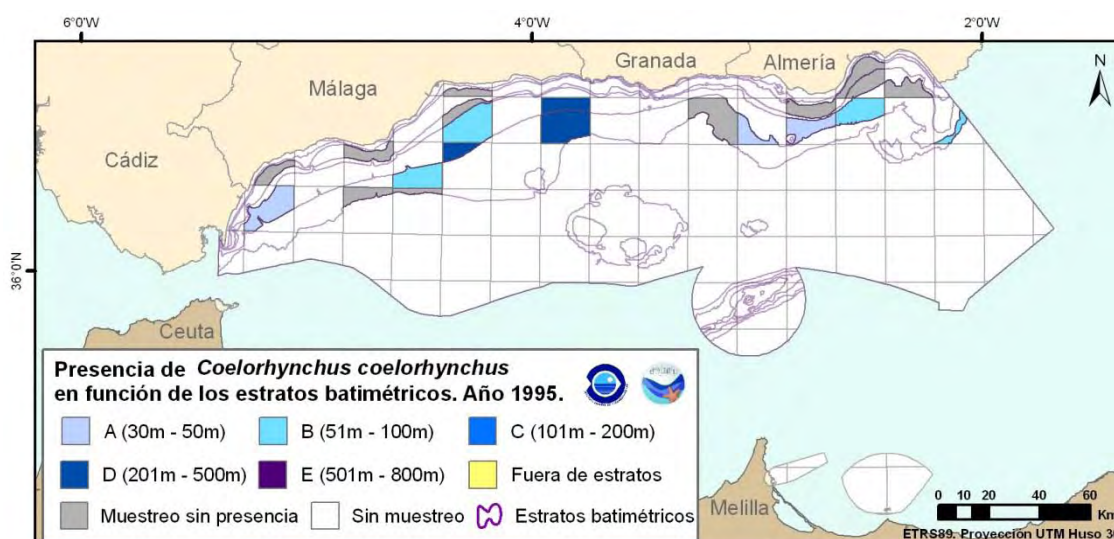


Figura 36- Mapas de distribución de *Coelorhynchus coelorhynchus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1995.

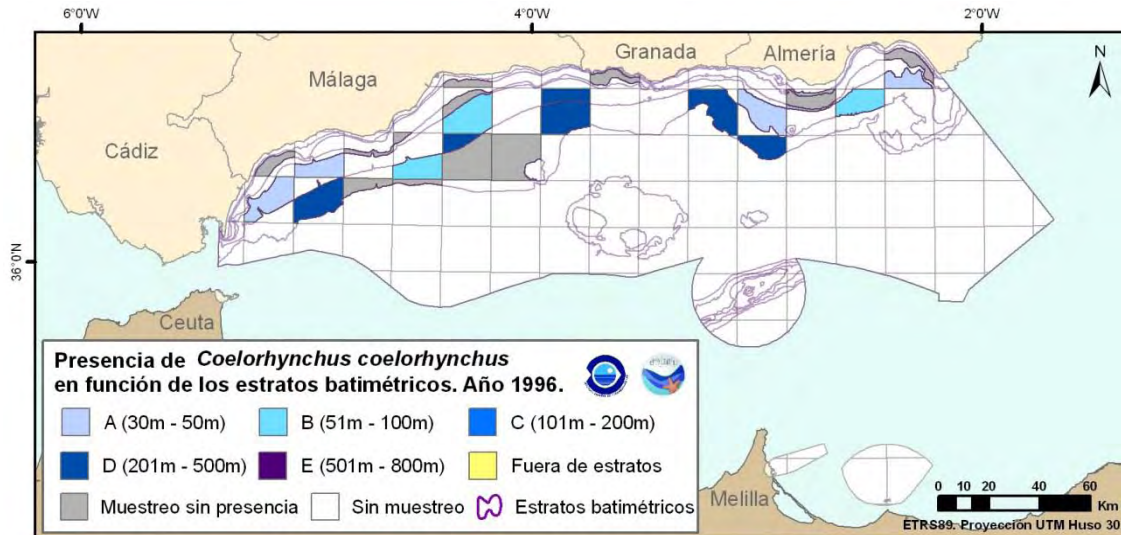


Figura 37- Mapas de distribución de *Coelorhynchus coelorhynchus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1996.

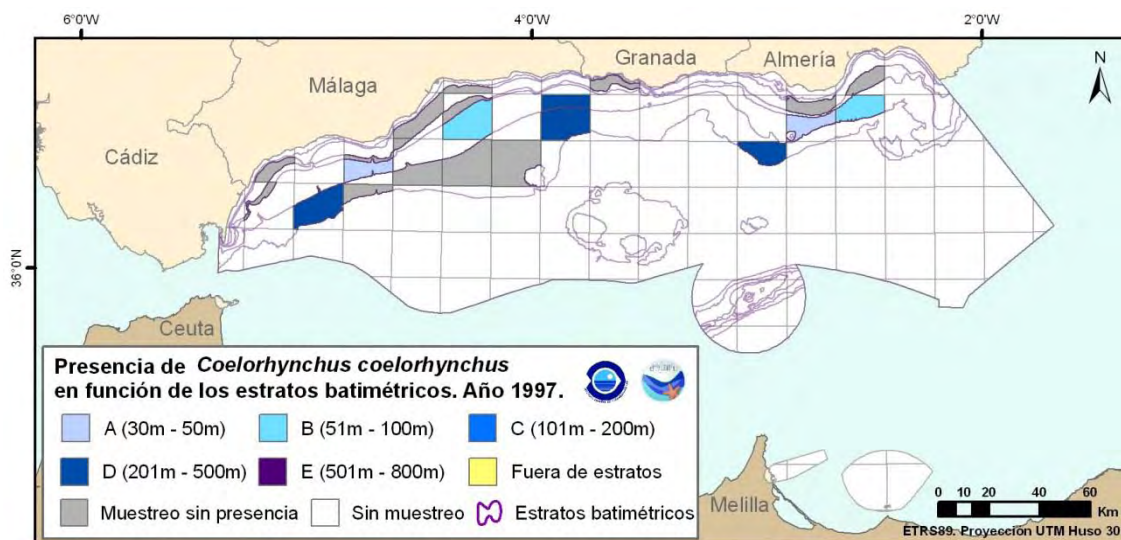


Figura 38- Mapas de distribución de *Coelorhynchus coelorhynchus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1997.

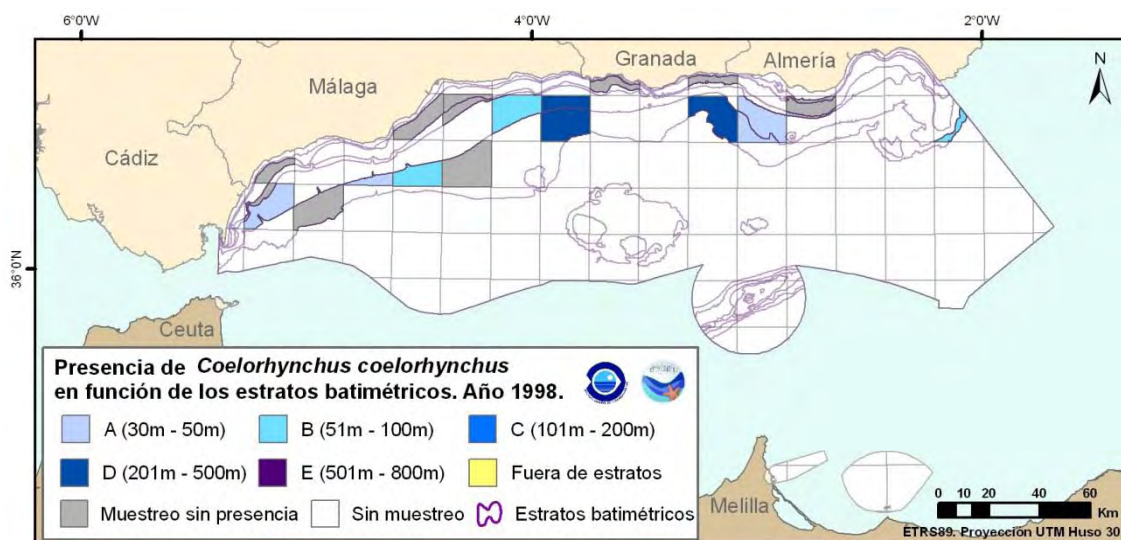


Figura 39- Mapas de distribución de *Coelorhynchus coelorhynchus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1998.

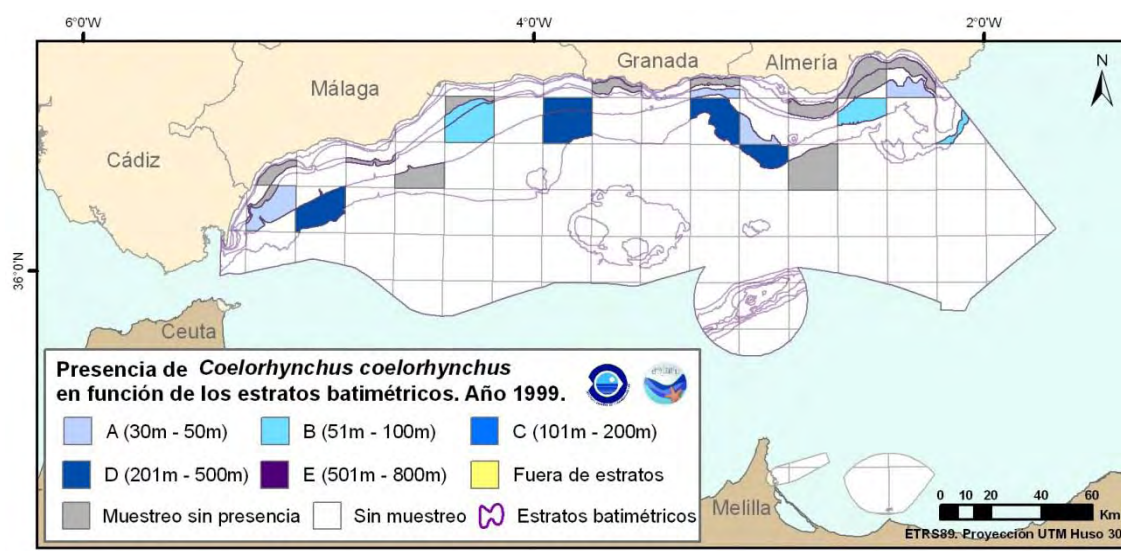


Figura 40- Mapas de distribución de *Coelorhynchus coelorhynchus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1999.

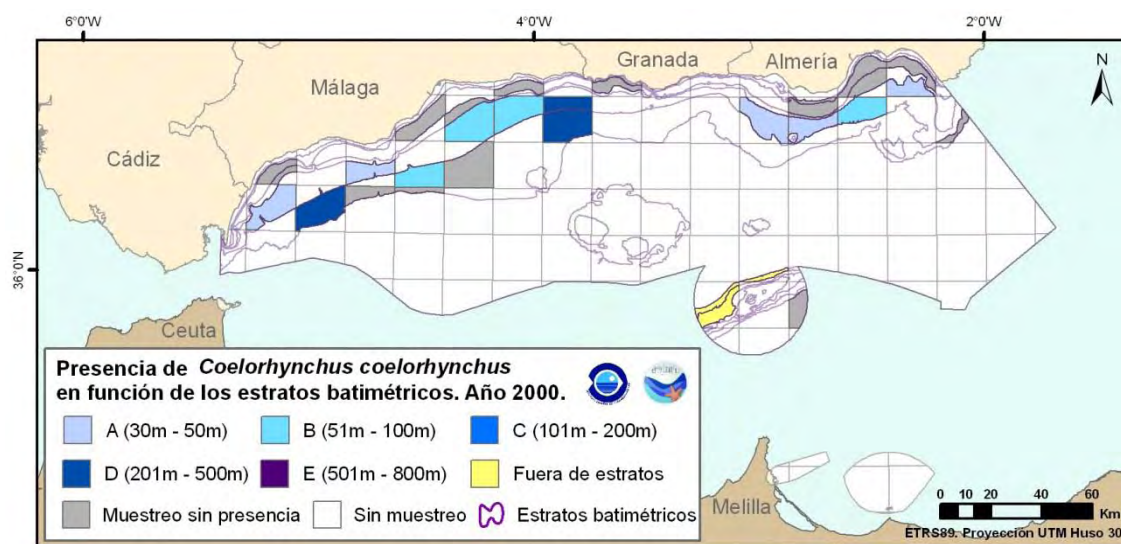


Figura 41- Mapas de distribución de *Coelorhynchus coelorhynchus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2000.

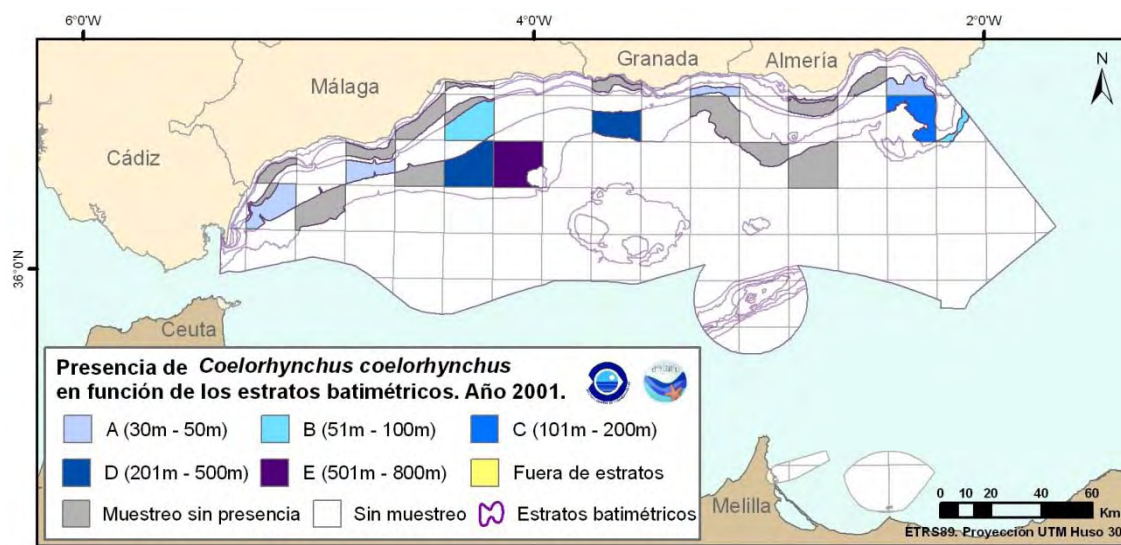


Figura 42- Mapas de distribución de *Coelorhynchus coelorhynchus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2001.

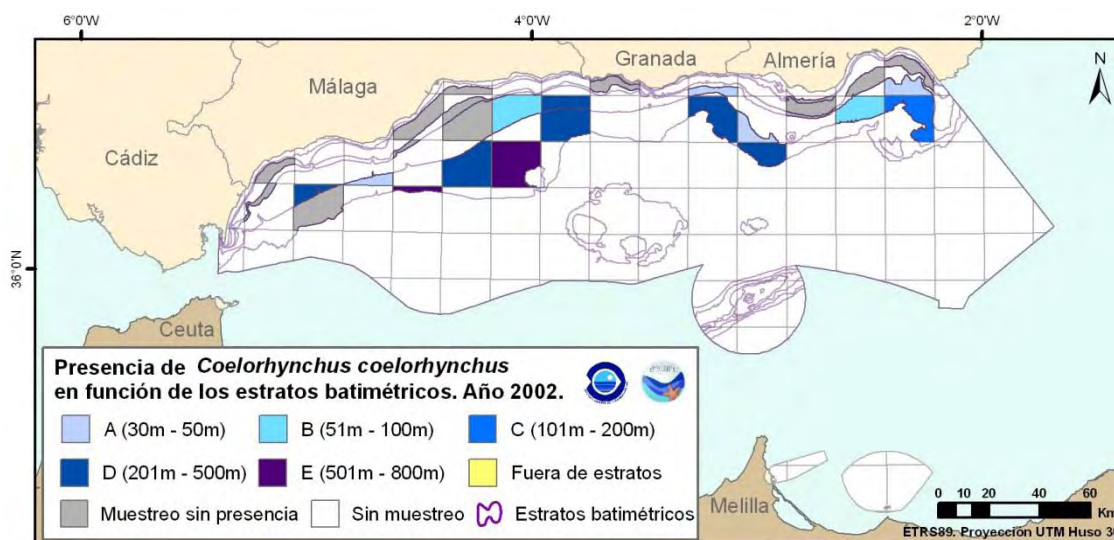


Figura 43- Mapas de distribución de *Coelorhynchus coelorhynchus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2002.

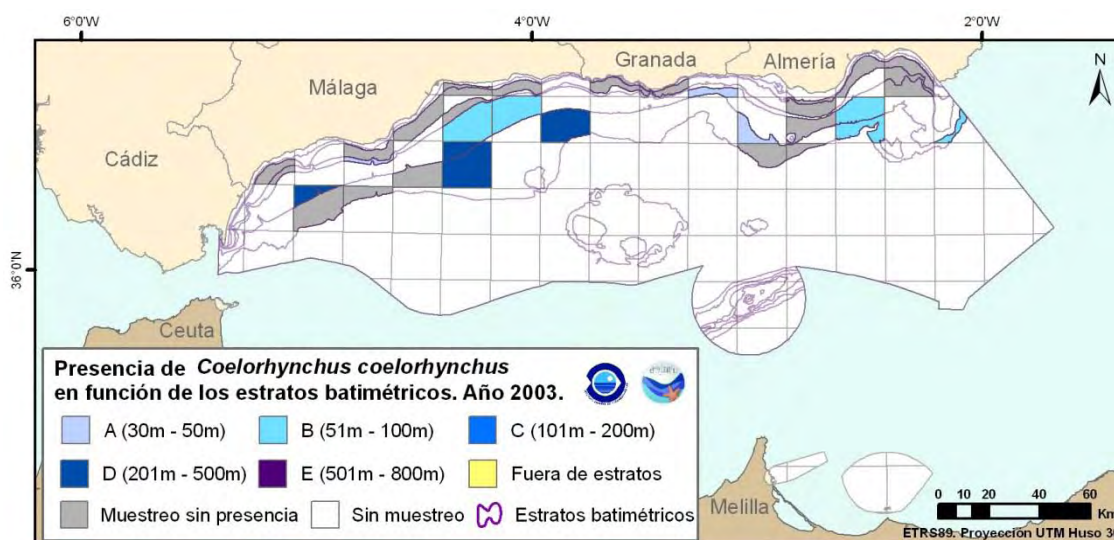


Figura 44- Mapas de distribución de *Coelorhynchus coelorhynchus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2003.

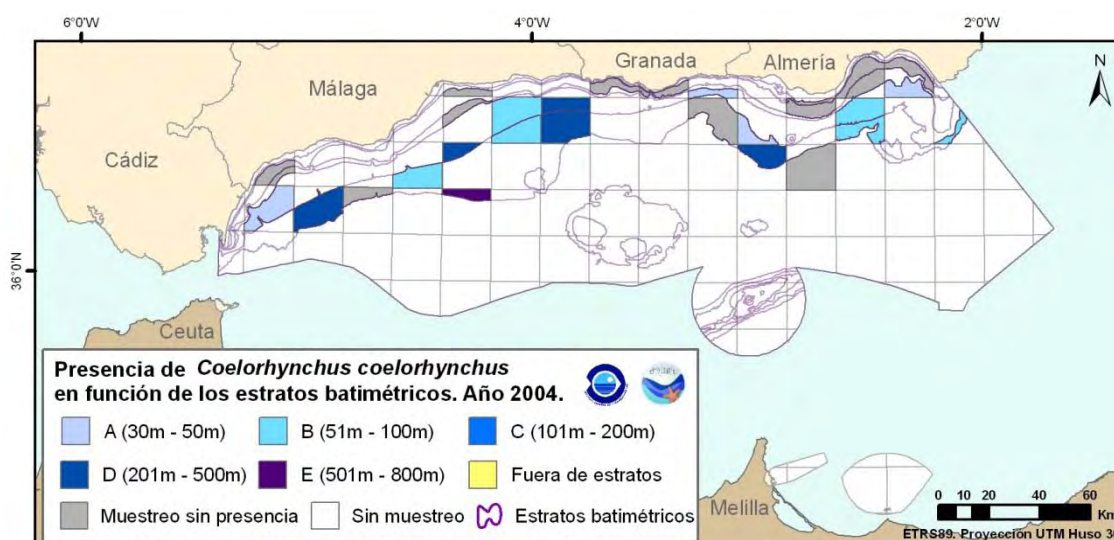


Figura 45- Mapas de distribución de *Coelorhynchus coelorhynchus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2004.

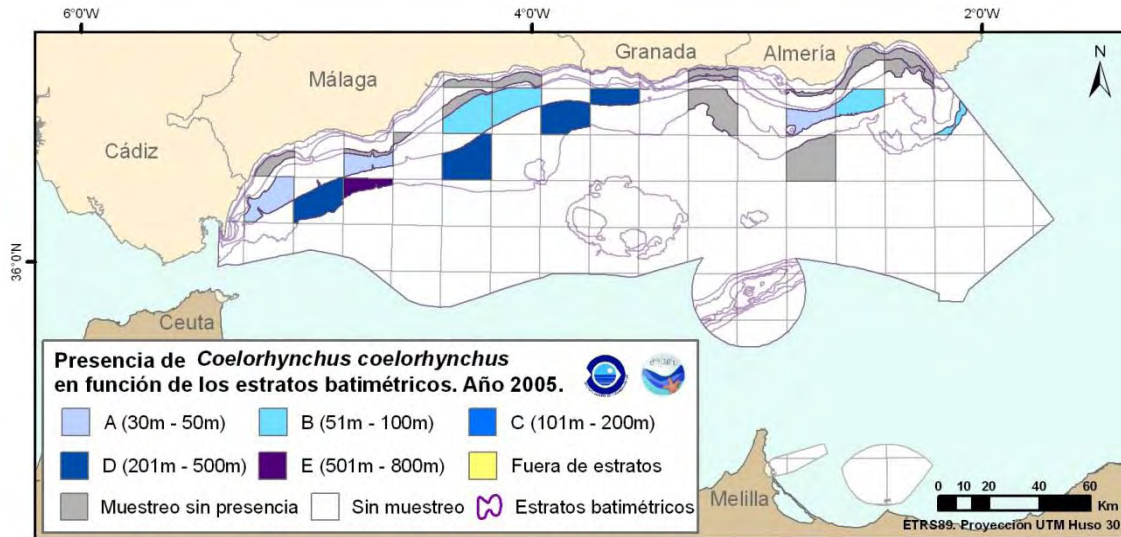


Figura 46- Mapas de distribución de *Coelorhynchus coelorhynchus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2005.

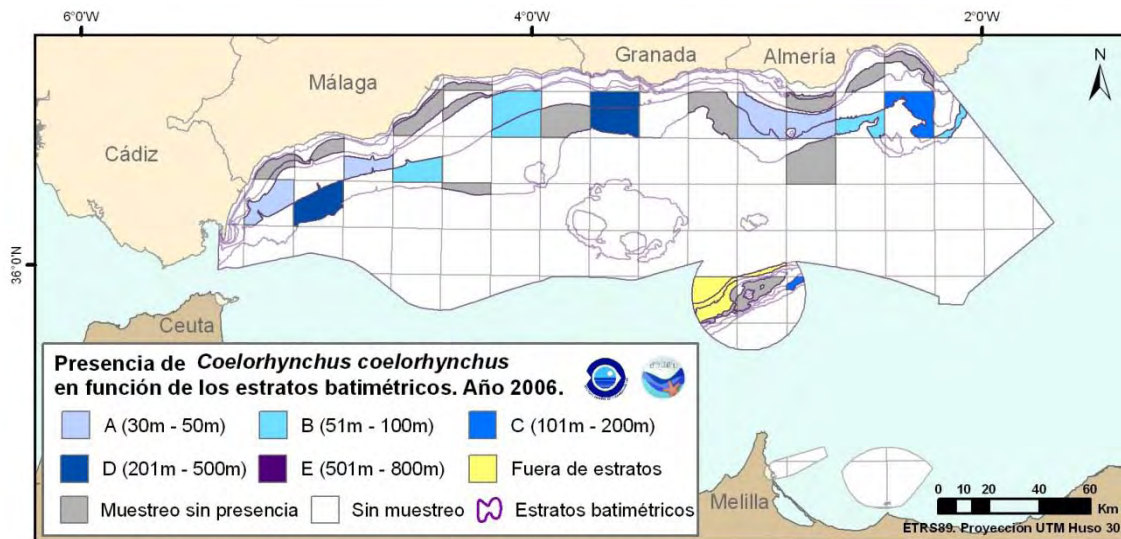


Figura 47- Mapas de distribución de *Coelorhynchus coelorhynchus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2006.

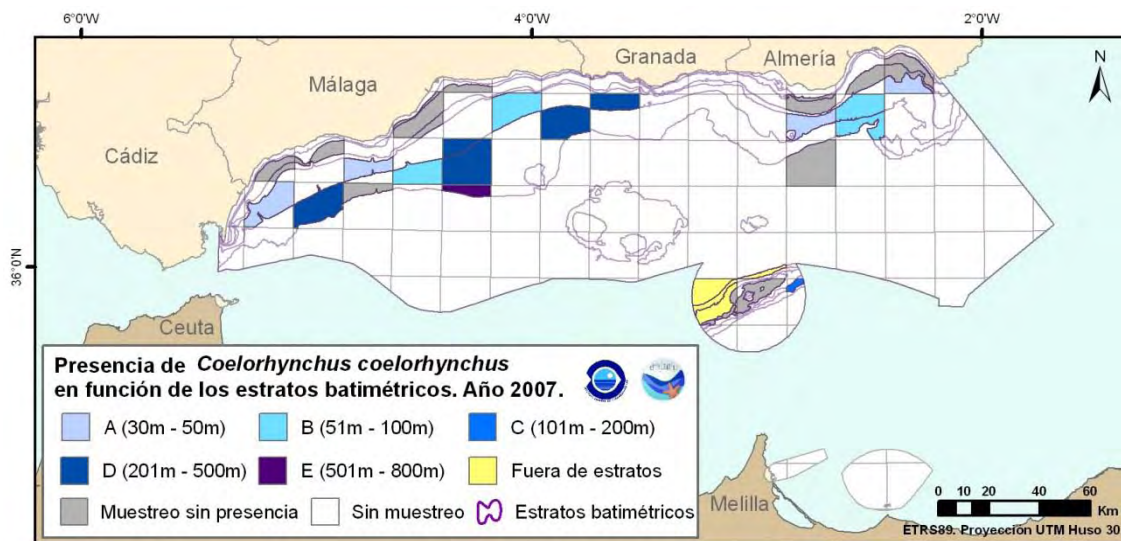


Figura 48- Mapas de distribución de *Coelorhynchus coelorhynchus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2007.

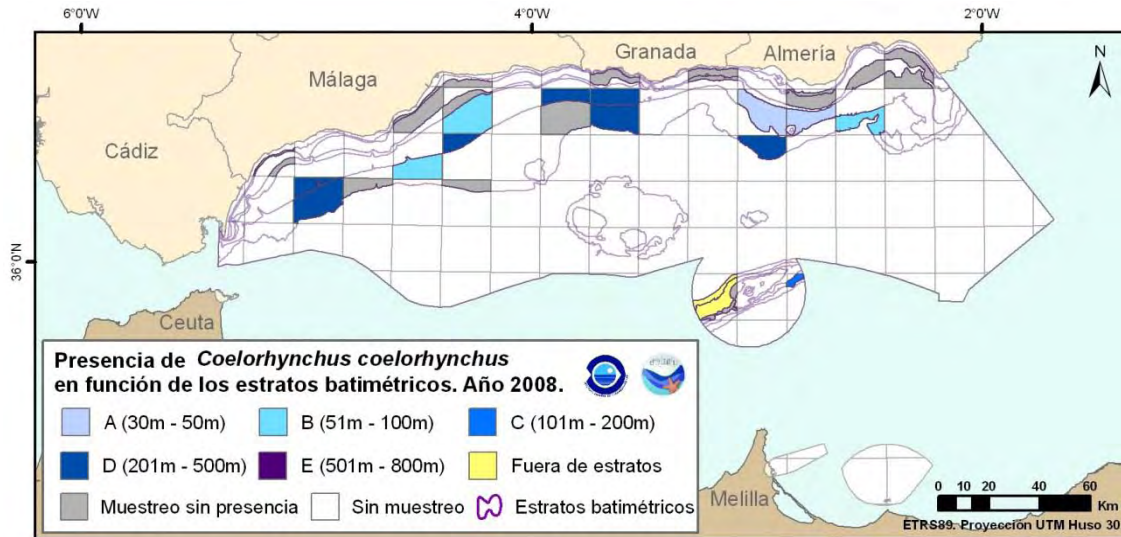


Figura 49- Mapas de distribución de *Coelorhynchus coelorhynchus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2008.

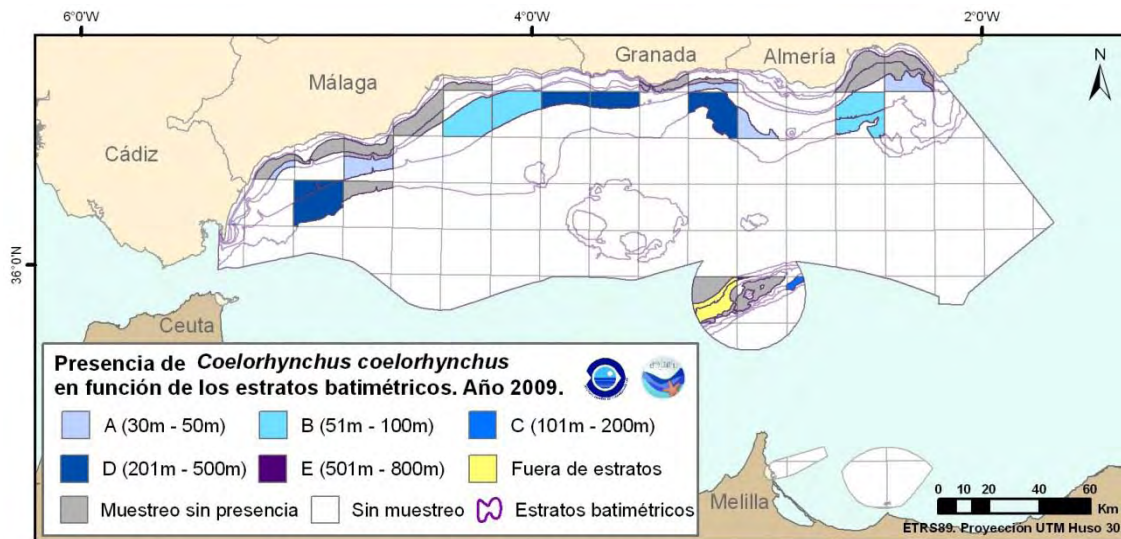


Figura 50- Mapas de distribución de *Coelorhynchus coelorhynchus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2009.

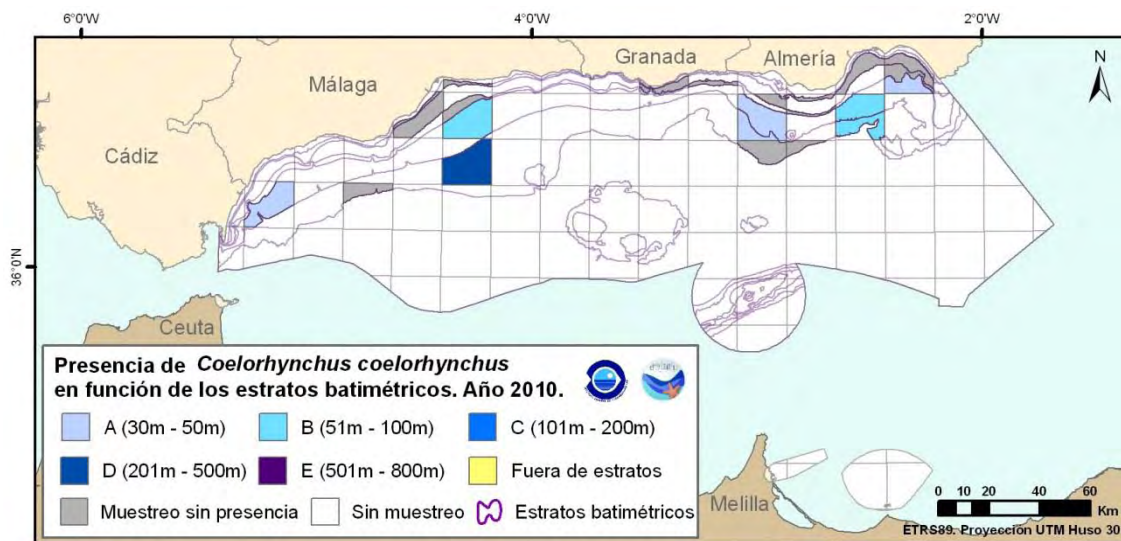


Figura 51- Mapas de distribución de *Coelorhynchus coelorhynchus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2010.

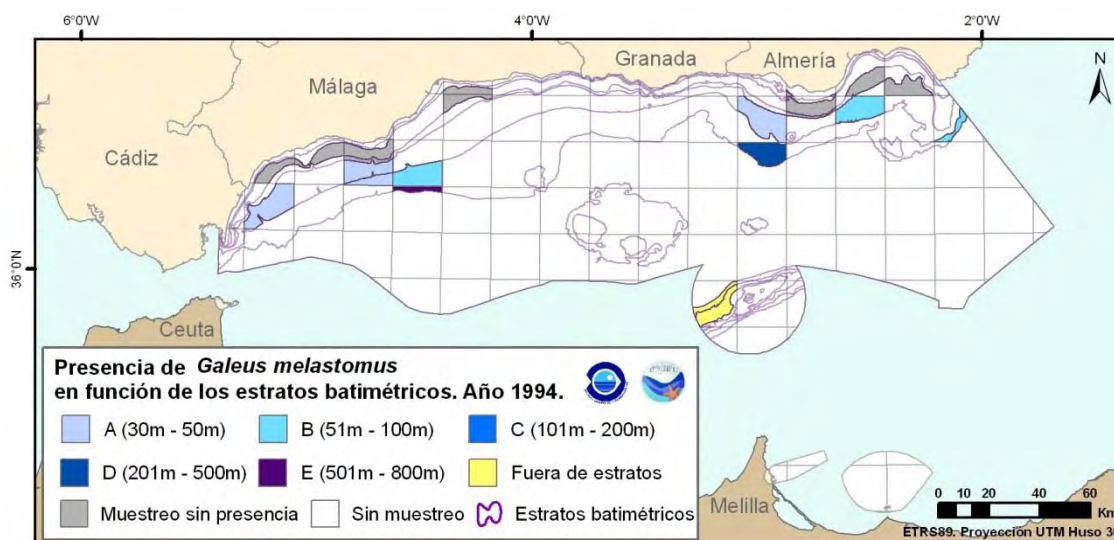


Figura 52- Mapas de distribución de *Galeus melastomus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1994.

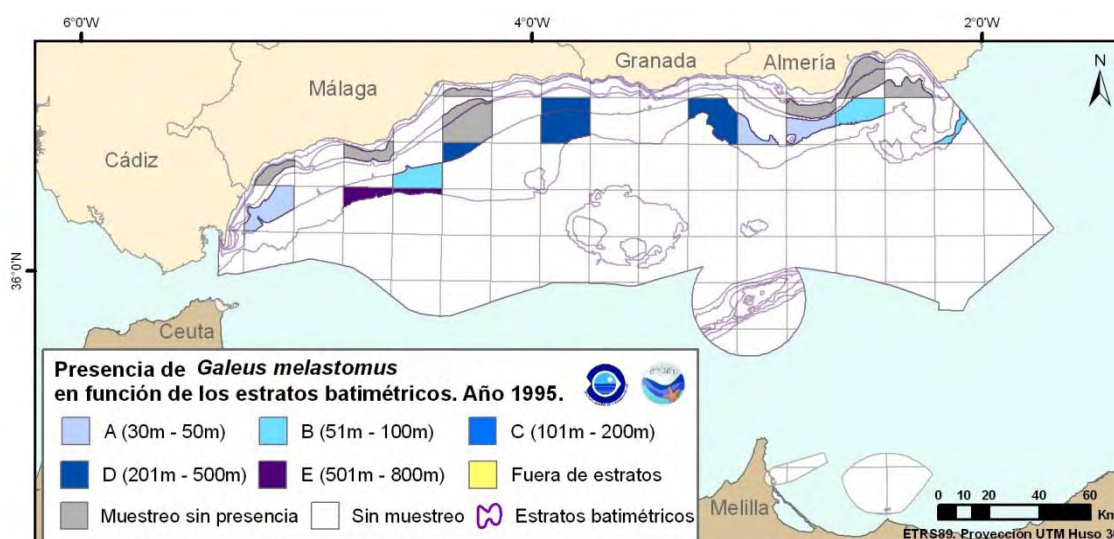


Figura 53- Mapas de distribución de *Galeus melastomus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1995.

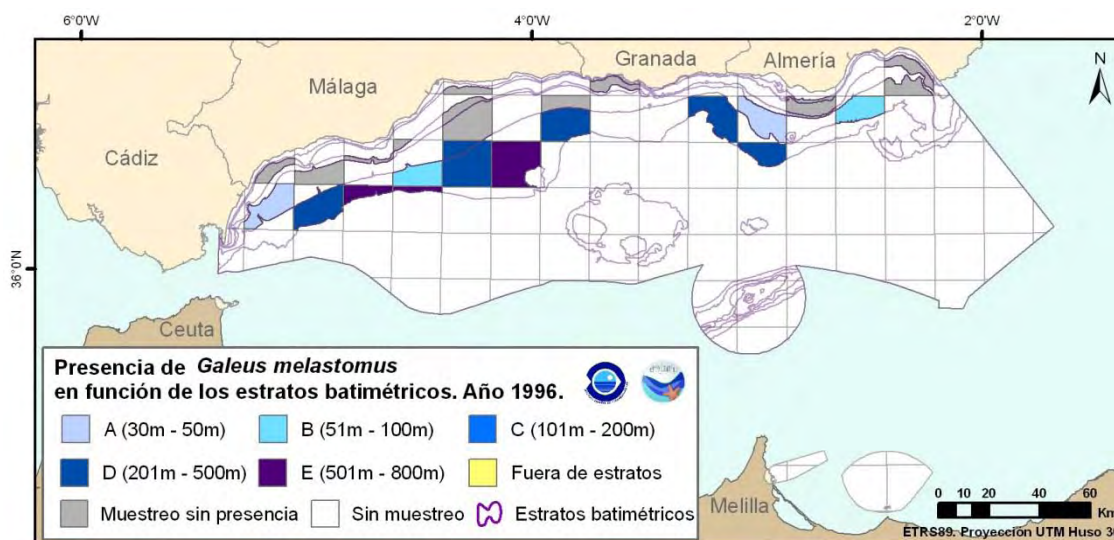


Figura 54- Mapas de distribución de *Galeus melastomus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1996.

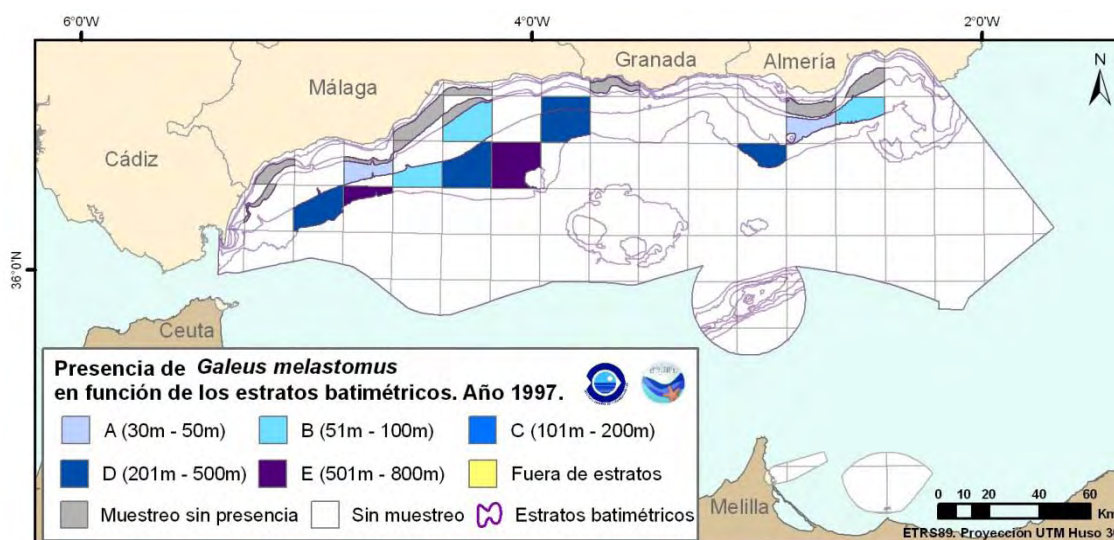


Figura 55- Mapas de distribución de *Galeus melastomus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1997.

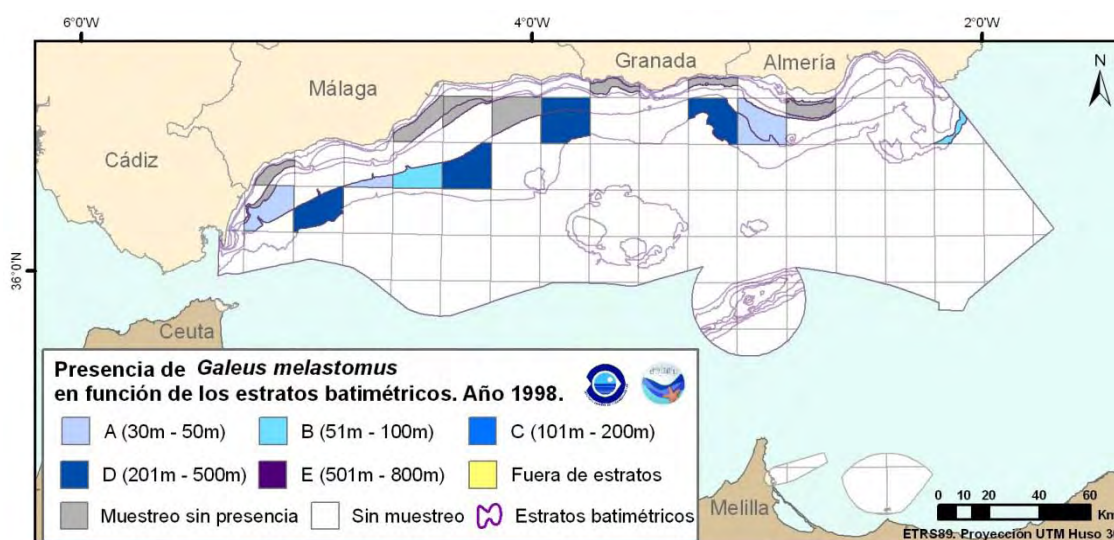


Figura 56- Mapas de distribución de *Galeus melastomus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1998.

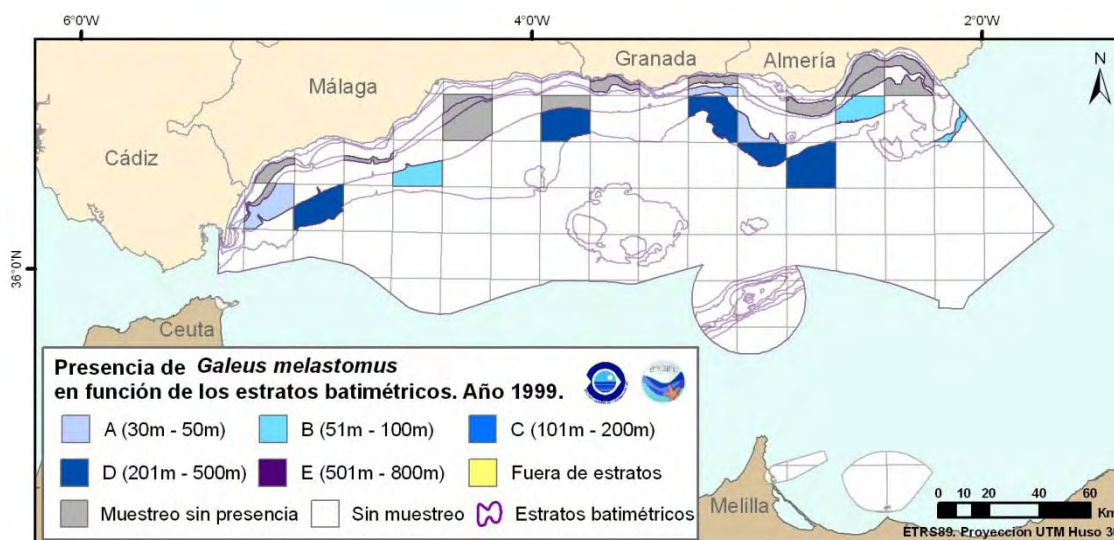


Figura 57- Mapas de distribución de *Galeus melastomus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1999.

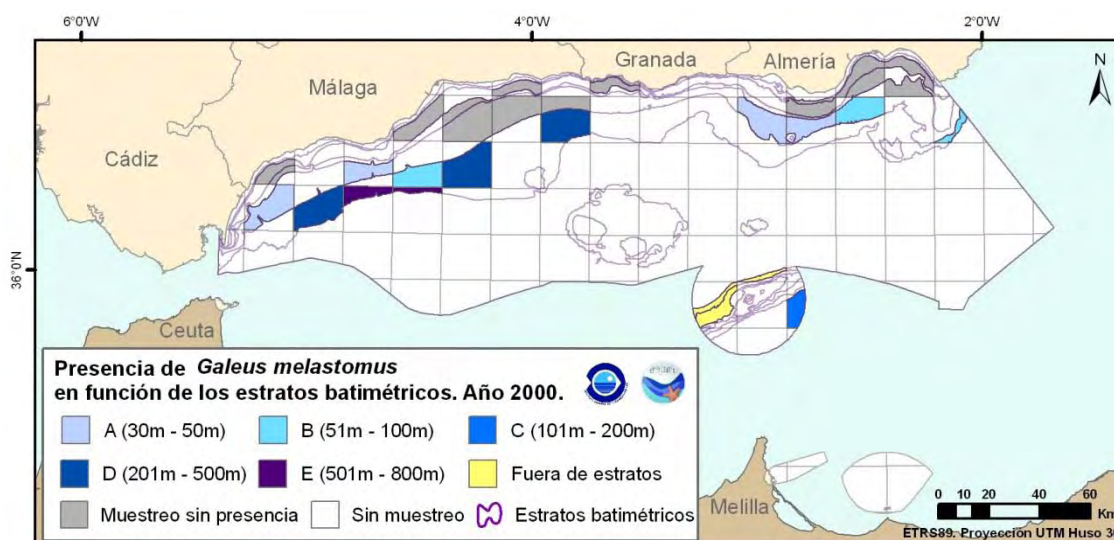


Figura 58- Mapas de distribución de *Galeus melastomus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2000.

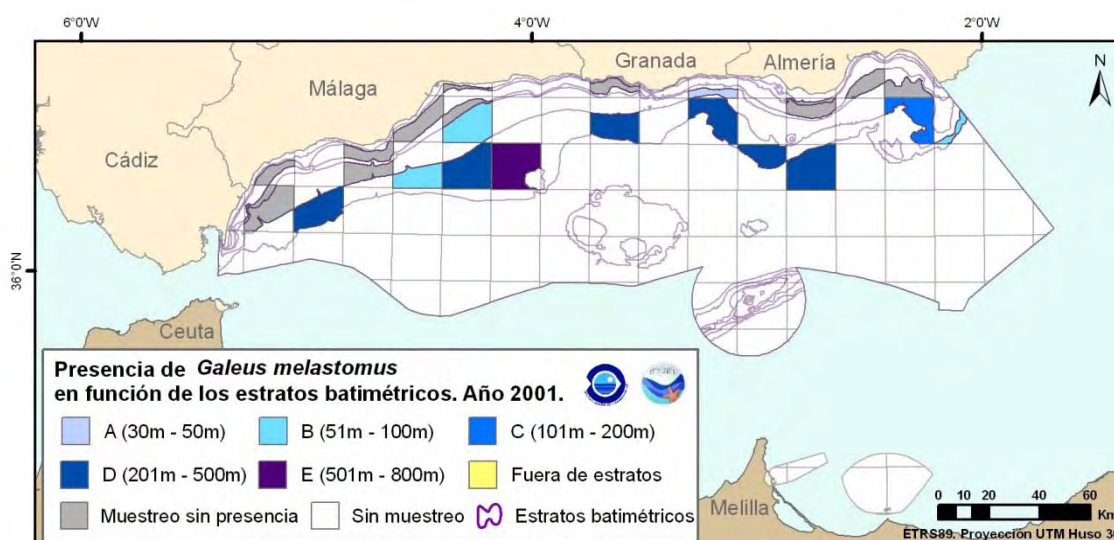


Figura 59- Mapas de distribución de *Galeus melastomus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2001.

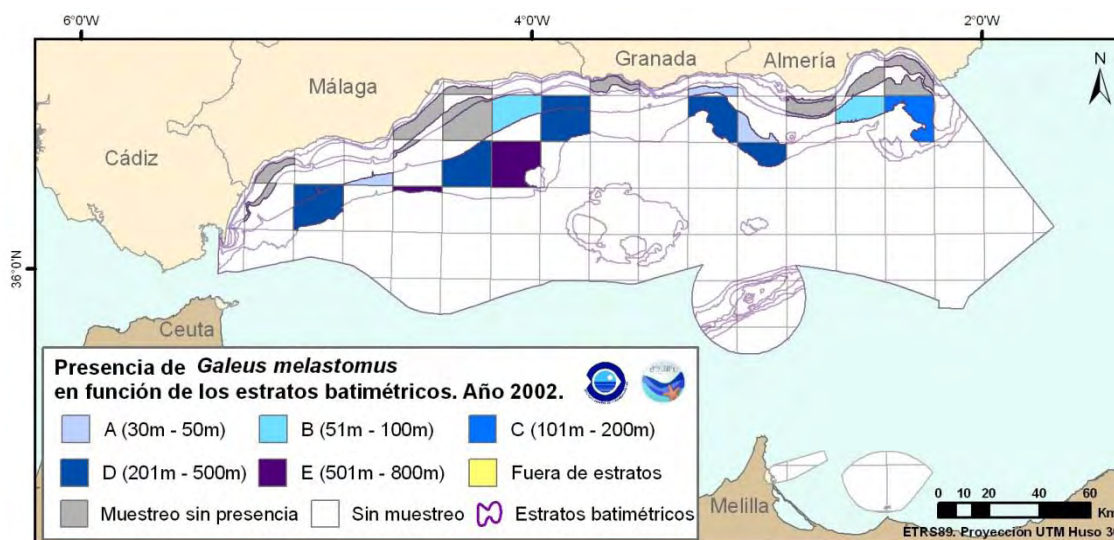


Figura 60- Mapas de distribución de *Galeus melastomus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2002.

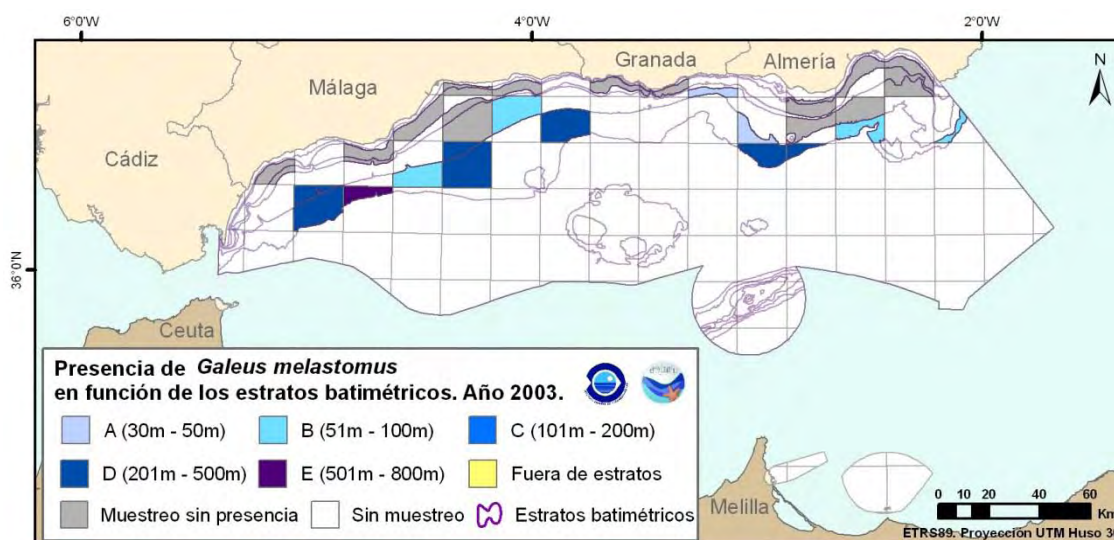


Figura 61- Mapas de distribución de *Galeus melastomus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2003.

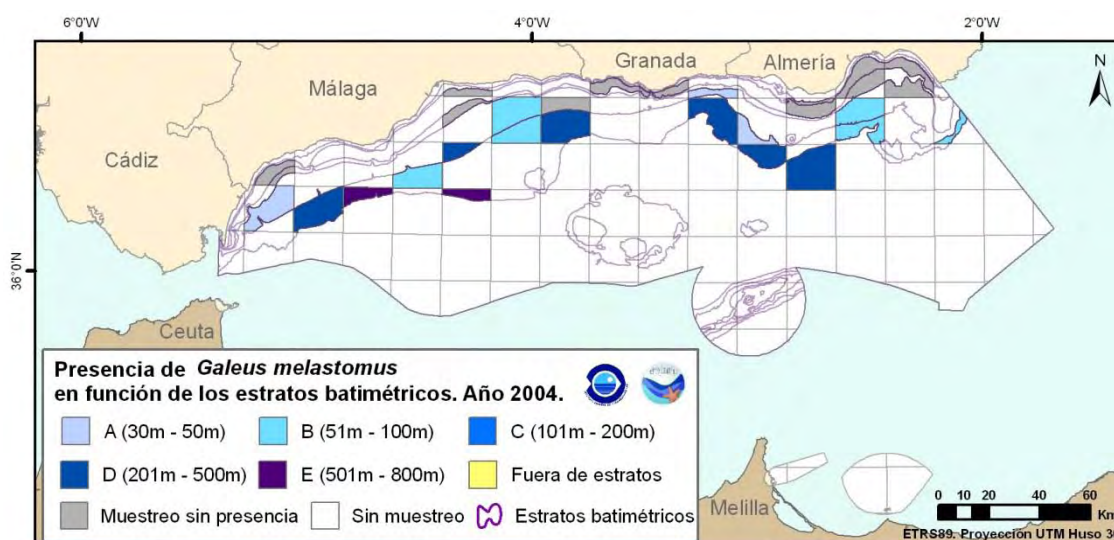


Figura 62- Mapas de distribución de *Galeus melastomus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2004.

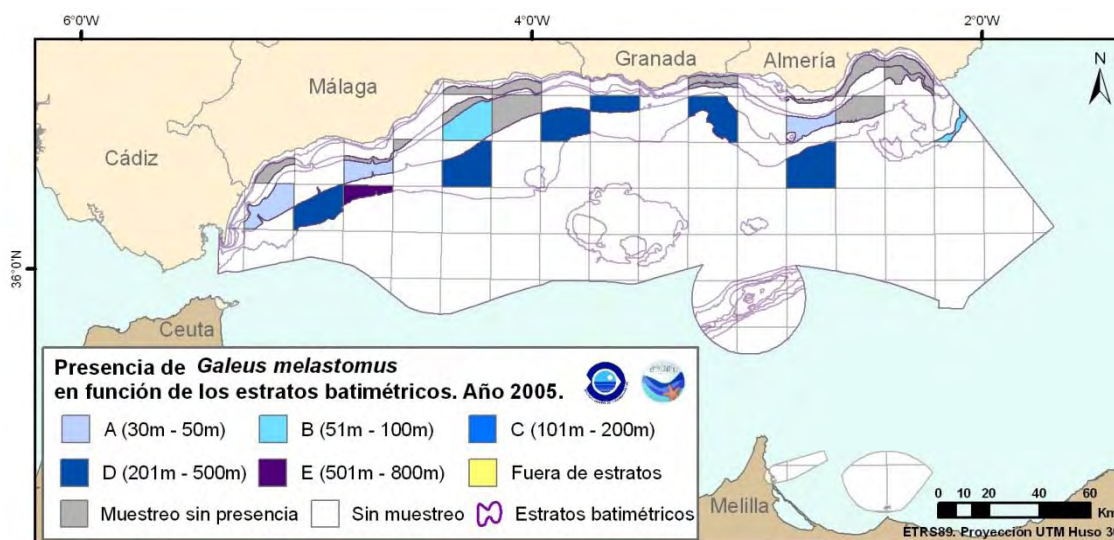


Figura 63- Mapas de distribución de *Galeus melastomus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2005.

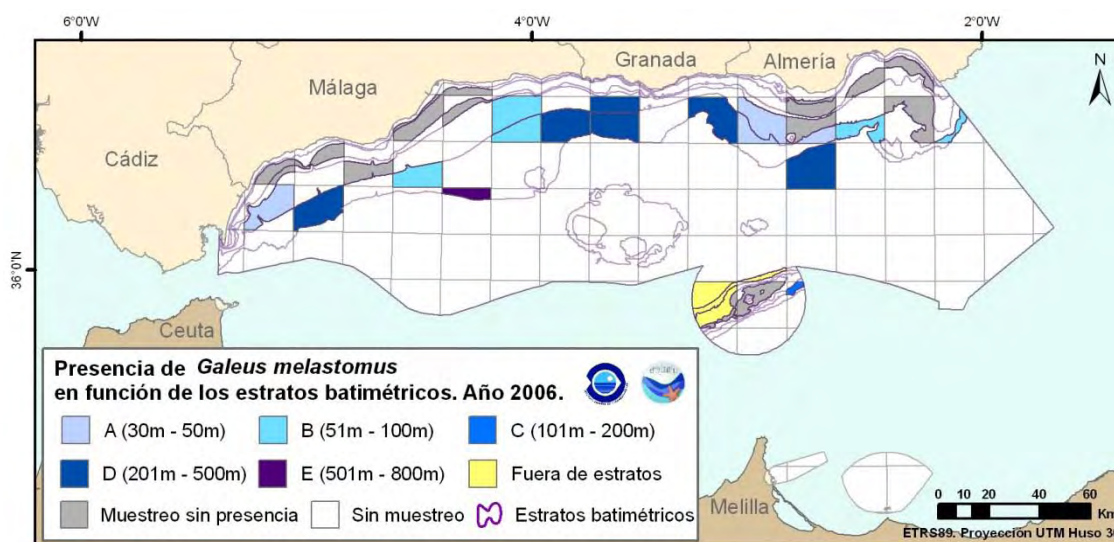


Figura 64- Mapas de distribución de *Galeus melastomus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2006.

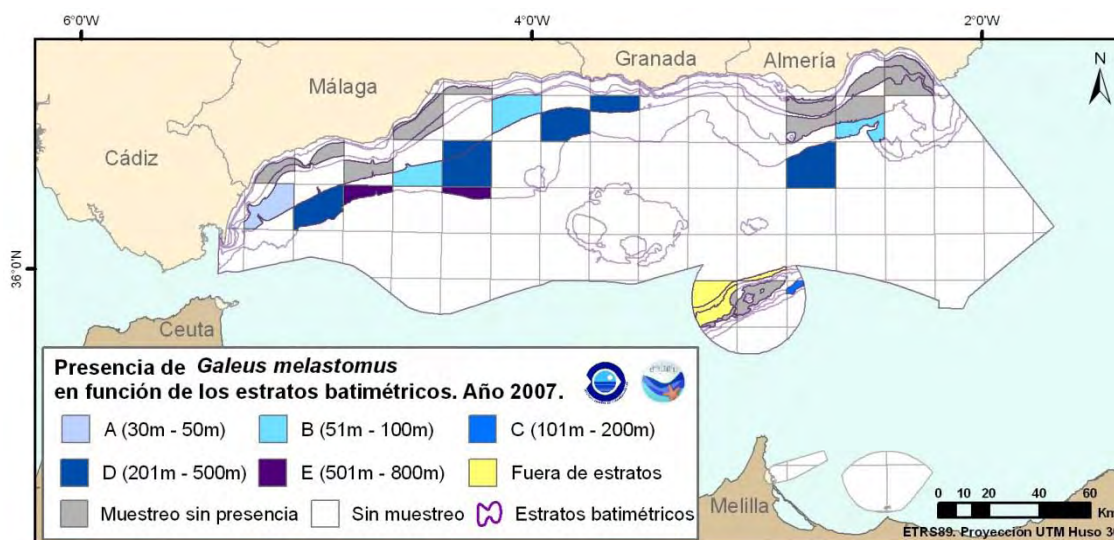


Figura 65- Mapas de distribución de *Galeus melastomus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2007.

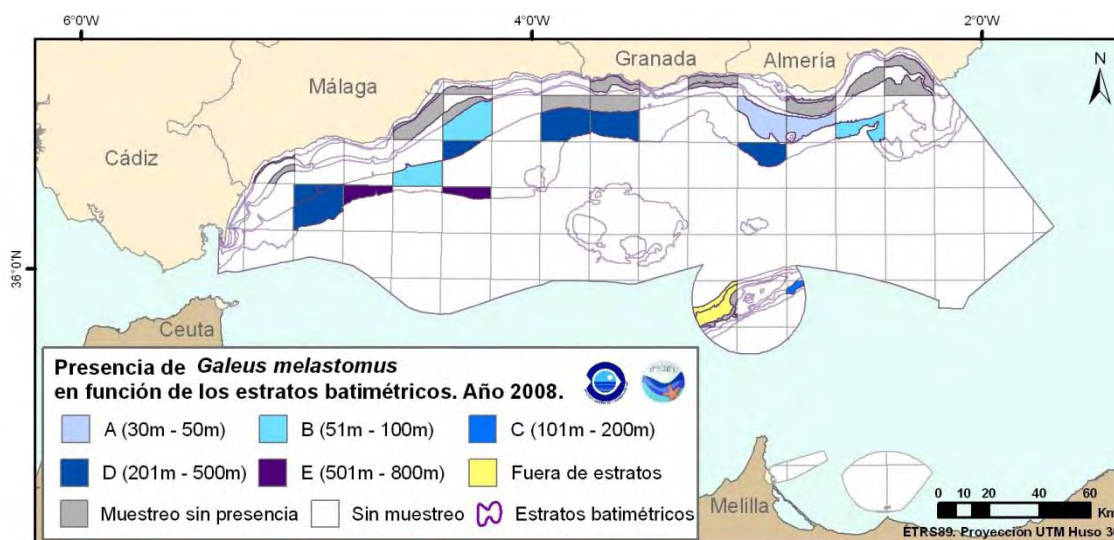


Figura 66- Mapas de distribución de *Galeus melastomus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2008.

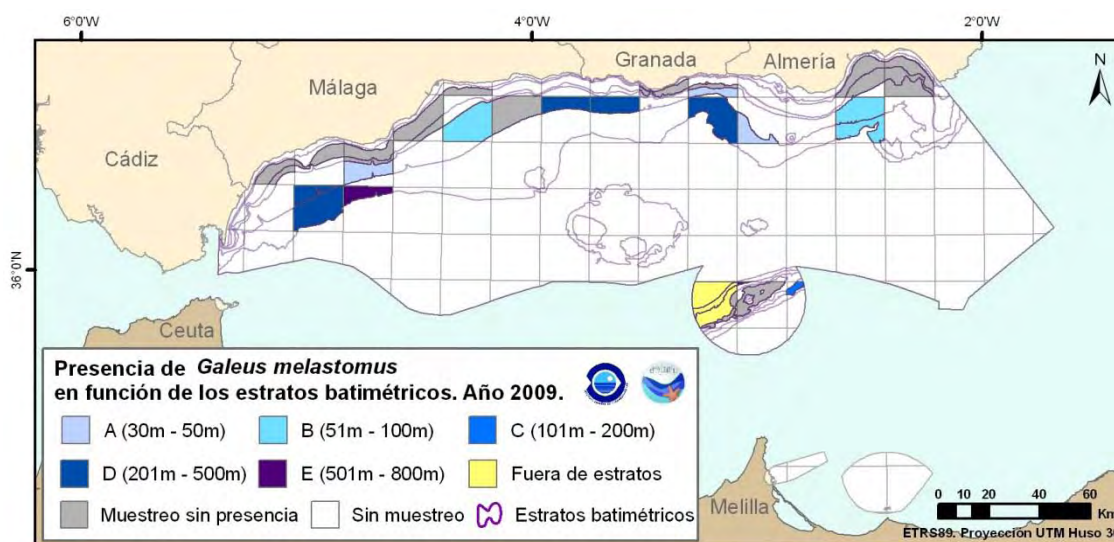


Figura 67- Mapas de distribución de *Galeus melastomus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2009.

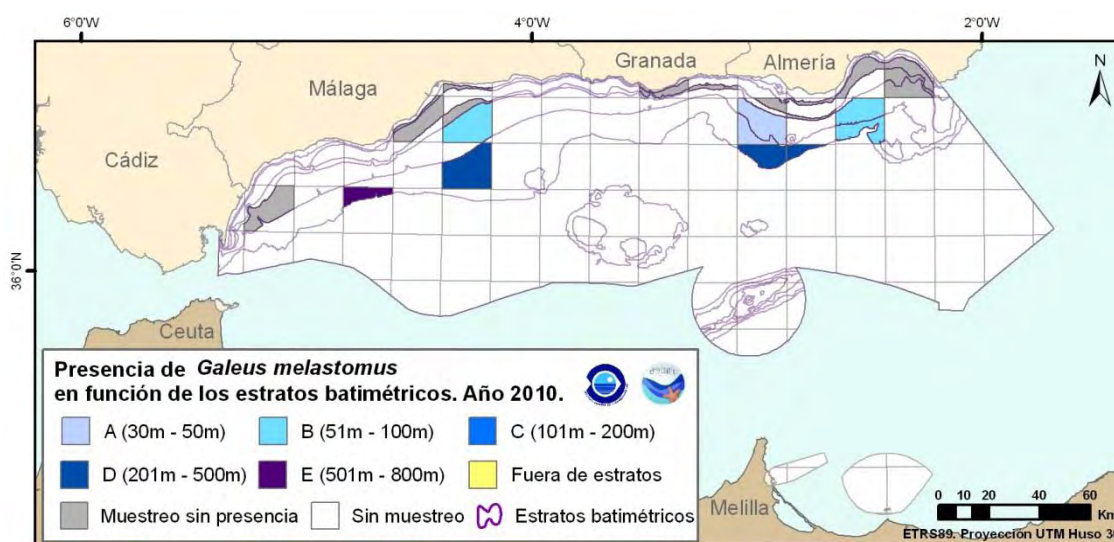


Figura 68- Mapas de distribución de *Galeus melastomus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2010.

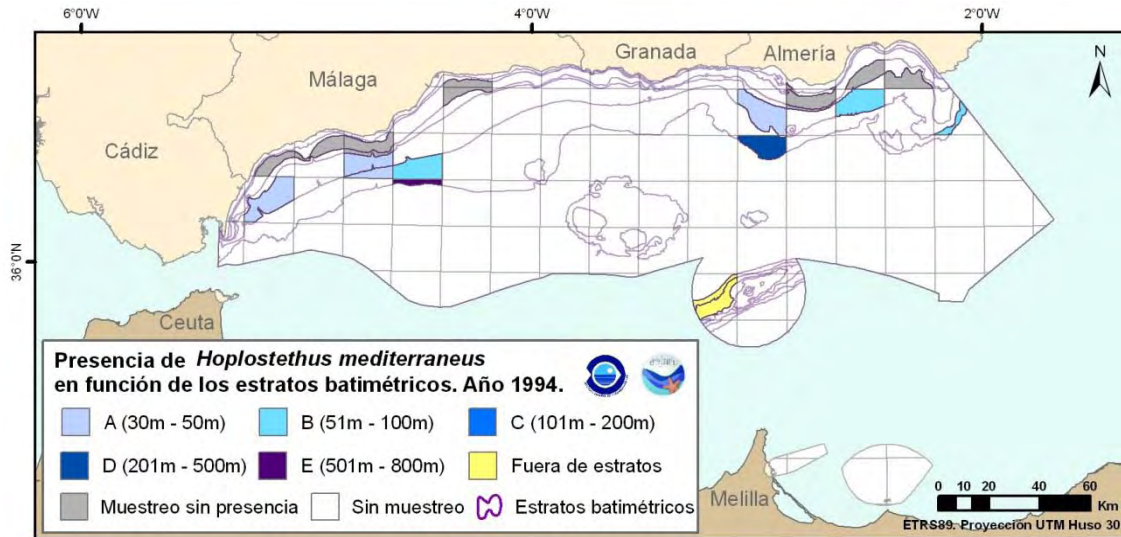


Figura 69 - Mapas de distribución de *Hoplostethus mediterraneus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1994.

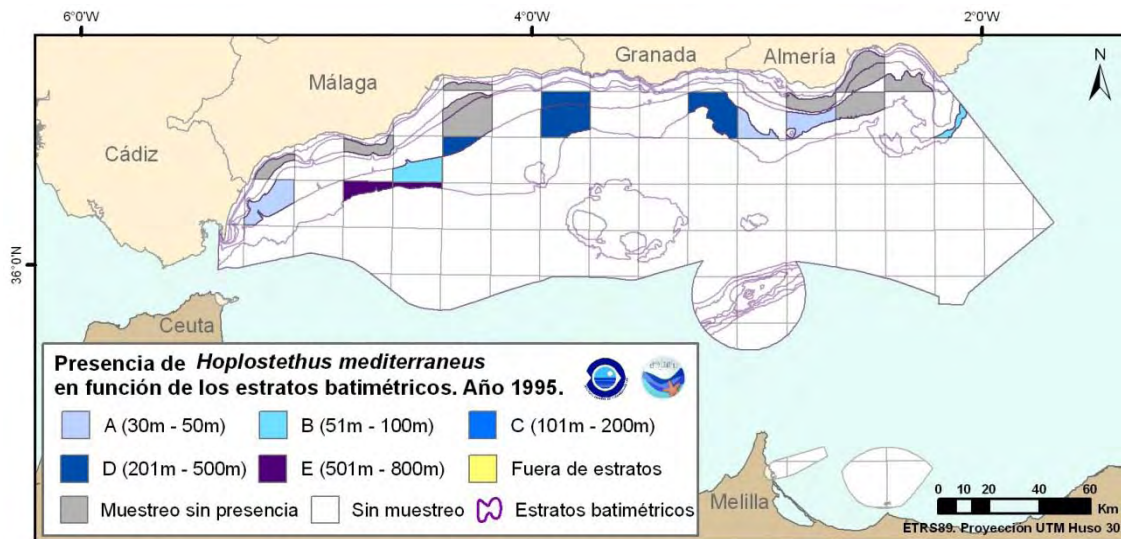


Figura 70- Mapas de distribución de *Hoplostethus mediterraneus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1995.

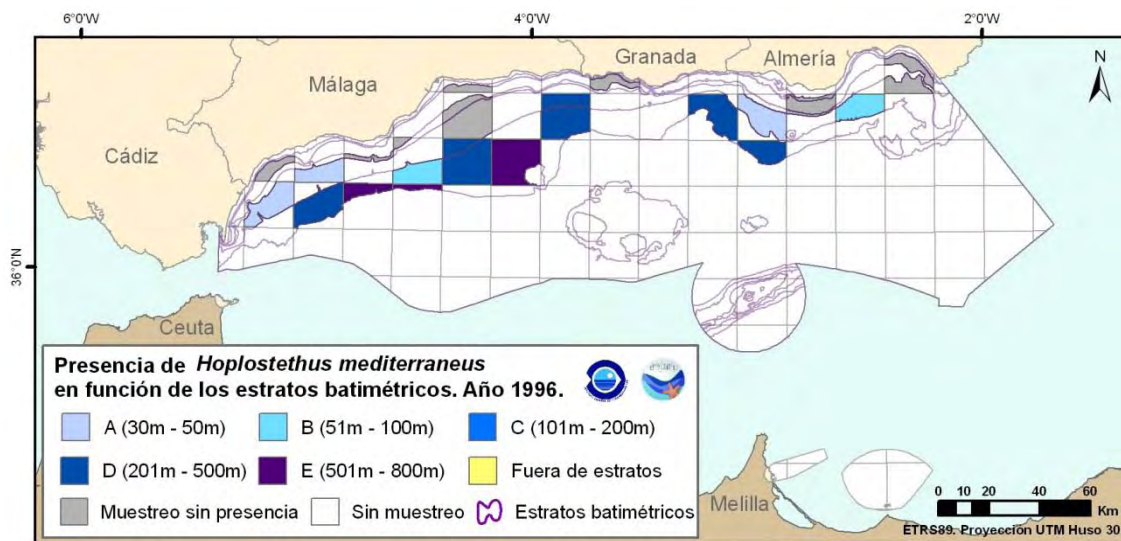


Figura 71- Mapas de distribución de *Hoplostethus mediterraneus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1996.

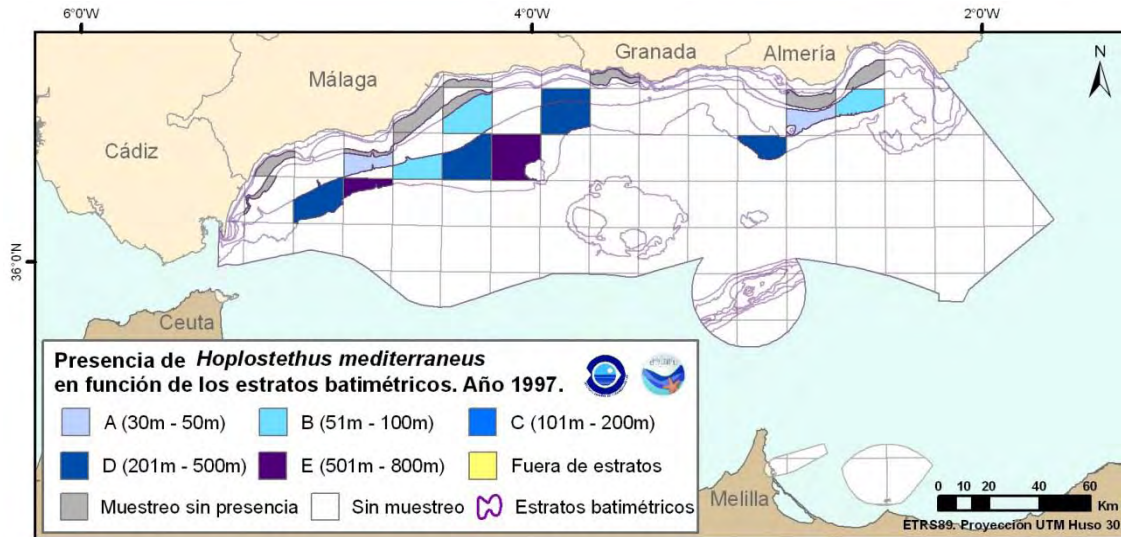


Figura 72- Mapas de distribución de *Hoplostethus mediterraneus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1997.

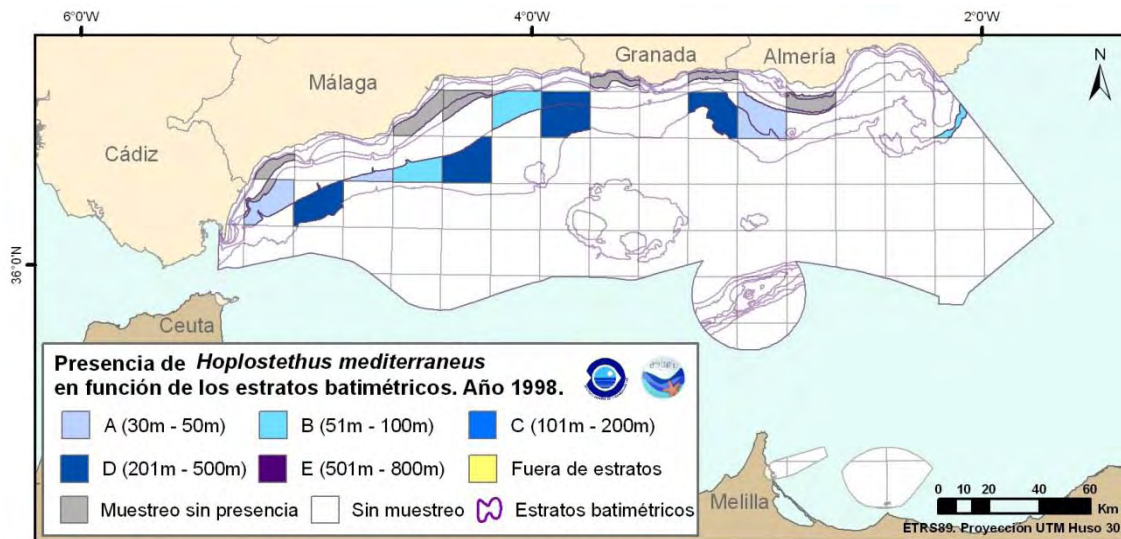


Figura 73- Mapas de distribución de *Hoplostethus mediterraneus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1998.

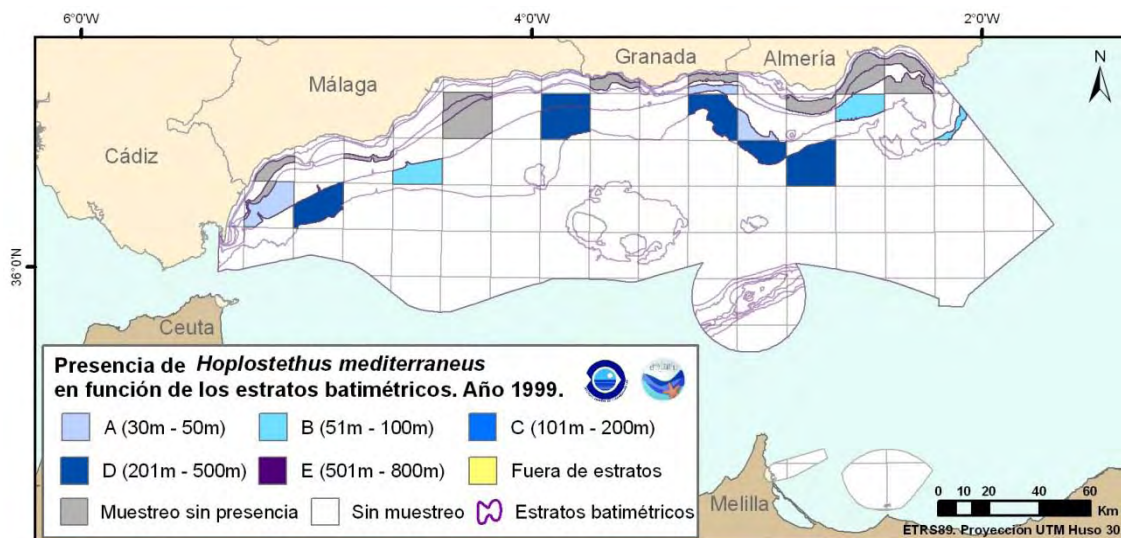


Figura 74- Mapas de distribución de *Hoplostethus mediterraneus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1999.

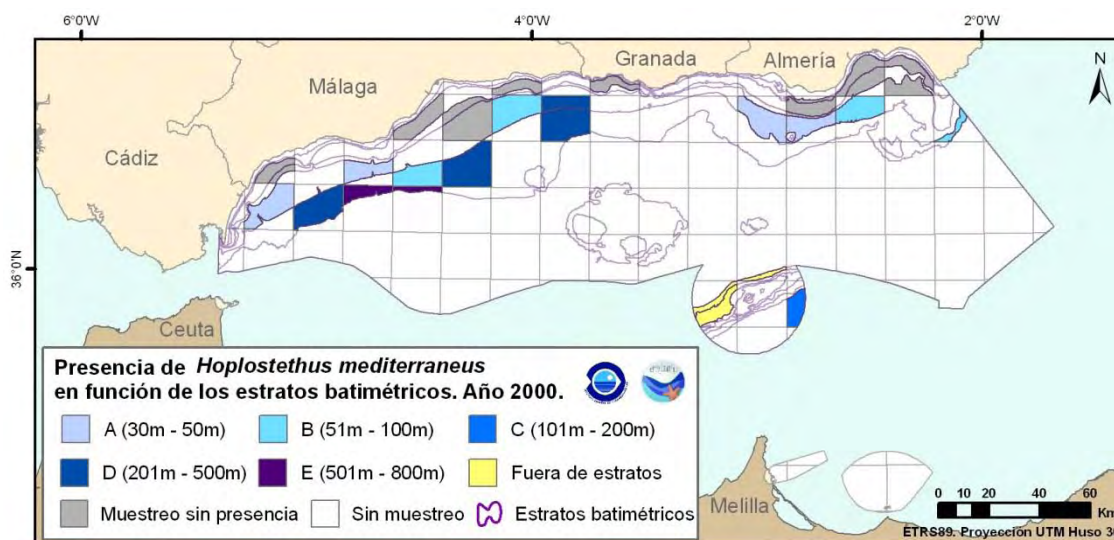


Figura 75- Mapas de distribución de *Hoplostethus mediterraneus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2000.

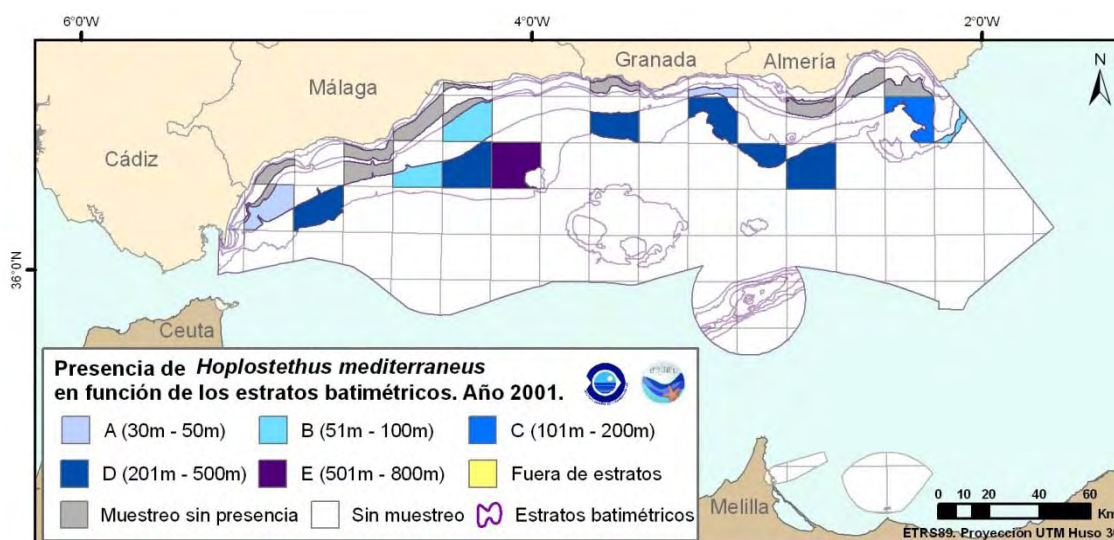


Figura 76- Mapas de distribución de *Hoplostethus mediterraneus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2001.

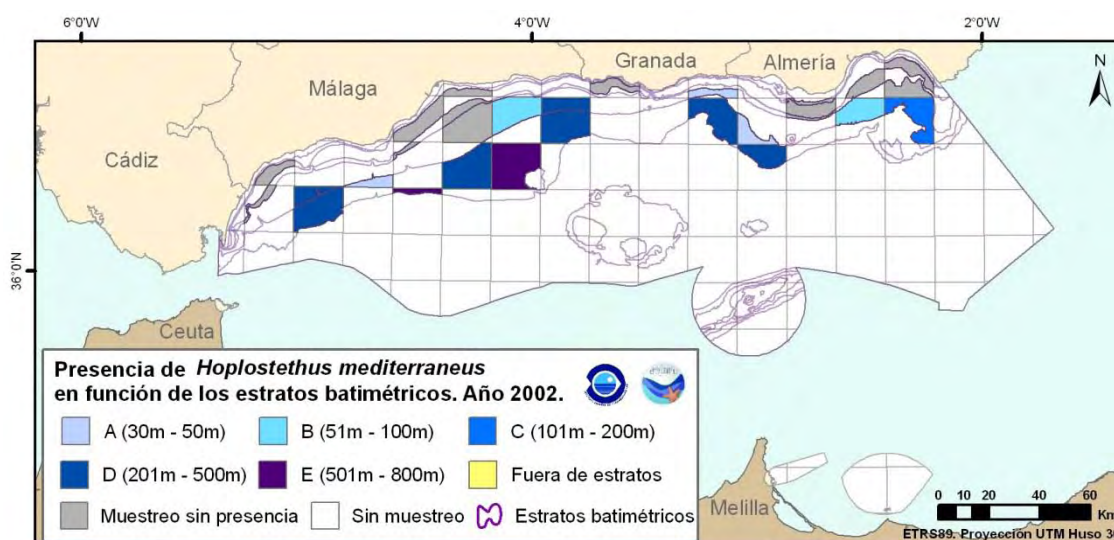


Figura 77- Mapas de distribución de *Hoplostethus mediterraneus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2002.

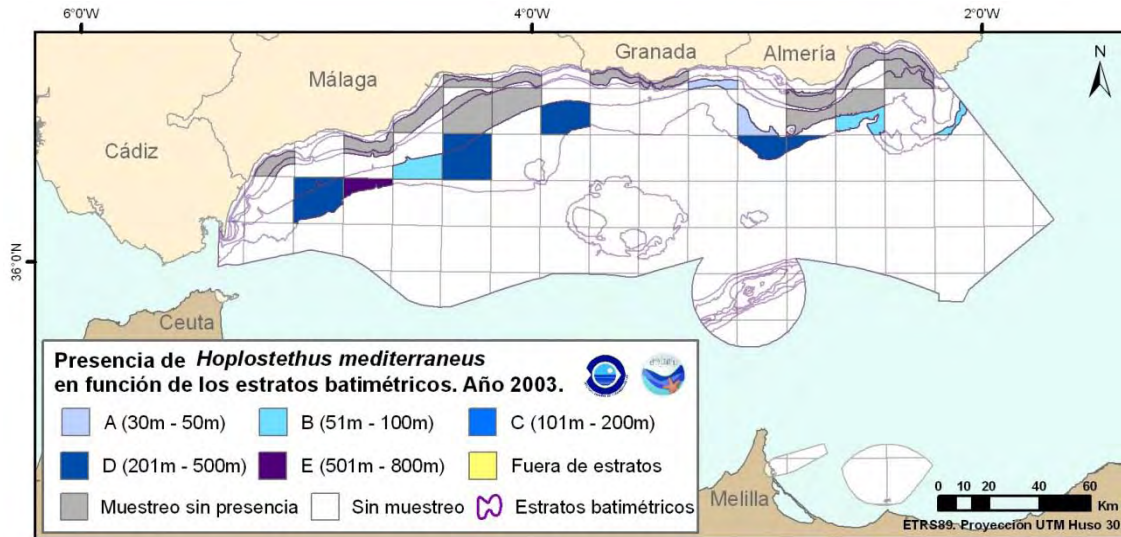


Figura 78- Mapas de distribución de *Hoplostethus mediterraneus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2003.

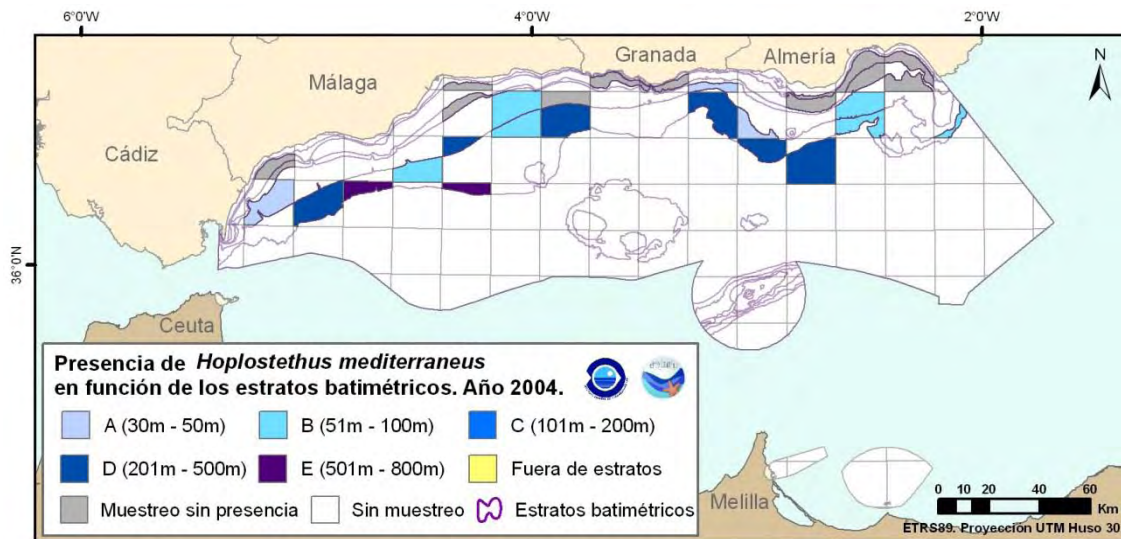


Figura 79- Mapas de distribución de *Hoplostethus mediterraneus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2004.

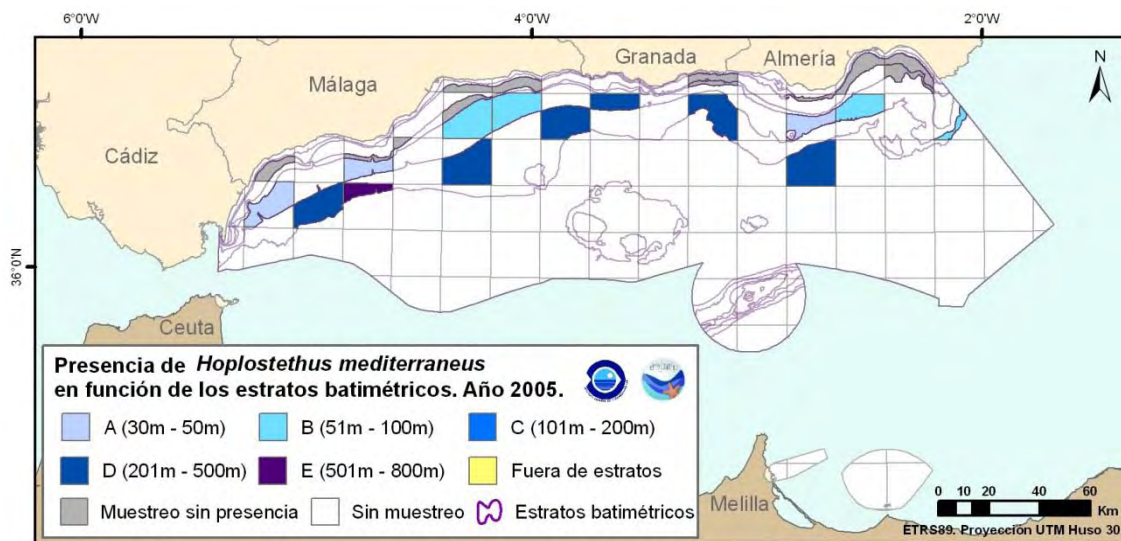


Figura 80- Mapas de distribución de *Hoplostethus mediterraneus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2005.

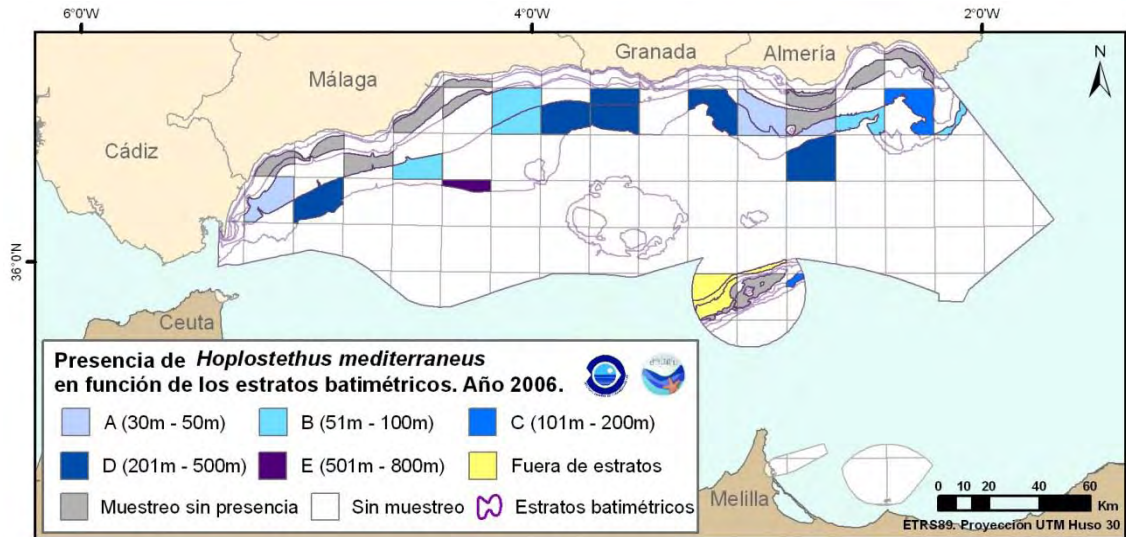


Figura 81- Mapas de distribución de *Hoplostethus mediterraneus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2006.

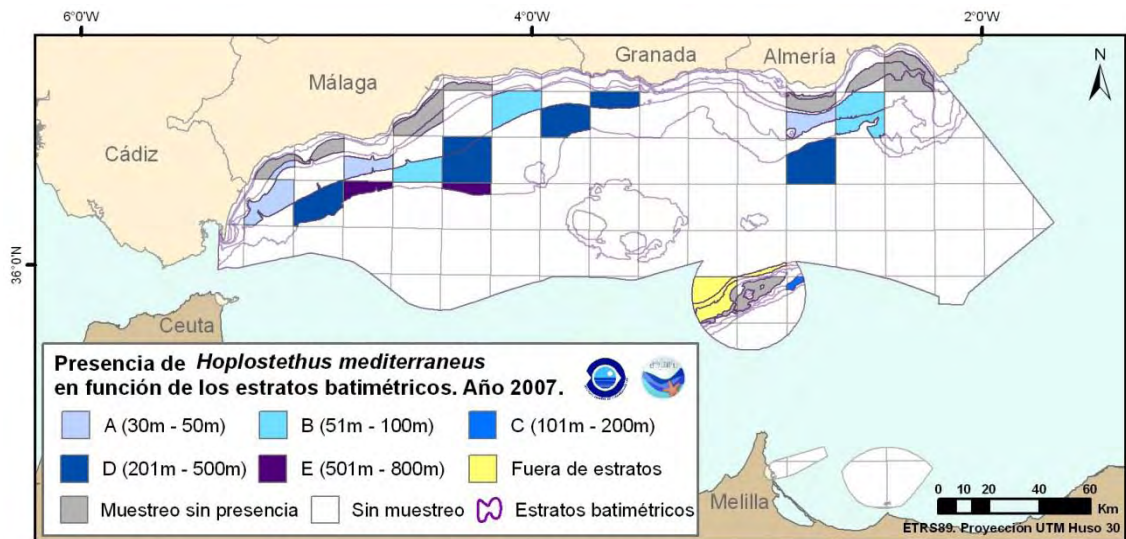


Figura 82- Mapas de distribución de *Hoplostethus mediterraneus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2007.

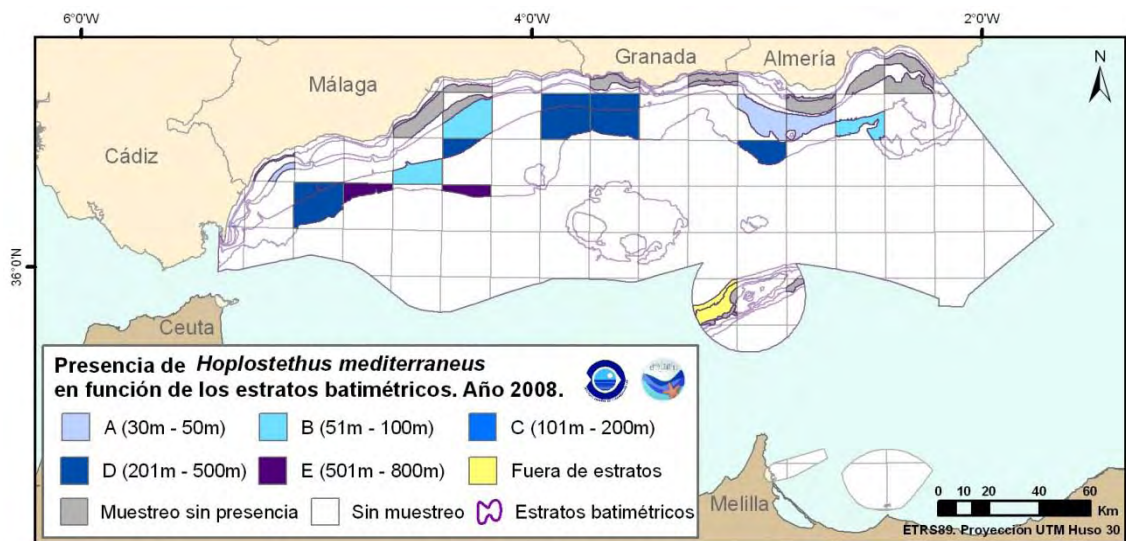


Figura 83- Mapas de distribución de *Hoplostethus mediterraneus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2008.

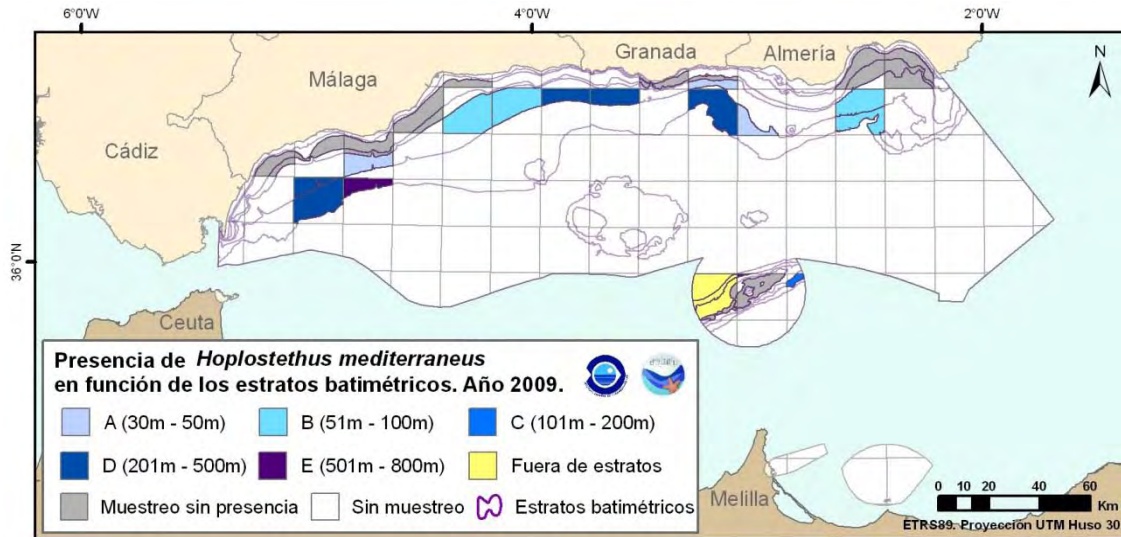


Figura 84- Mapas de distribución de *Hoplostethus mediterraneus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2009.

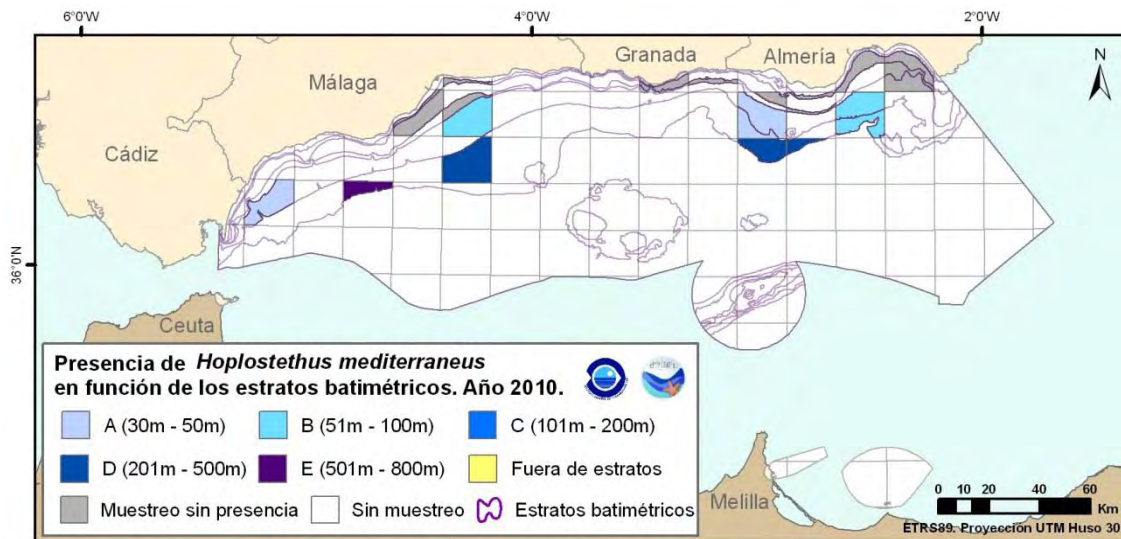


Figura 85- Mapas de distribución de *Hoplostethus mediterraneus* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2010.

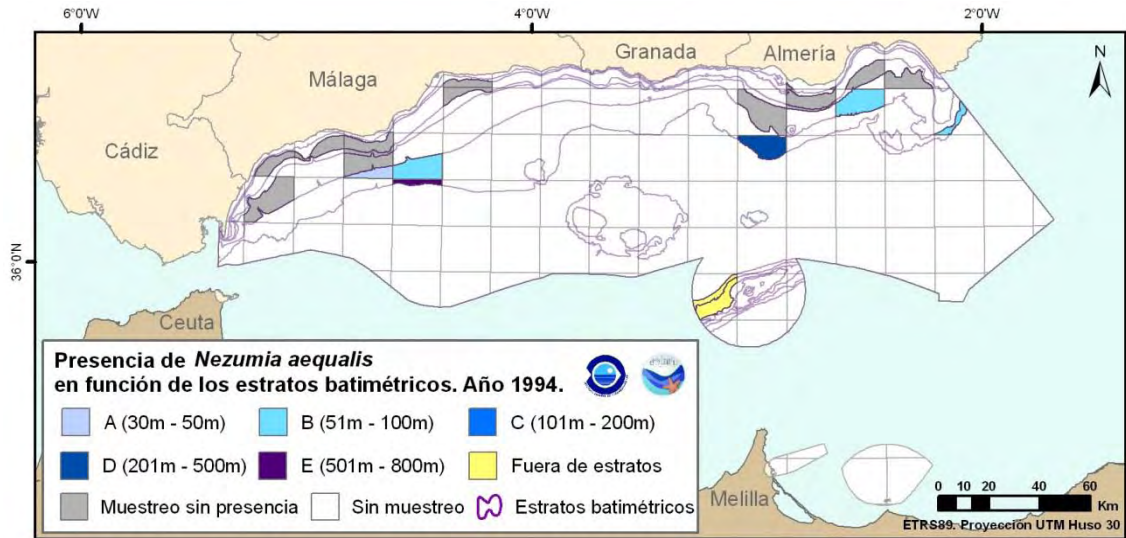


Figura 86- Mapas de distribución de *Nezumia aequalis* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1994.

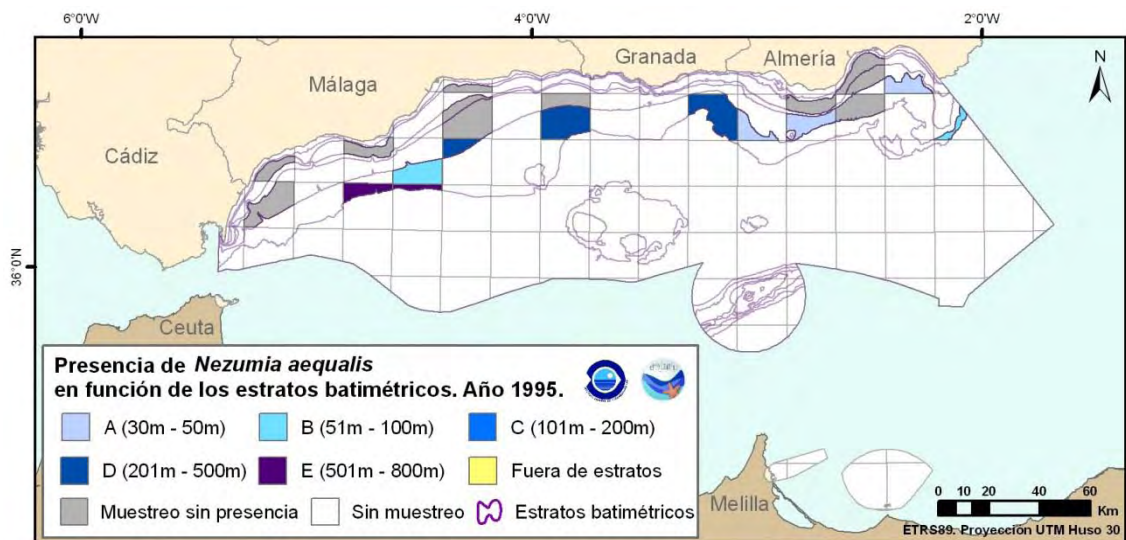


Figura 87- Mapas de distribución de *Nezumia aequalis* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1995.

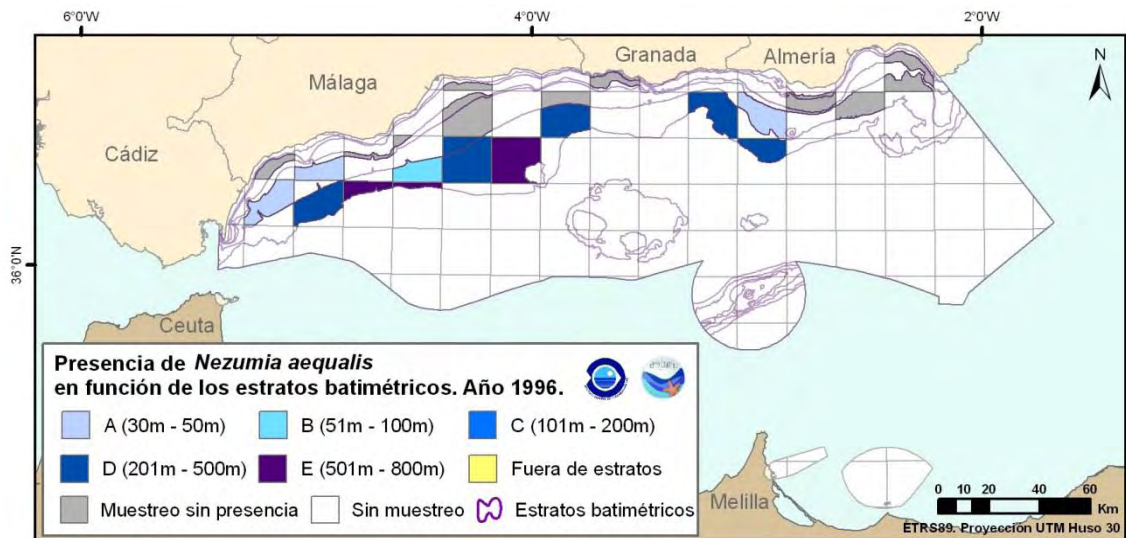


Figura 88- Mapas de distribución de *Nezumia aequalis* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1996.

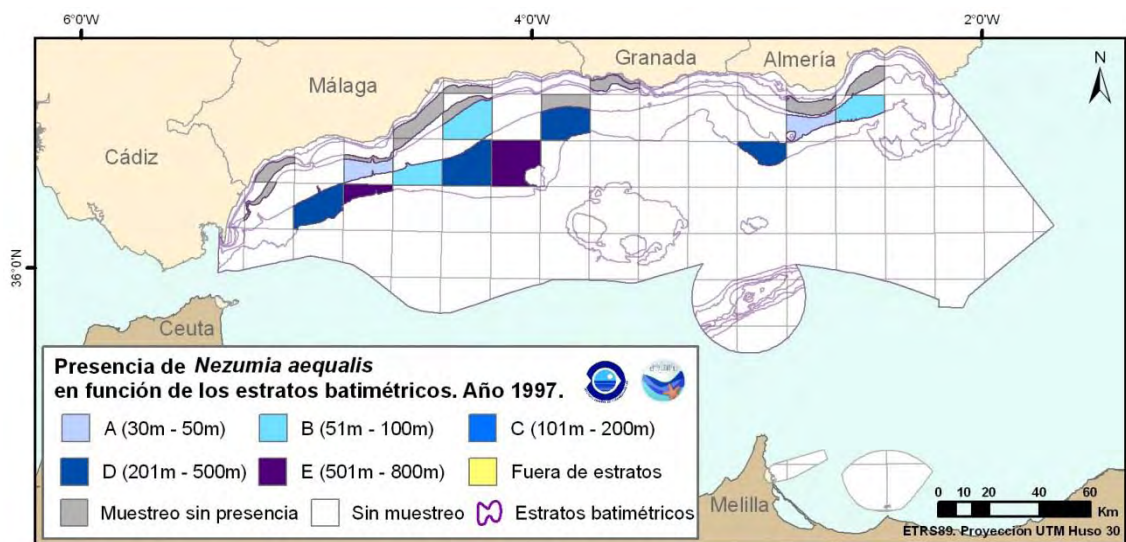


Figura 89- Mapas de distribución de *Nezumia aequalis* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1997.

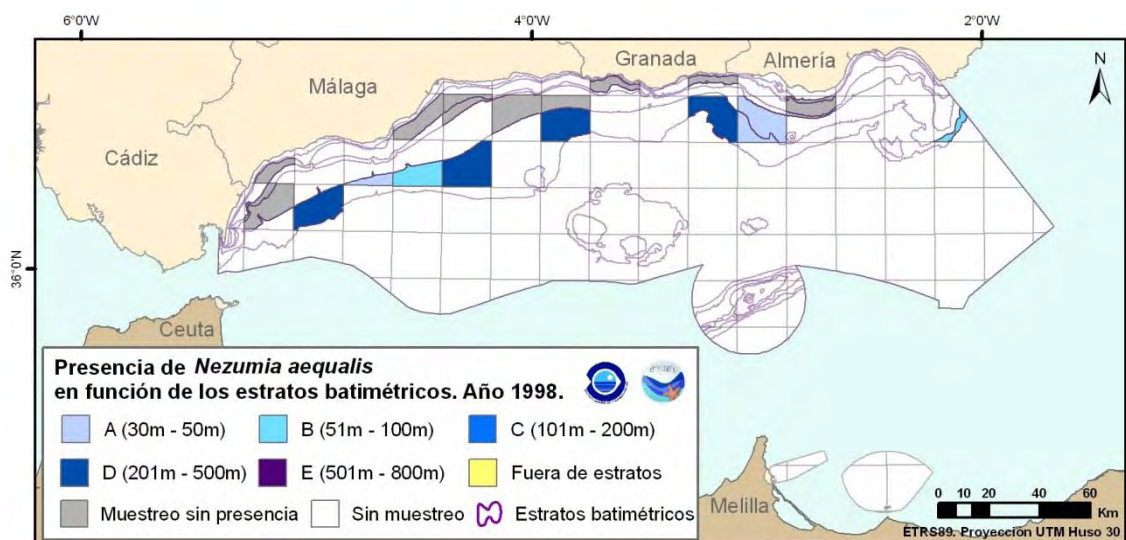


Figura 90- Mapas de distribución de *Nezumia aequalis* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1998.

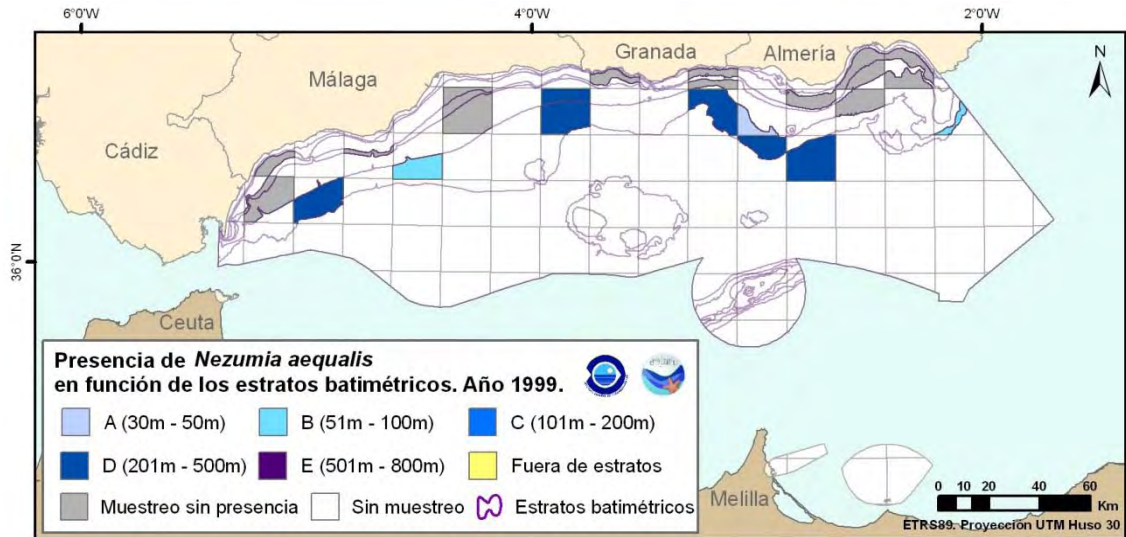


Figura 91- Mapas de distribución de *Nezumia aequalis* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1999.

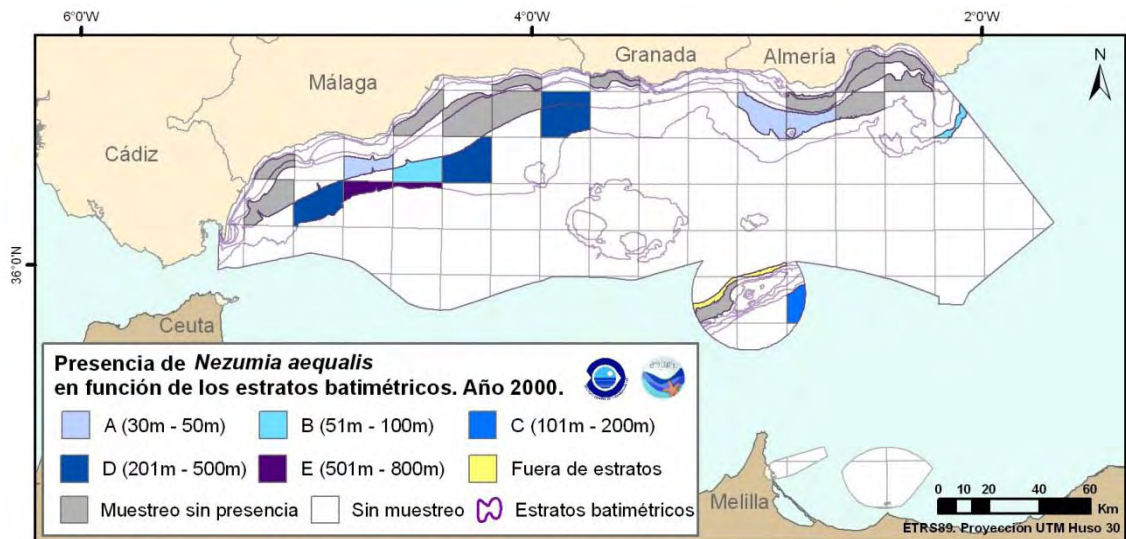


Figura 92- Mapas de distribución de *Nezumia aequalis* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2000.

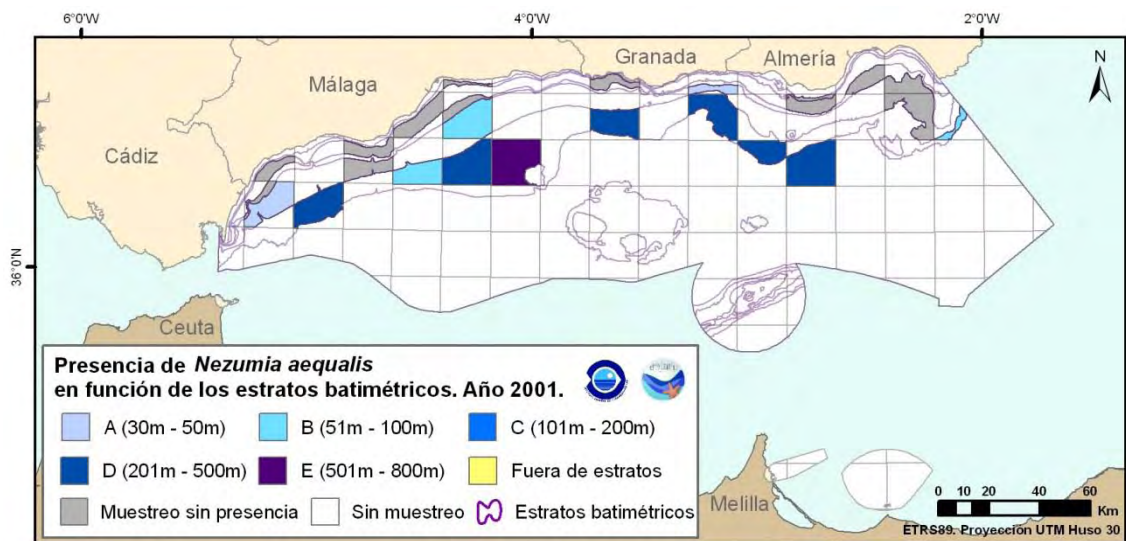


Figura 93- Mapas de distribución de *Nezumia aequalis* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2001.

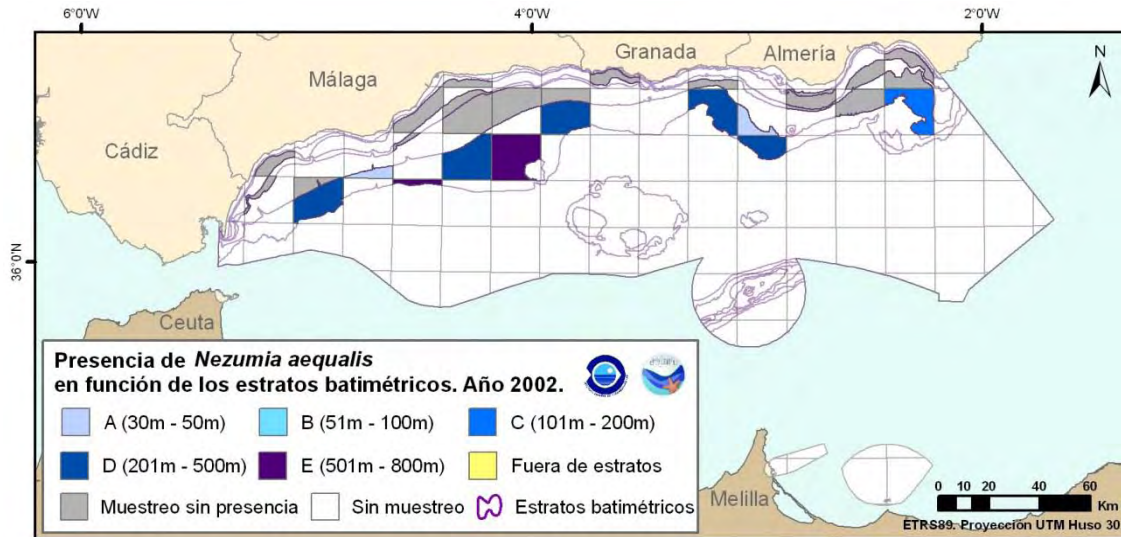


Figura 94- Mapas de distribución de *Nezumia aequalis* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2002.

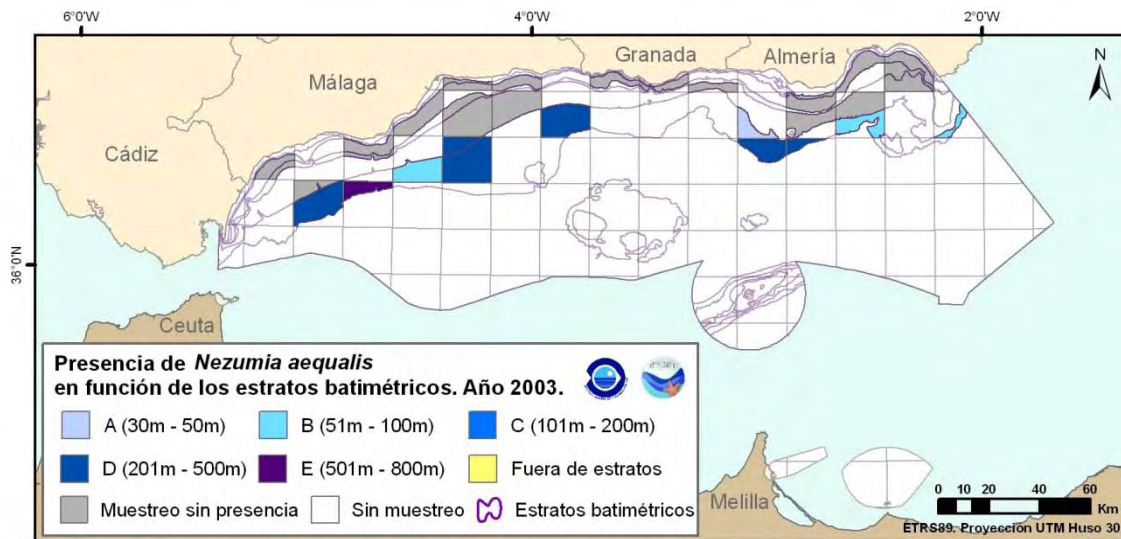


Figura 95- Mapas de distribución de *Nezumia aequalis* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2003.

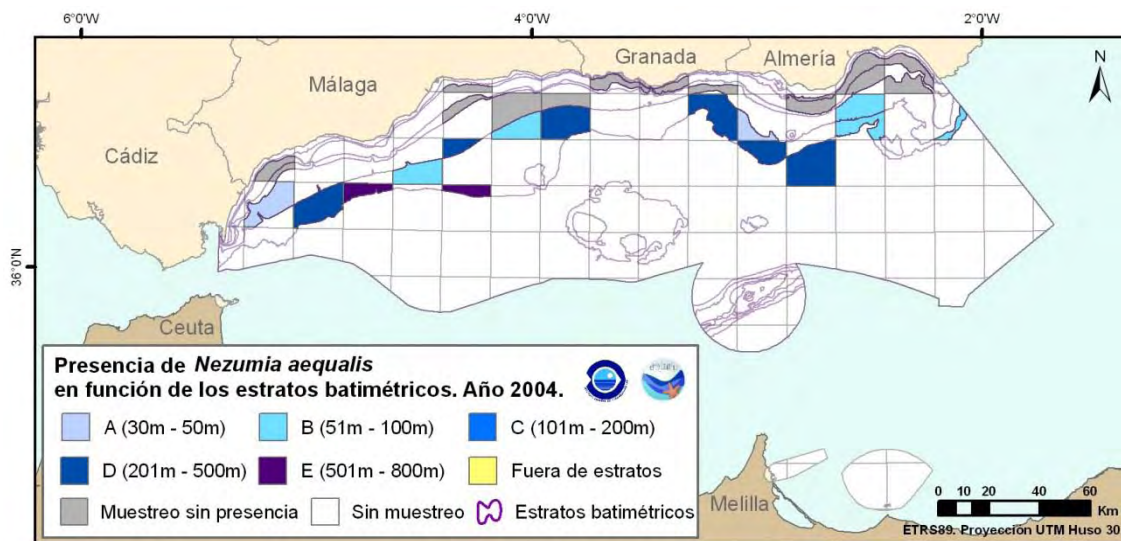


Figura 96- Mapas de distribución de *Nezumia aequalis* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2004.

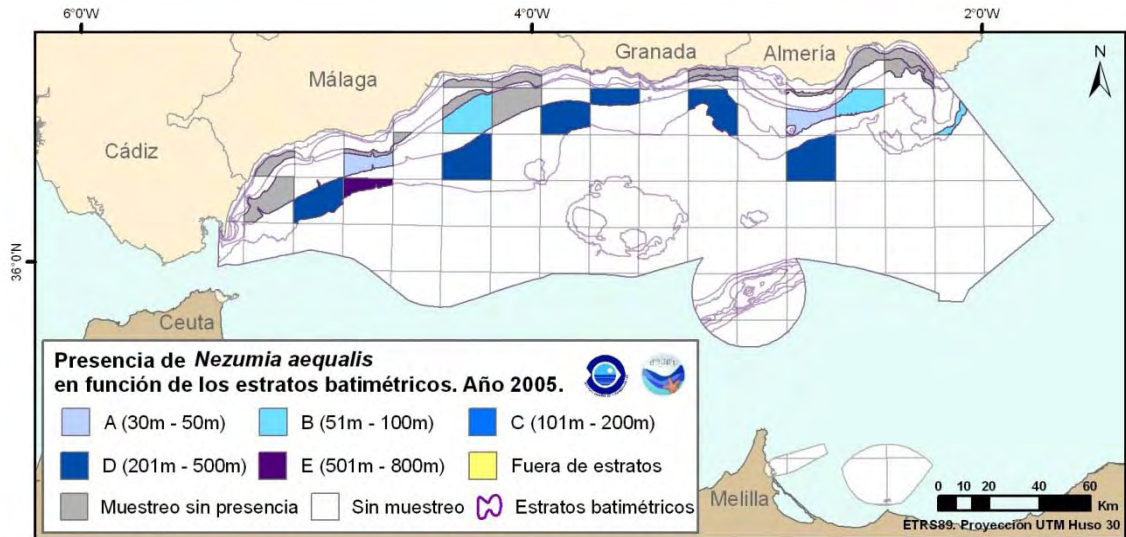


Figura 97- Mapas de distribución de *Nezumia aequalis* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2005.

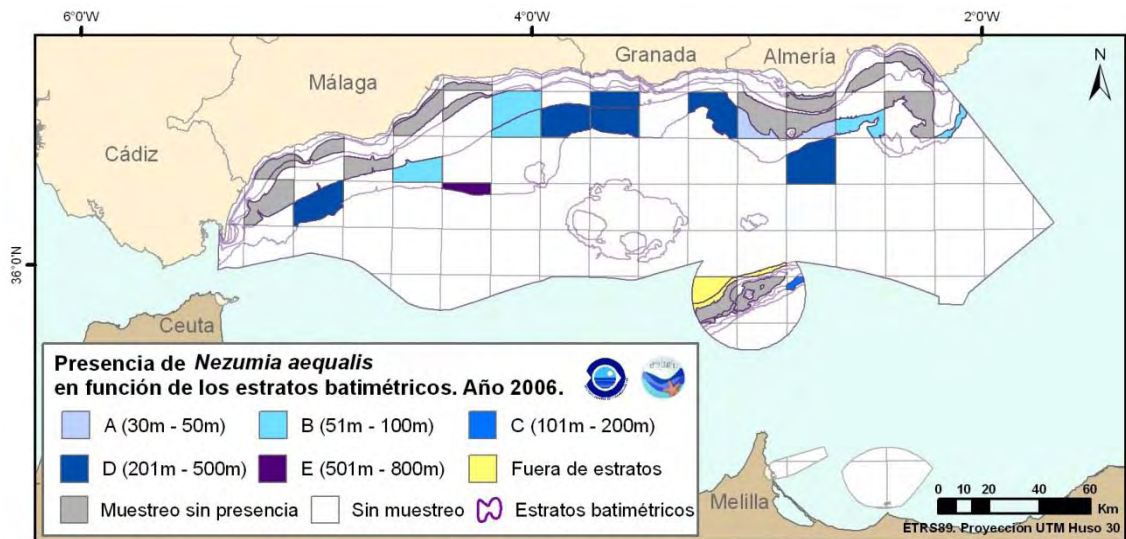


Figura 98- Mapas de distribución de *Nezumia aequalis* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2006.

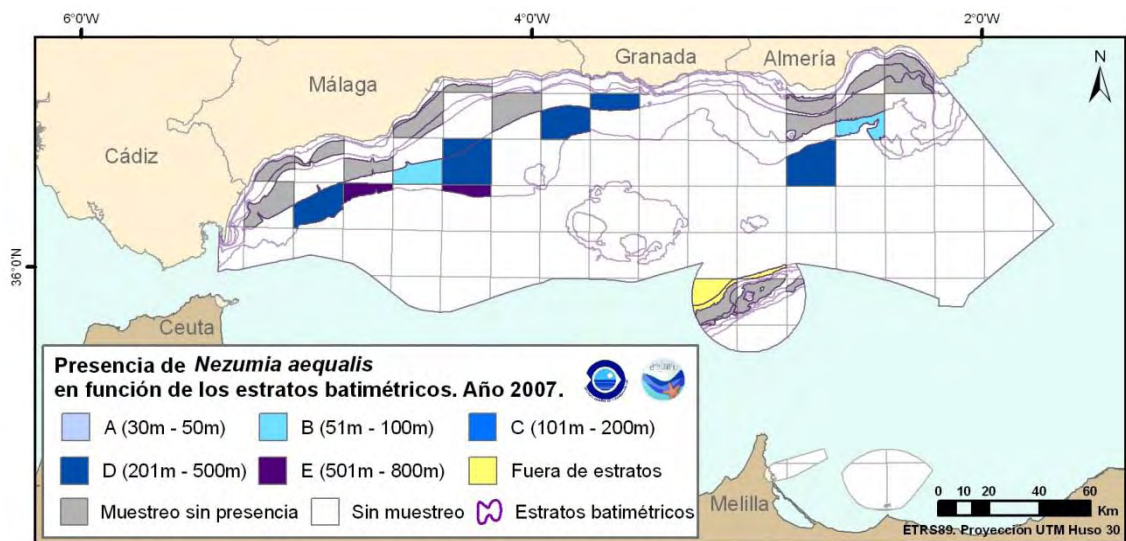


Figura 99- Mapas de distribución de *Nezumia aequalis* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2007.

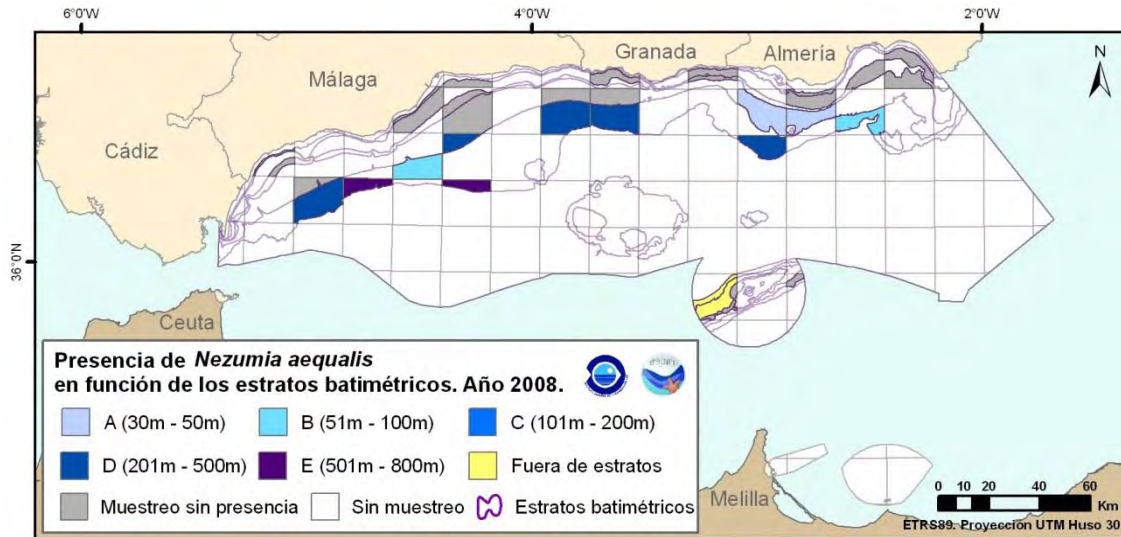


Figura 100- Mapas de distribución de *Nezumia aequalis* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2008.

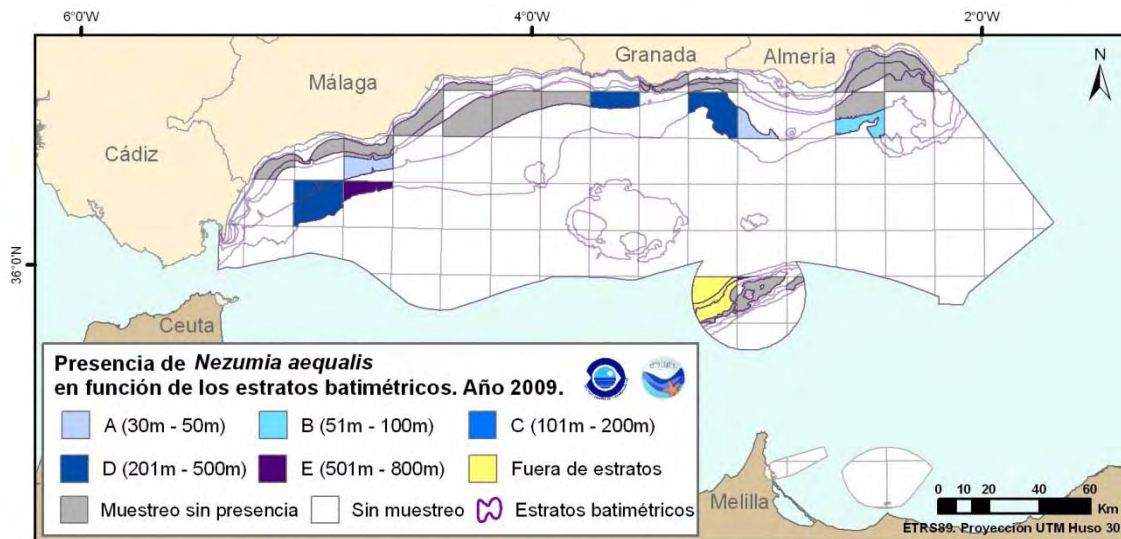


Figura 101- Mapas de distribución de *Nezumia aequalis* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2009.

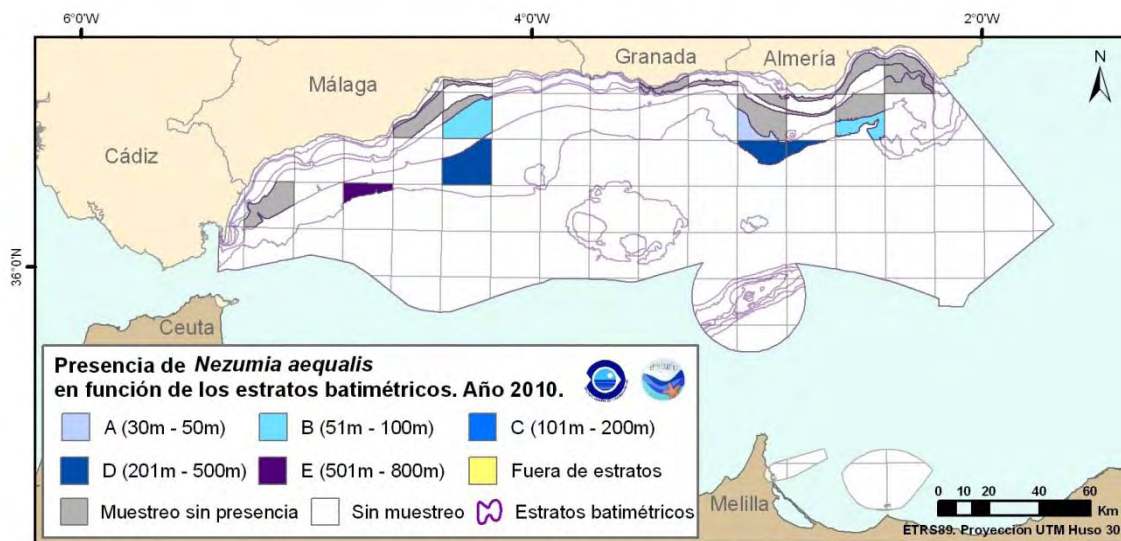


Figura 102- Mapas de distribución de *Nezumia aequalis* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2010.

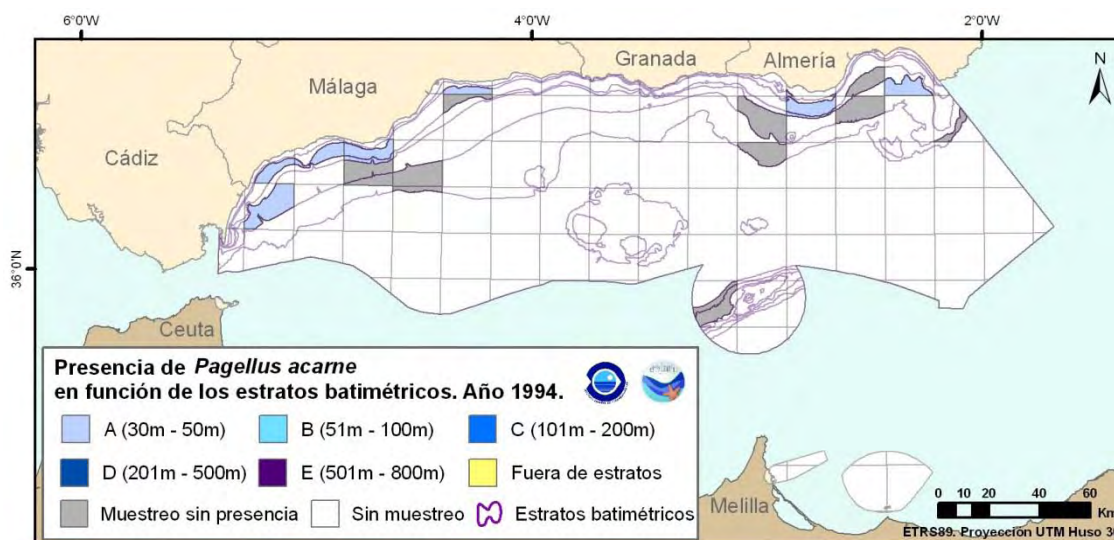


Figura 103- Mapas de distribución de *Pagellus acarne* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1994.

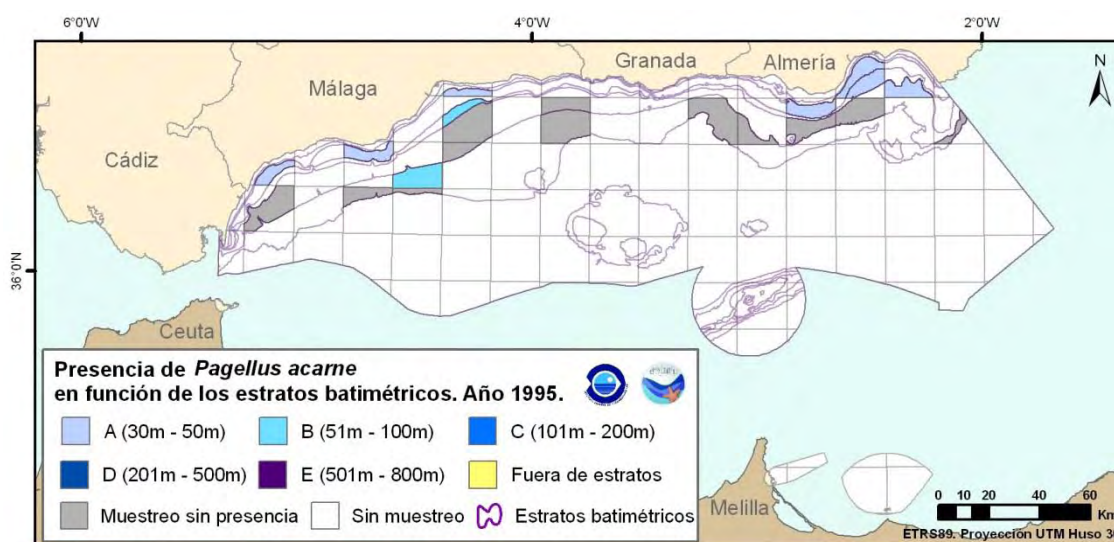


Figura 104- Mapas de distribución de *Pagellus acarne* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1995.

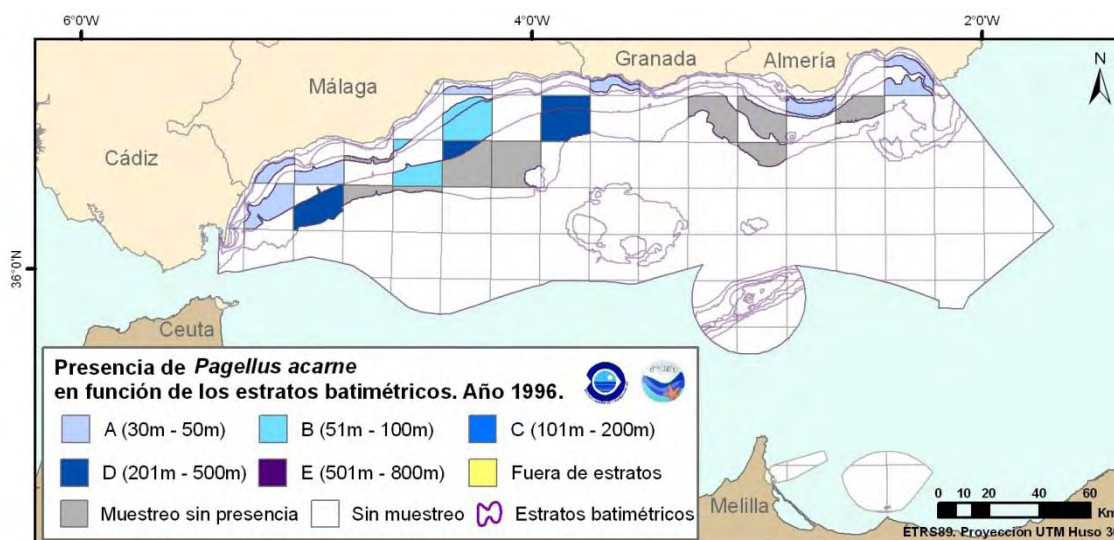


Figura 105- Mapas de distribución de *Pagellus acarne* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1996.

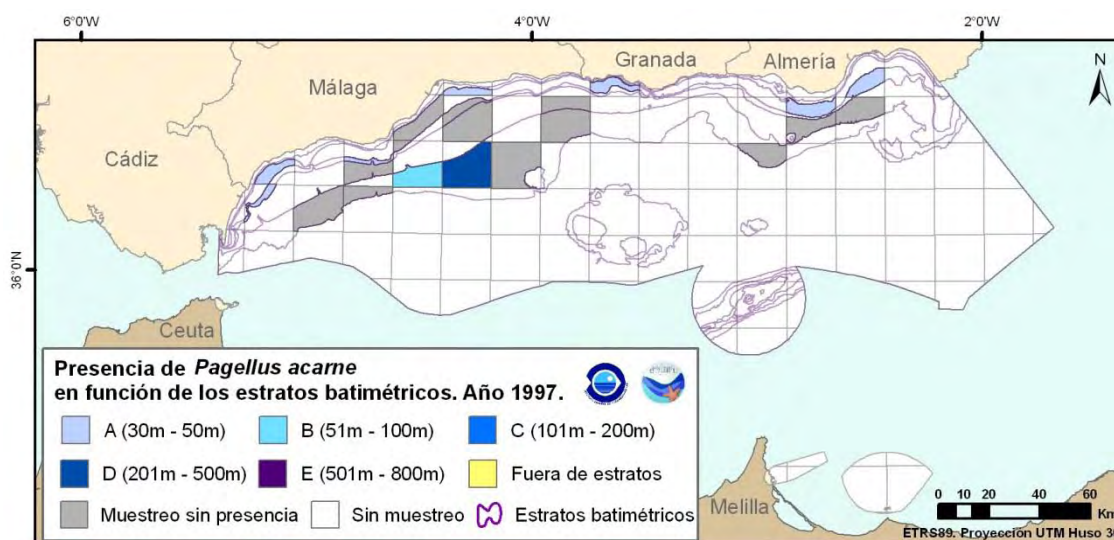


Figura 106- Mapas de distribución de *Pagellus acarne* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1997.

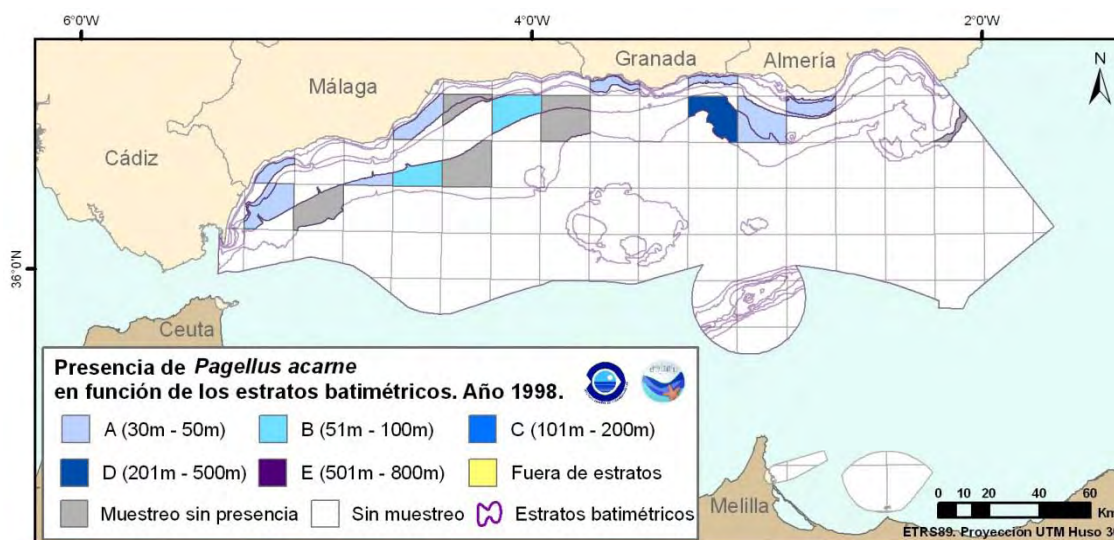


Figura 107- Mapas de distribución de *Pagellus acarne* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1998.

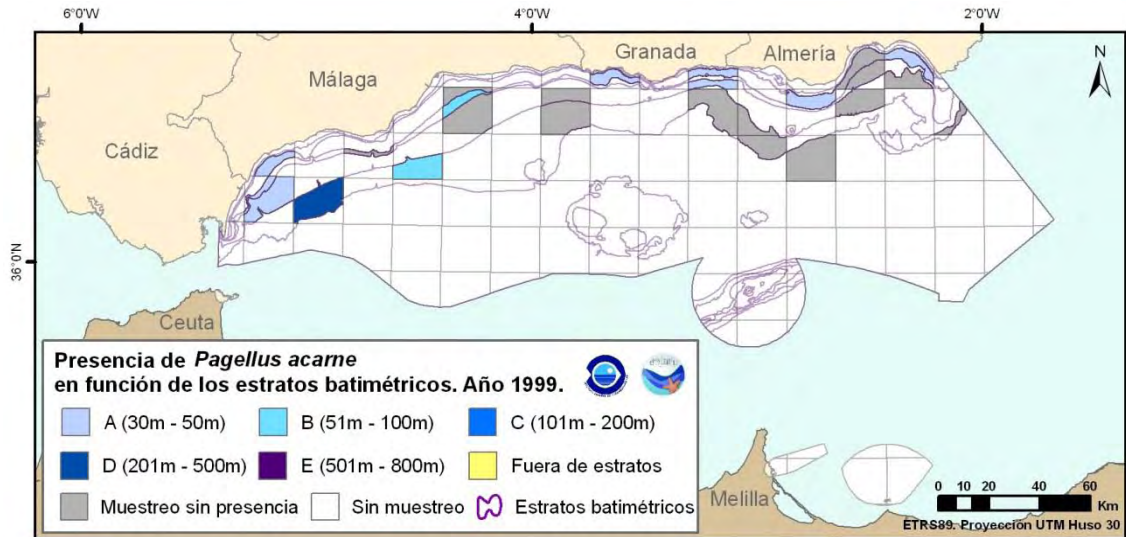


Figura 108- Mapas de distribución de *Pagellus acarne* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1999.

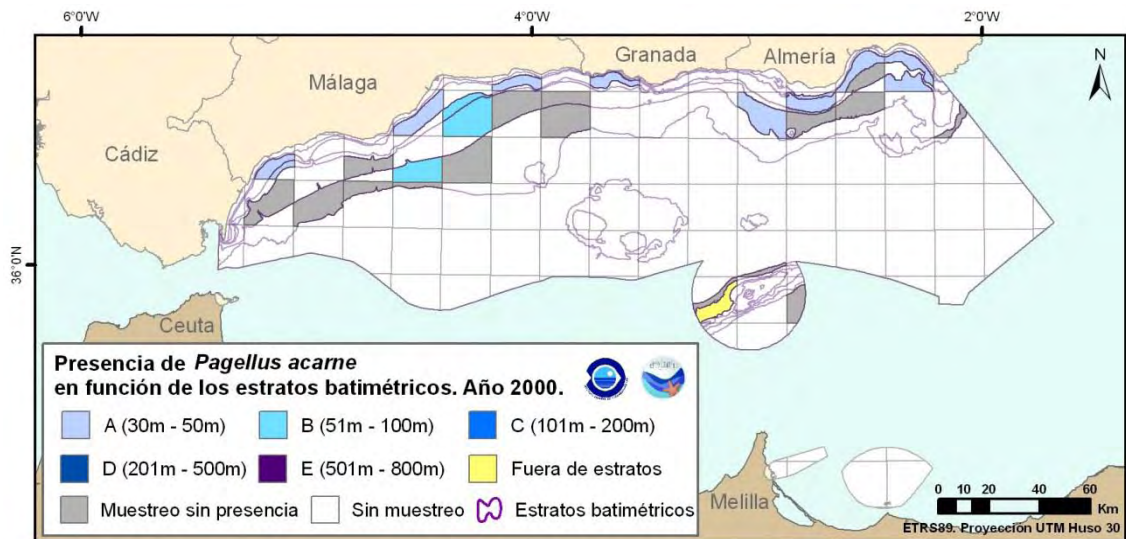


Figura 109- Mapas de distribución de *Pagellus acarne* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2000.

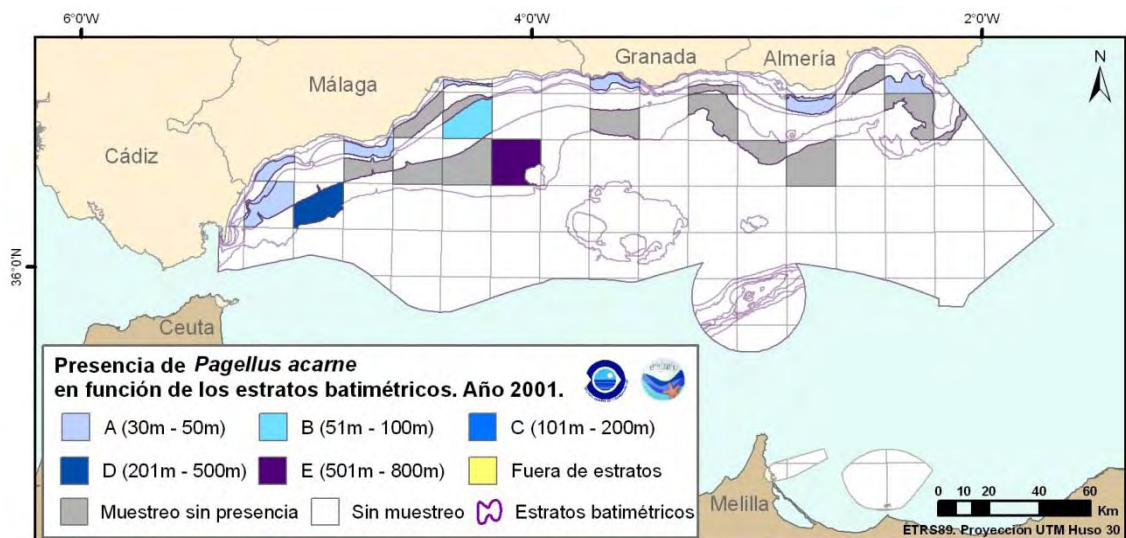


Figura 110- Mapas de distribución de *Pagellus acarne* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2001.

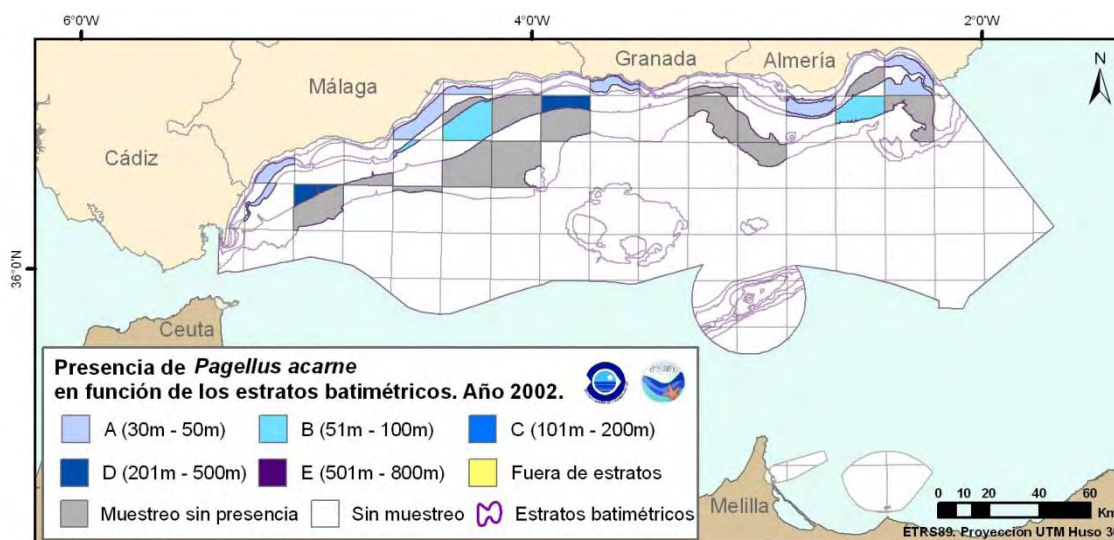


Figura 111- Mapas de distribución de *Pagellus acarne* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2002.

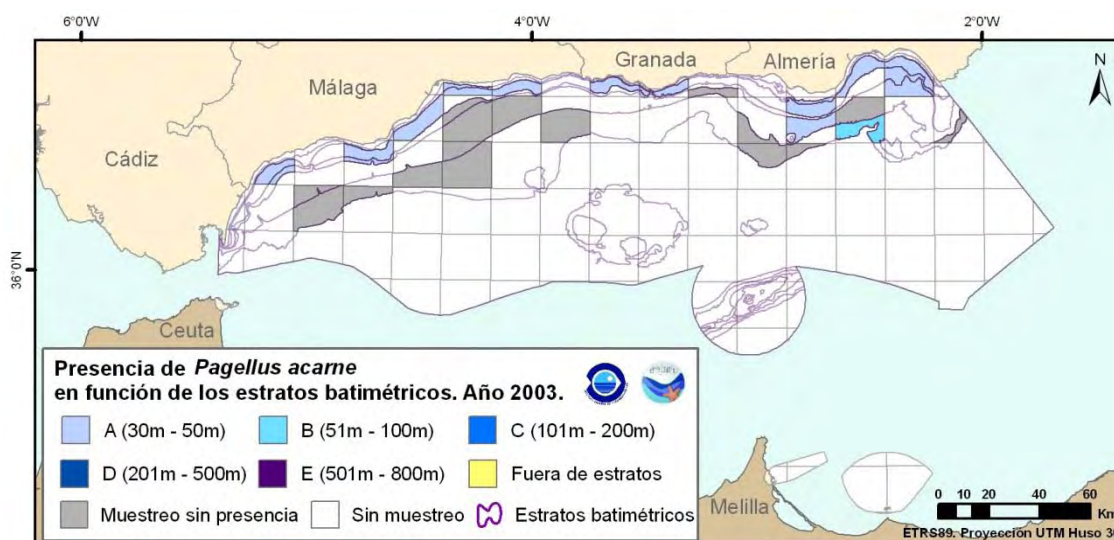


Figura 112- Mapas de distribución de *Pagellus acarne* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2003.

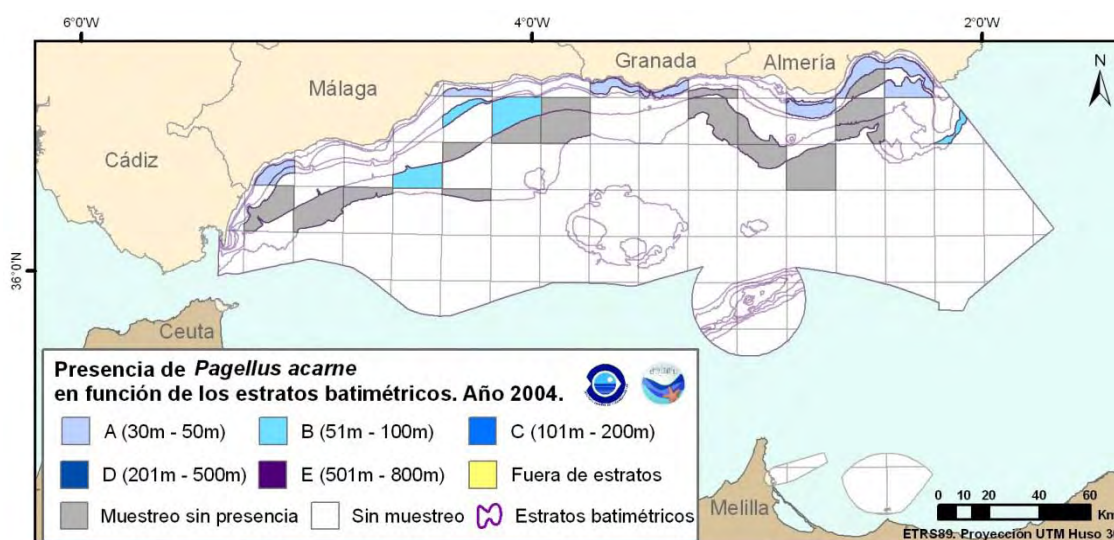


Figura 113- Mapas de distribución de *Pagellus acarne* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2004.

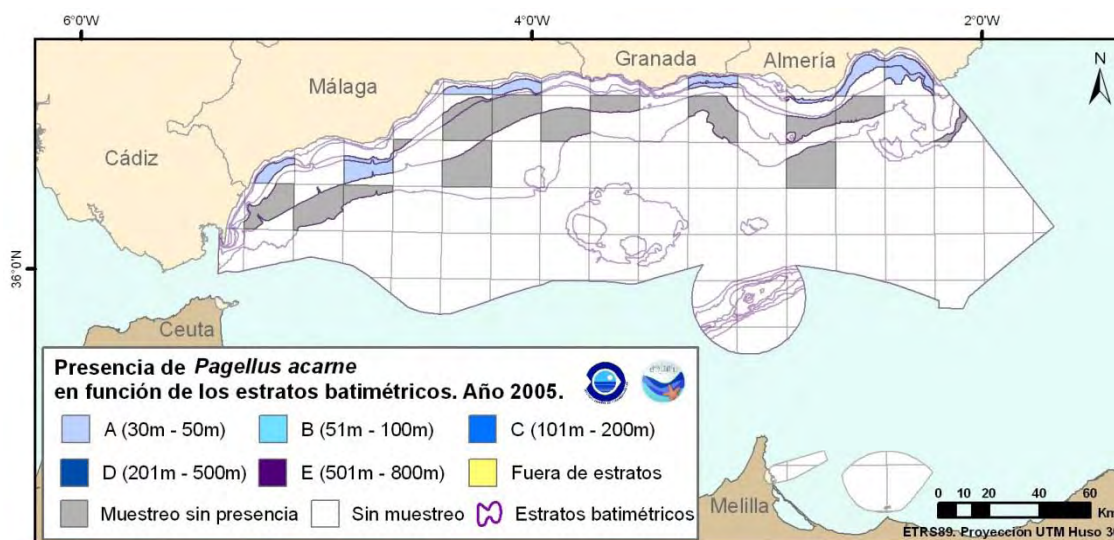


Figura 114- Mapas de distribución de *Pagellus acarne* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2005.

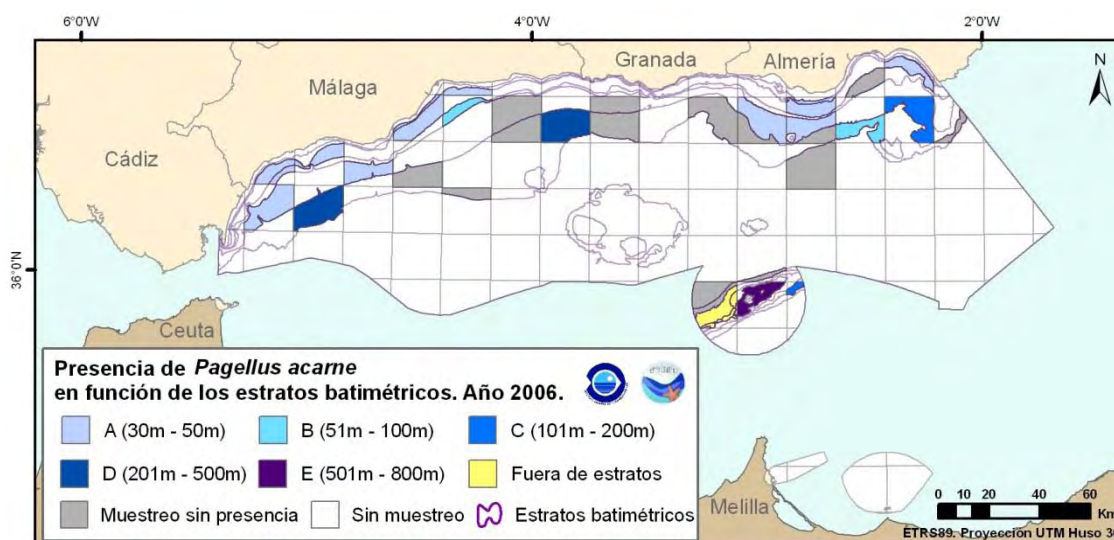


Figura 115- Mapas de distribución de *Pagellus acarne* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2006.

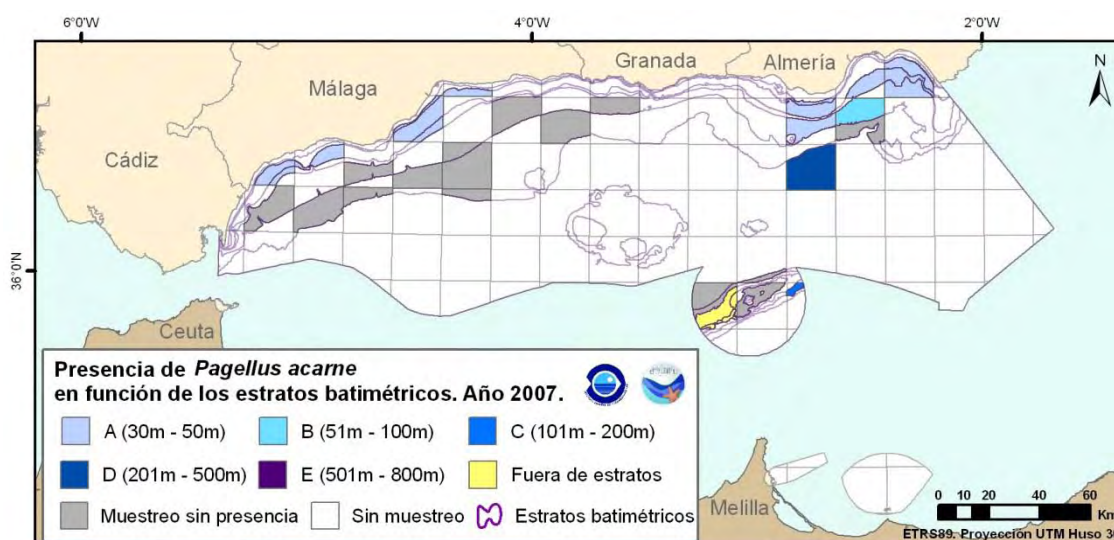


Figura 116- Mapas de distribución de *Pagellus acarne* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2007.

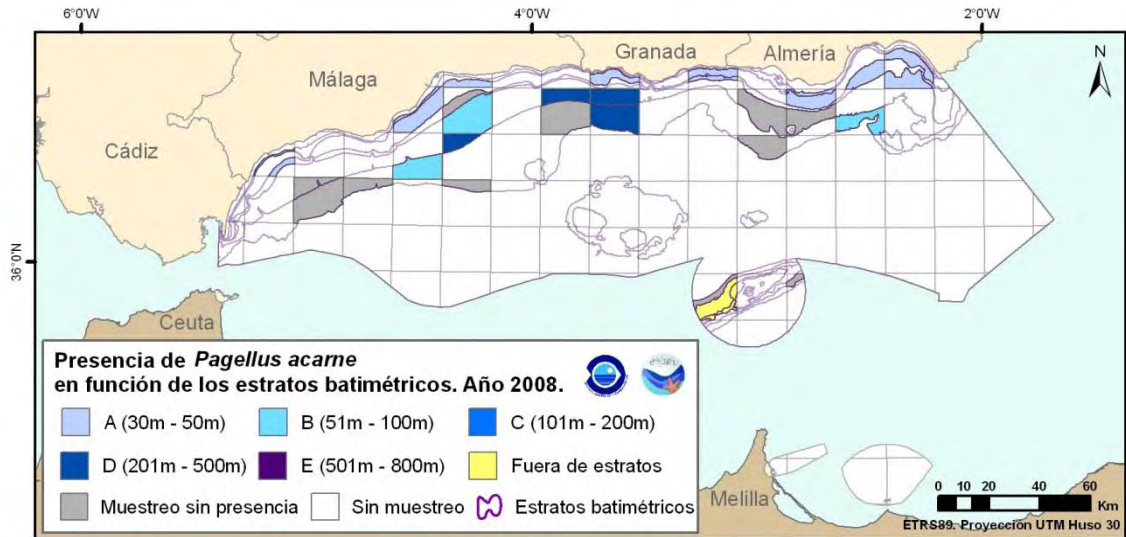


Figura 117- Mapas de distribución de *Pagellus acarne* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2008.

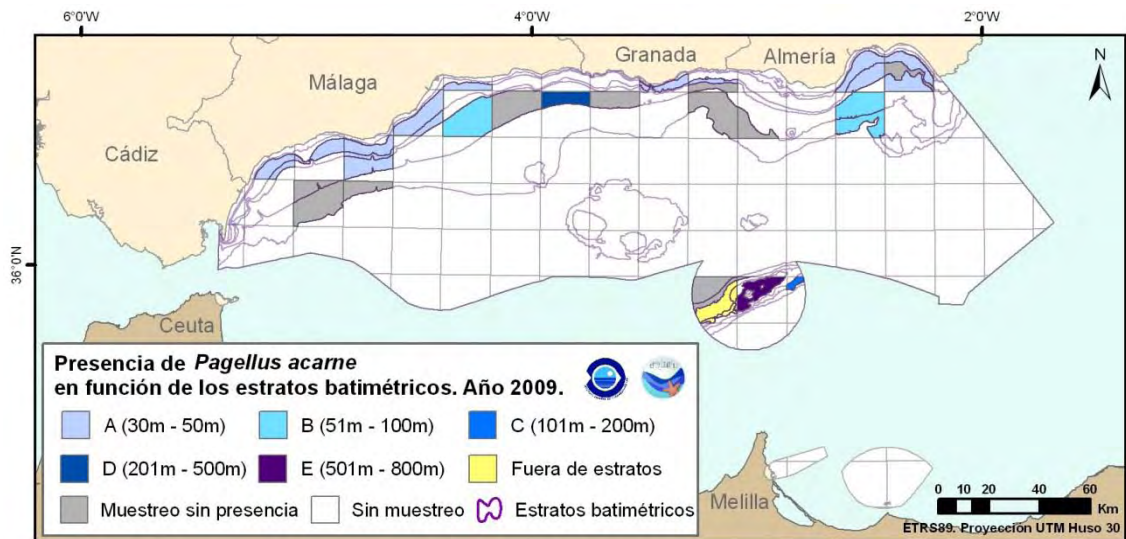


Figura 118- Mapas de distribución de *Pagellus acarne* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2009.

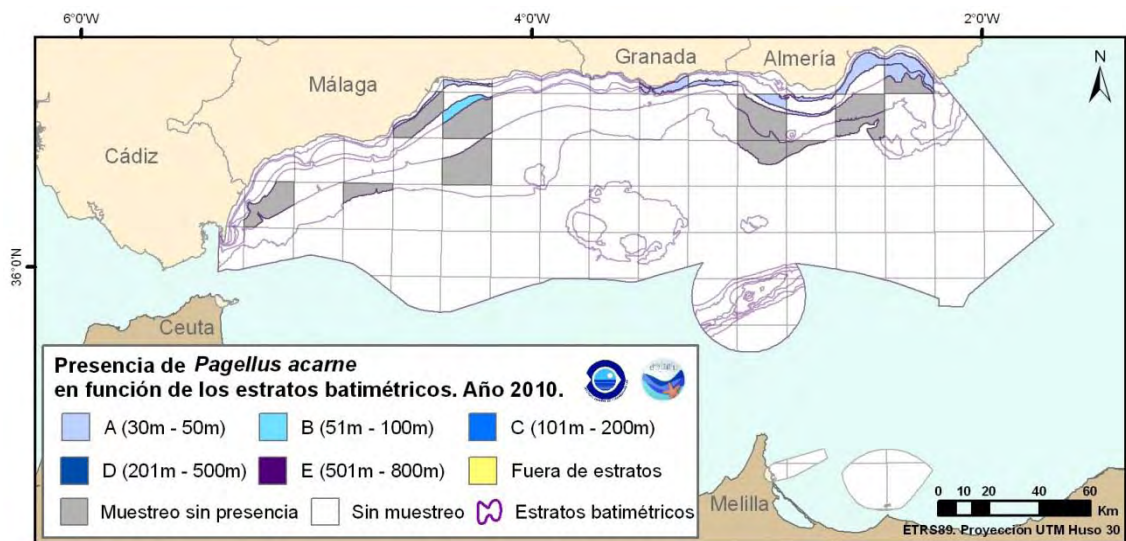


Figura 119- Mapas de distribución de *Pagellus acarne* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2010.

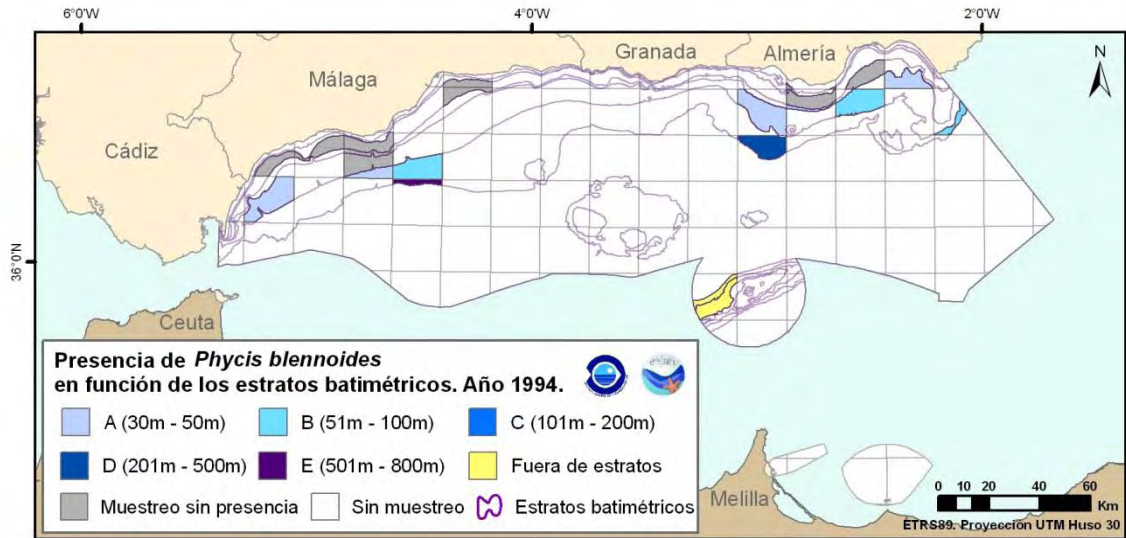


Figura 120- Mapas de distribución de *Phycis blennoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1994.

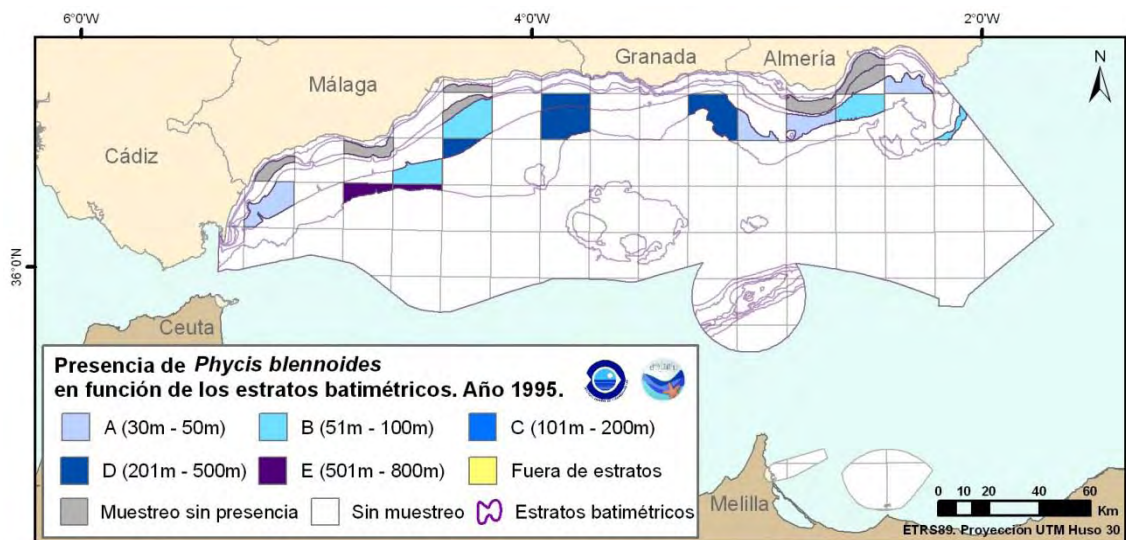


Figura 121- Mapas de distribución de *Phycis blennoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1995.

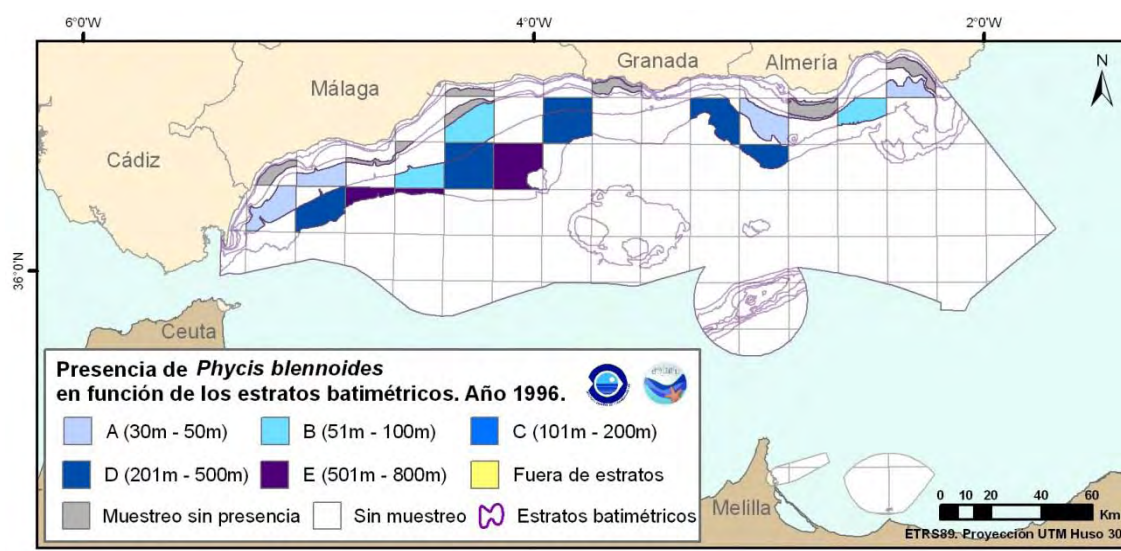


Figura 122- Mapas de distribución de *Phycis blenoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1996.

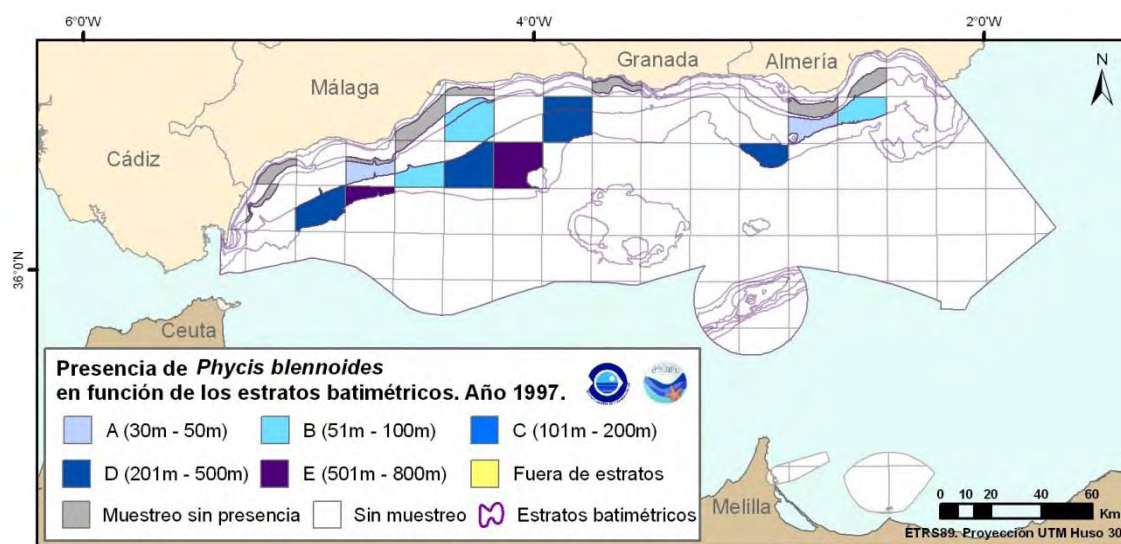


Figura 123- Mapas de distribución de *Phycis blenoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1997.

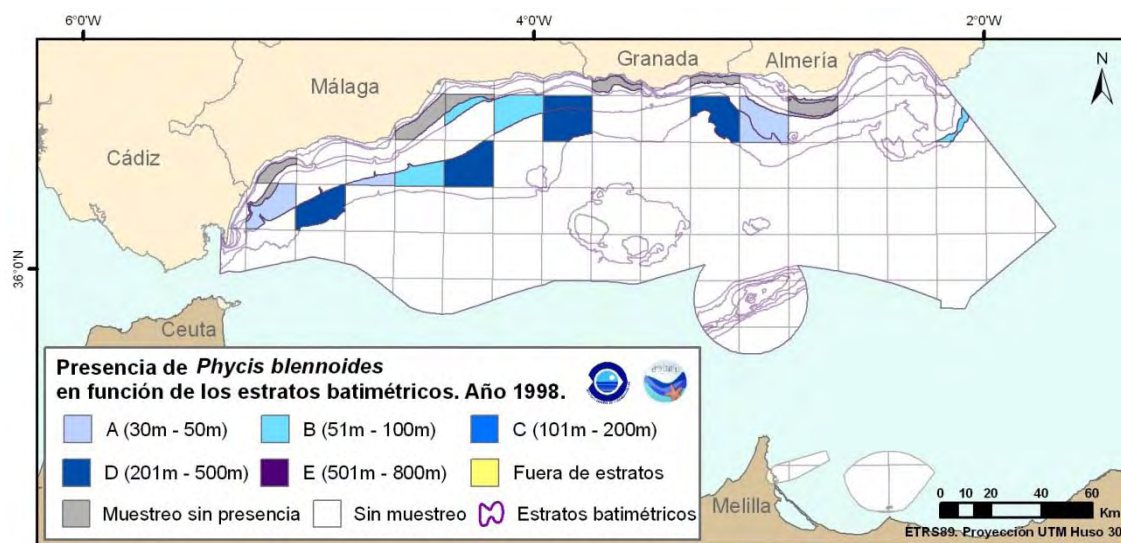


Figura 124- Mapas de distribución de *Phycis blenoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1998.

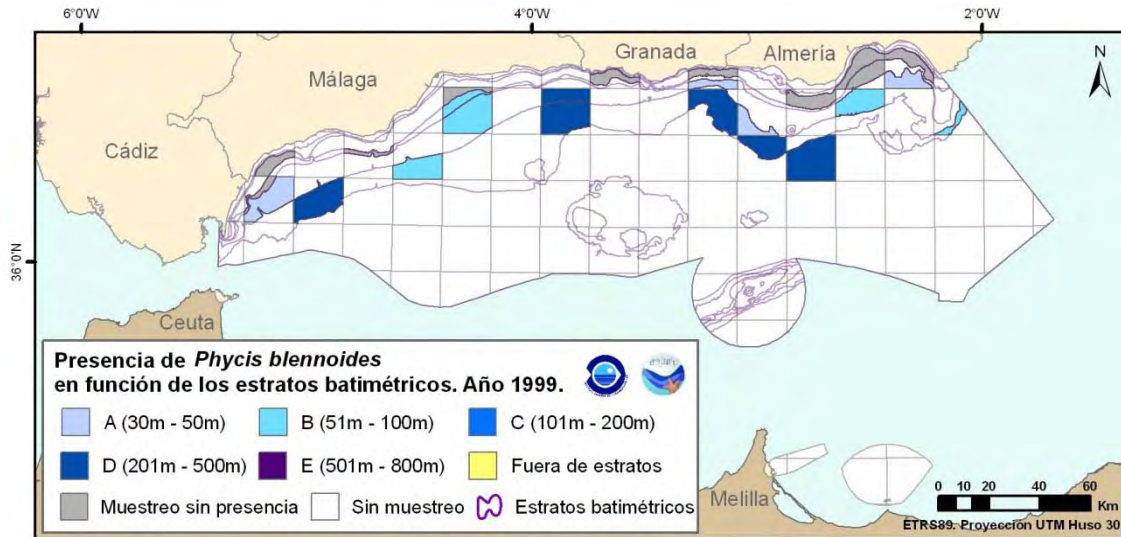


Figura 125- Mapas de distribución de *Phycis blenoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 1999.

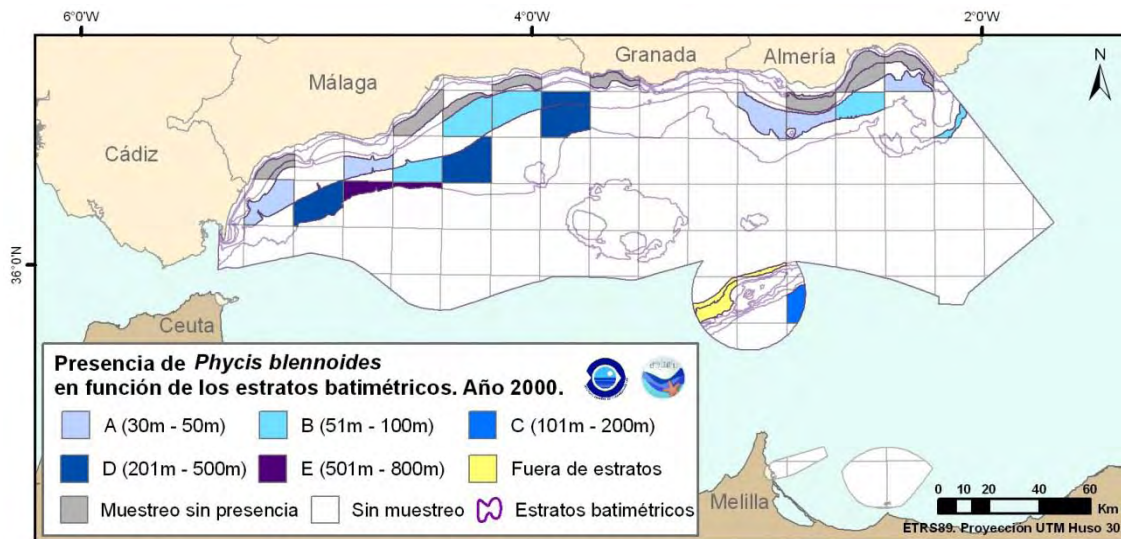


Figura 126- Mapas de distribución de *Phycis blenoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2000.

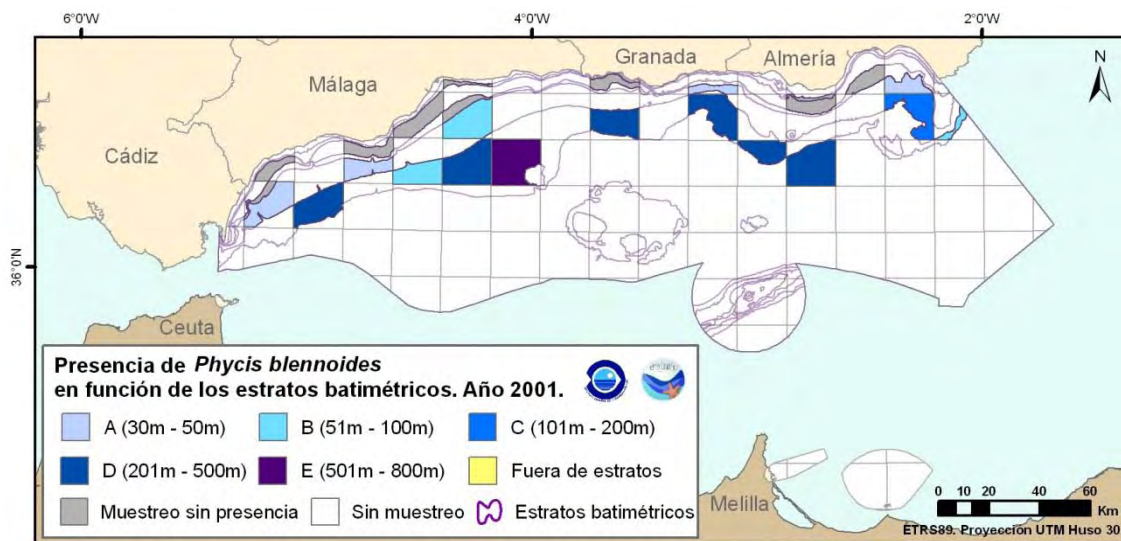


Figura 127- Mapas de distribución de *Phycis blenoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2001.

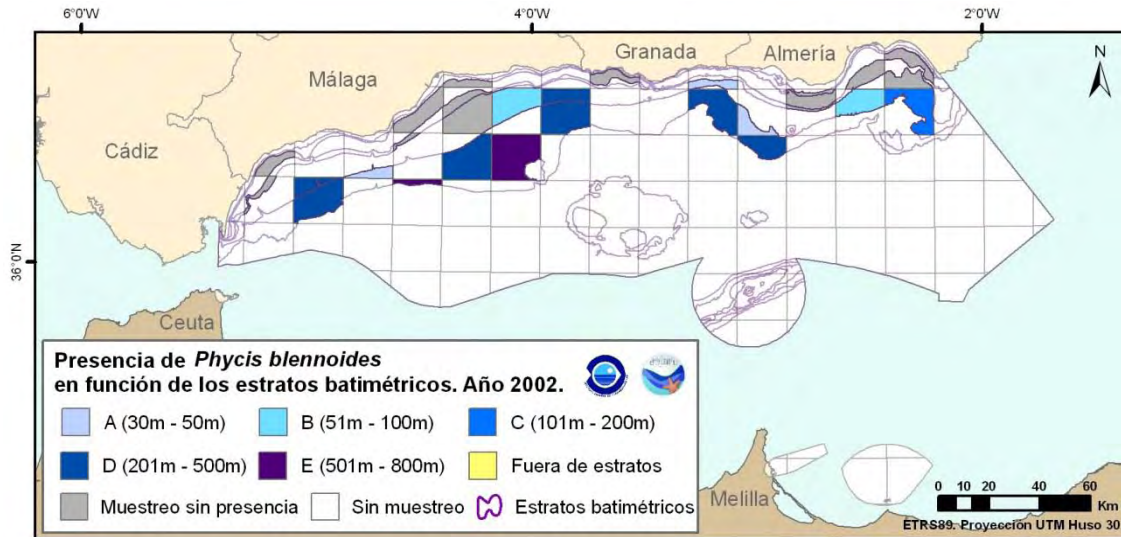


Figura 128- Mapas de distribución de *Phycis blenoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2002.

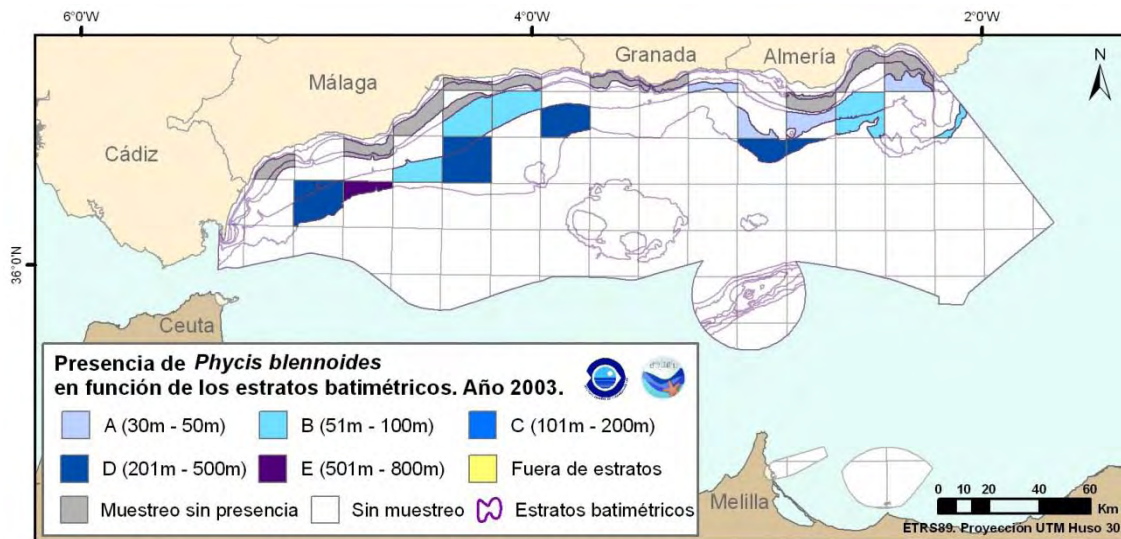


Figura 129- Mapas de distribución de *Phycis blenoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2003.

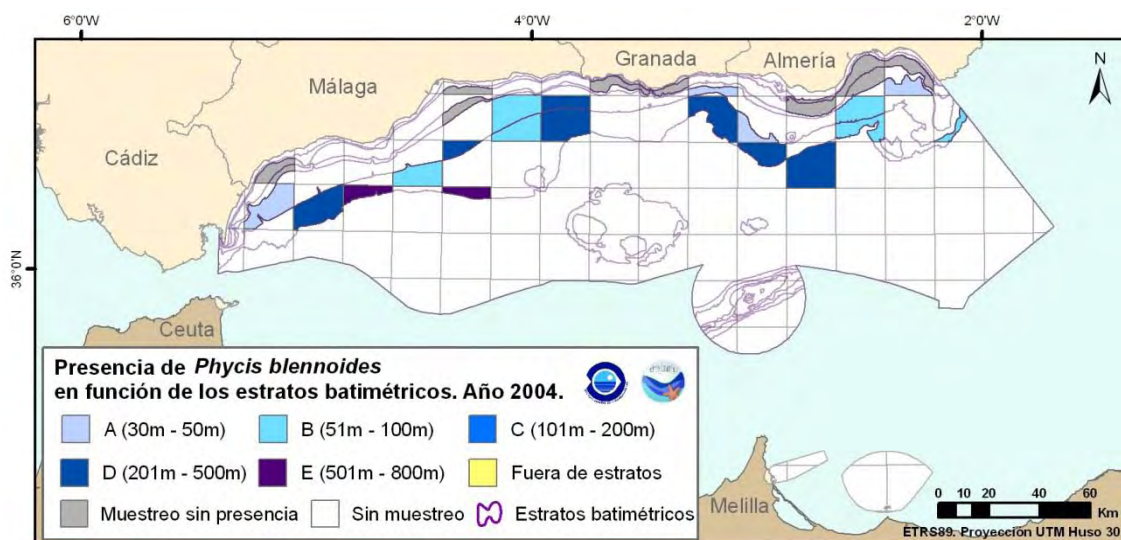


Figura 130- Mapas de distribución de *Phycis blenoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2004.

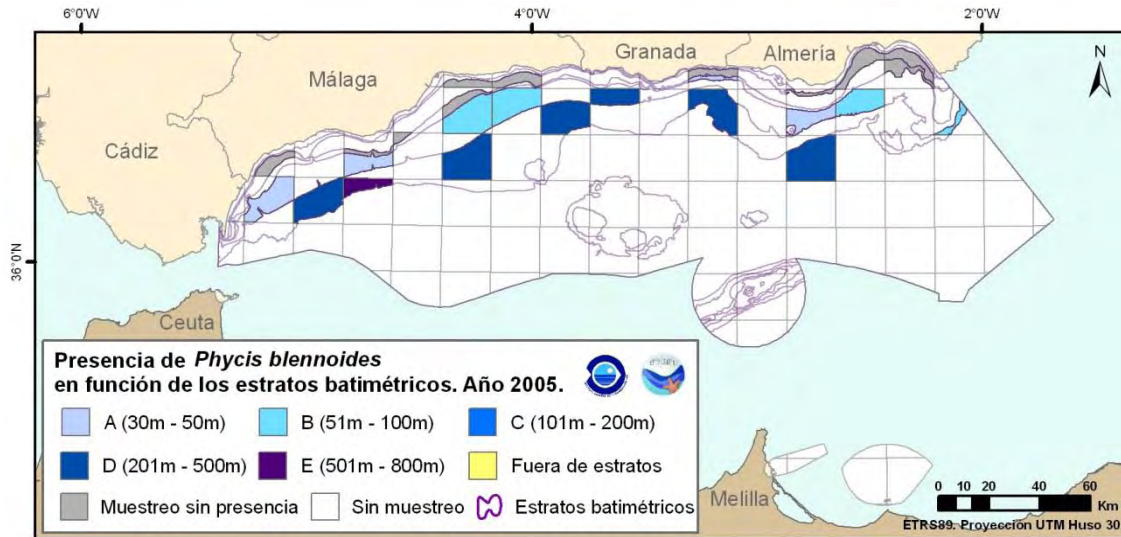


Figura 131- Mapas de distribución de *Phycis blenoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2005.

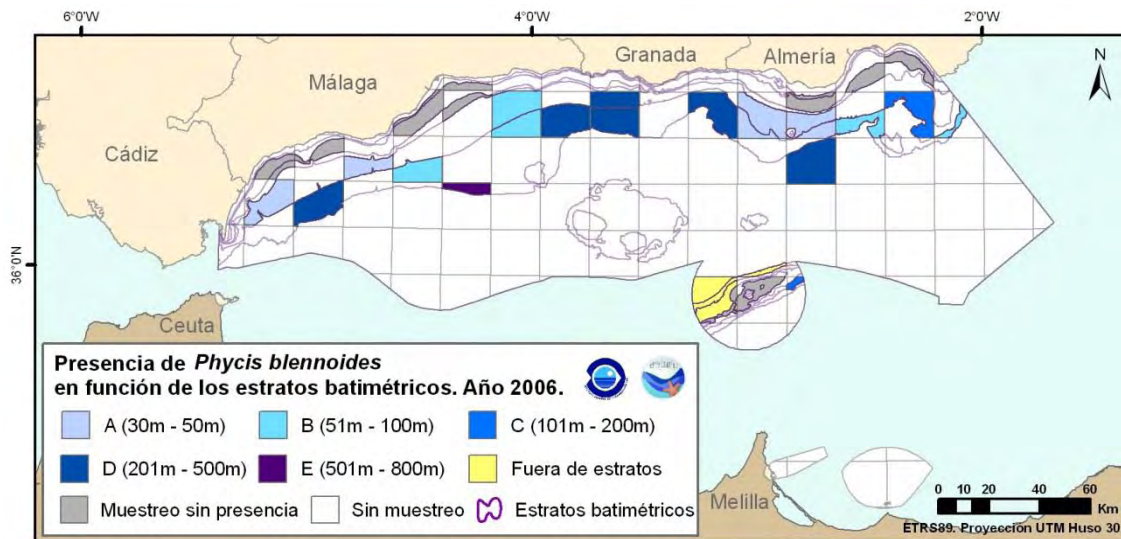


Figura 132- Mapas de distribución de *Phycis blenoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2006.

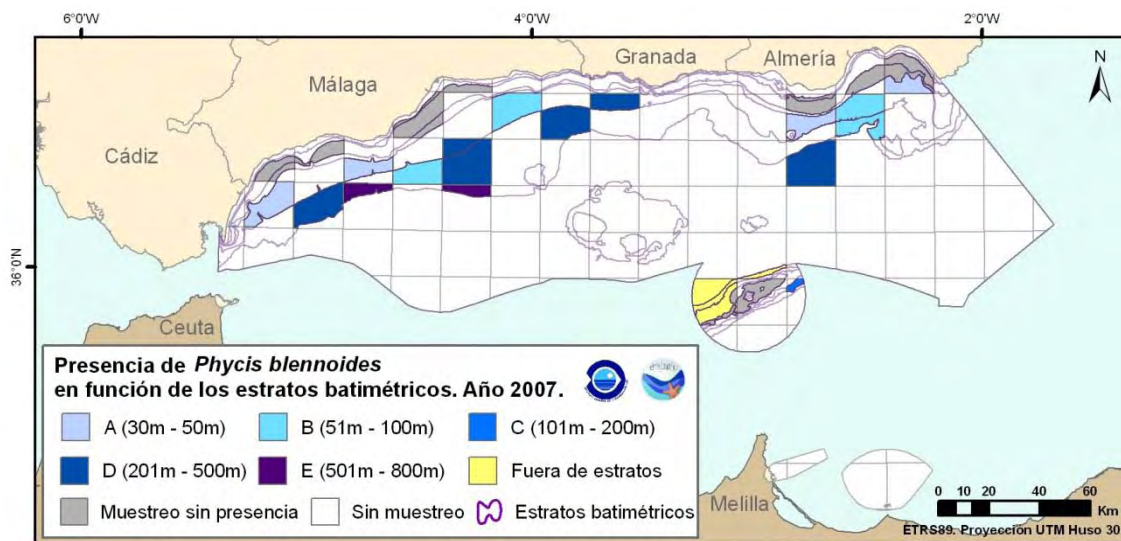


Figura 133- Mapas de distribución de *Phycis blenoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2007.

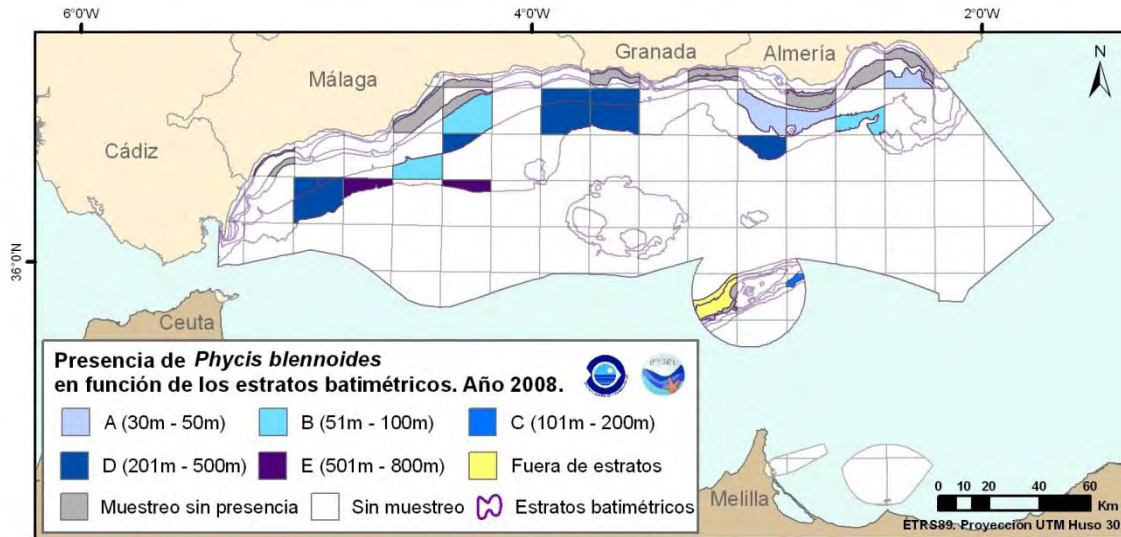


Figura 134- Mapas de distribución de *Phycis blennoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2008.

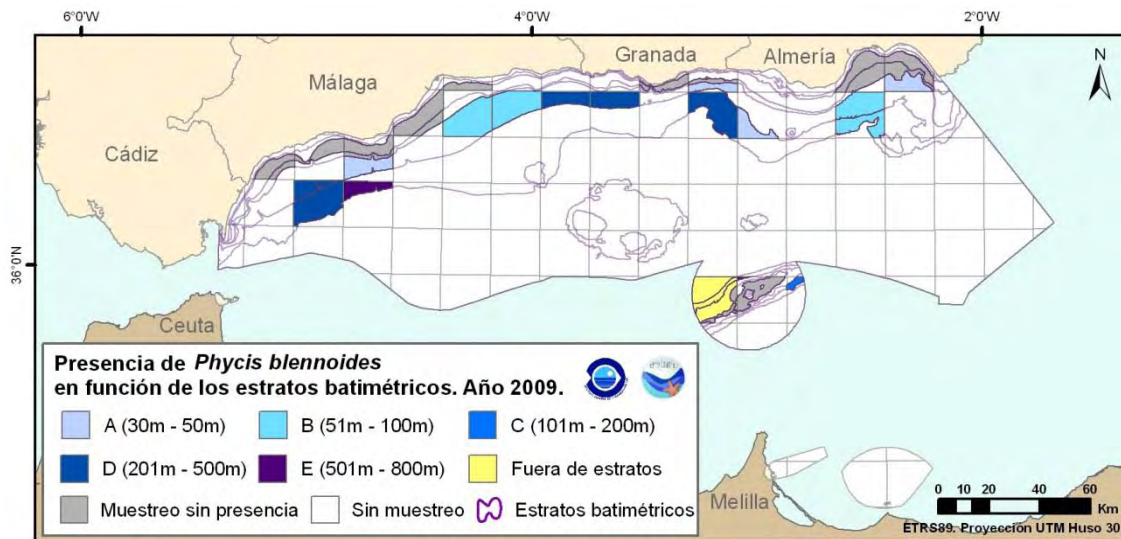


Figura 135- Mapas de distribución de *Phycis blennoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2009.

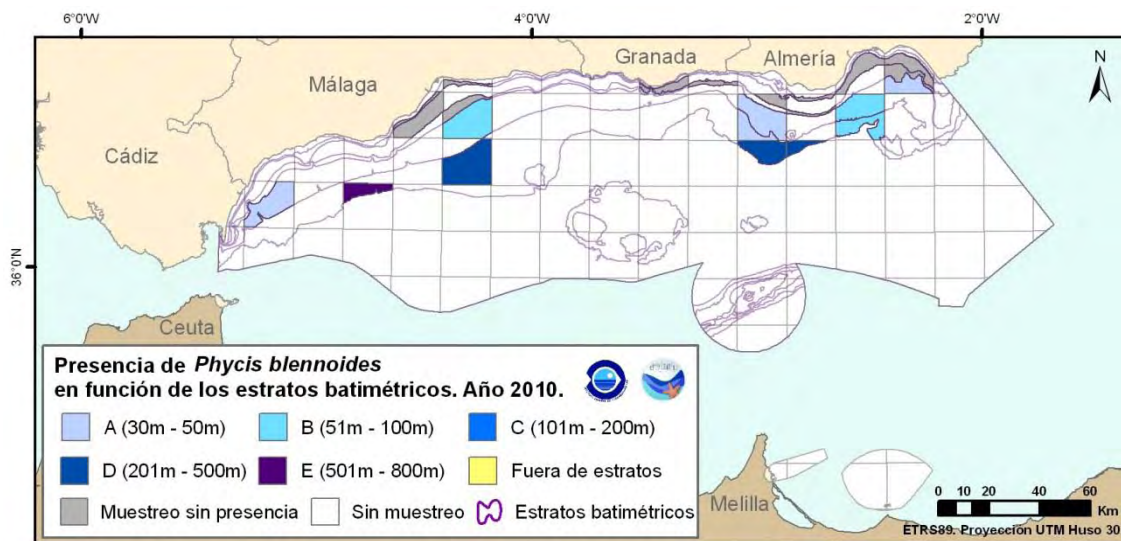


Figura 136- Mapas de distribución de *Phycis blennoides* en función de los estratos batimétricos relativo al año 2010.



ANEXO IV. Fichas de hábitats



CHARCAS LITORALES

01. DESCRIPCIÓN

En la demarcación del Estrecho-Alborán es un hábitat típico de las costas rocosas de la provincia de Cádiz, conformado por charcas en las que el oleaje erosiona los clastos, los excava, creando las formaciones tan características de las pozas de dimensiones variables, superficie plana, y ligeramente inclinadas hacia el mar. Las charcas litorales están englobadas en el código EUNIS (A1.4) como estructuras singulares en roca litoral. Dentro de esta división nos encontramos con charcas litorales (código EUNIS A1.41) y charcas supralitorales (EUNIS A1.42). El aporte de agua, así como las fluctuaciones en las condiciones físico-químicas difieren las unas de las otras, dando lugar diferentes hábitats. Las formas que se originan dependen en gran medida de la influencia y energía del oleaje, lo que da lugar a pozas y estructuras ligeramente diferentes. En la demarcación sur atlántica, las pocetas pueden presentar formas subcirculares, elípticas o en huso, con bordes donde se observan numerosas repisas rocosas de carbonato cálcico, que son bioconstruidas por organismos incrustantes, normalmente algas verdes y rojas, con alternancia de cantos y/o arena en el fondo.

En el caso de las charcas supralitorales, las duras condiciones físico-químicas de temperatura y salinidad del entorno, lo convierten en un hábitat inhóspito para la mayoría de las especies marinas. No obstante, existen organismos adaptados a estas fuertes variaciones de salinidad, temperatura y pH. Además, la concentración de nutrientes suele ser muy elevada por el aporte continuo de materia orgánica. Las grandes concentraciones de fitoplancton presentes son responsables de una gran producción de oxígeno durante el día, que más tarde se consume durante la noche. En las charcas eutróficas puede establecerse una estratificación tanto de parámetros físico-químicos (temperatura, concentración de oxígeno y salinidad) como de organismos, e incluso llegar a condiciones anóxicas en el fondo, con un gran desarrollo bacteriano. A pesar de la dureza de las condiciones, estos hábitats presentan una gran diversidad, debida a la oferta de microhábitats que permiten la especialización. Además, el intermareal rocoso es un hábitat altamente productivo, rico en algas e invertebrados, aunque muy variable en el espacio y en el tiempo. La poca profundidad de las aguas costeras magnifica estas variaciones que se ven influenciadas por los procesos naturales que tienen lugar en la costa, así como por la polución y las actividades que en ella desarrolla el hombre.

Por otro lado, cuando lo permiten la inclinación, el relieve de la costa o la actividad de los organismos constructores (como la asociación de *Dendropoma petraeum* y *Neogoniolithon brassica-florida*), se pueden formar charcas o cubetas mesolitorales, que tienen un suministro de agua de mar más regular y menores fluctuaciones en sus condiciones físico-químicas que las charcas supralitorales. Las charcas mesolitorales albergan una mayor diversidad y abundancia de organismos que las supralitorales, máxime, si son de gran tamaño o tienen una renovación constante de agua.

En las costas atlánticas la renovación del agua de las charcas suele ser más frecuente debido a la mayor fuerza del oleaje. Las charcas mesolitorales, como se comenta en el párrafo anterior, albergan una mayor diversidad y abundancia de organismos que las supralitorales, debido a que las condiciones ambientales son menos desfavorables. Los factores que más influyen en la composición de la comunidad son la altura a la que se encuentran respecto al nivel medio del mar, la exposición al oleaje, presencia o ausencia de sedimento arenoso y el tamaño de la cubeta (extensión y profundidad). Si tienen una renovación constante del agua, pueden albergar



diversas especies de la comunidad infralitoral de algas fotófilas de ambiente calmo. Cuando las condiciones se vuelven extremas, debido a la evaporación, concentración de nutrientes o variación de la temperatura, estas charcas son colonizadas por especies euritermas y eurihalinas.

CRITERIO 1.4: DISTRIBUCIÓN DEL HÁBITAT

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Supra y Mesolitoral
	Tipo de sustrato	Fondos rocosos
	Rango de profundidad	En superficie, 2 m.
	Exposición al oleaje	En zonas influenciadas por la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		En diferentes localizaciones a lo largo de la franja costera de todo el litoral.

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

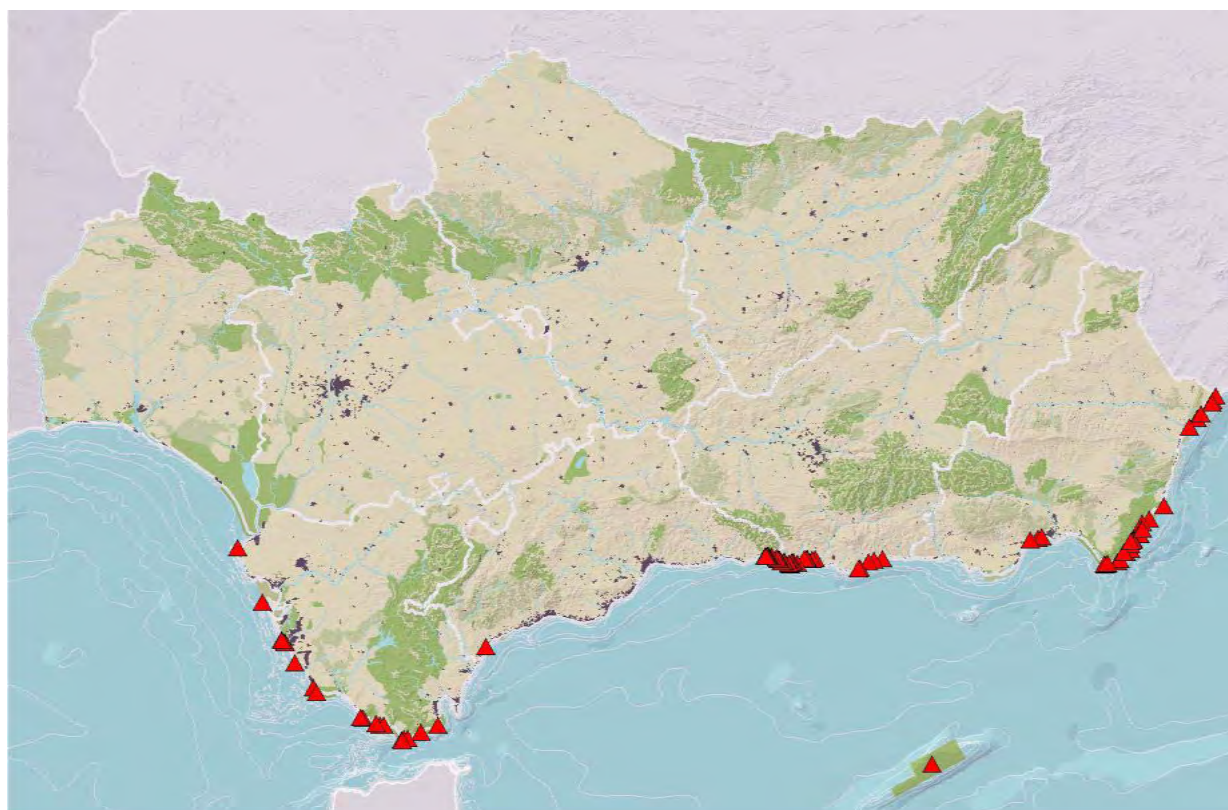


Figura 1. Mapa de distribución de charcas litorales a lo largo de la costa andaluza.

En recientes estudios de la unta de Andalucía, se ha tratado de conocer la extensión y las características predominantes sin todavía resultados analizables. En la isla de Alborán si hay una descripción detallada de las mismas (Templado y Calvo, 2006)



CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Especies y comunidades características asociadas:

La diversidad y especies presentes en las charcas van a depender principalmente de la ubicación de las mismas, por lo que se hace una división entre las charcas supra y mesolitorales.

En el caso de las charcas supralitorales, existe diferencia entre las más alejadas de la influencia del mar y las más cercanas. En el primero de los casos, los organismos que se establecen en estas charcas suelen ser pocos, microscópicos y, generalmente, de vida planctónica. Los productores primarios son principalmente vegetales unicelulares (euglenales, dinoflagelados, criptomonadales y algunas diatomeas y cianofíceas). Es muy característica la cianofícea *Lyngbya confervoides*. En algunas charcas también pueden aparecer algas oportunistas de los géneros *Cladophora* y *Enteromorpha*. Entre los escasos animales adaptados a la vida en estas charcas los más característicos son el copépodo *Tigriopus fulvus*, y los insectos *Ochthebius quadricollis* y *Aedes mariaae*. Además, aparecen ocasionalmente protozoos, rotíferos, dípteros quironómidos y nematodos.

En las charcas supralitorales más cercanas al mar, la diversidad varía en función del tamaño de la charca. En las charcas pequeñas, generalmente sometidas a condiciones más extremas y con poca renovación de agua se encuentran especies oportunistas, como las clorofíceas de los géneros *Chaetomorpha* (*C. aerea*), *Enteromorpha* (*E. compressa*) y *Cladophora* (*C. vagabunda*) o la cianofícea *Calothrix spp.* En charcas intermedias predominan las algas rojas, *Gelidium pusillum*, *Ceramium ciliatum*, o las incrustantes *Phymatolithon lenormandii*, las feofíceas *Scytosiphon lomentaria* y *Petalonia fascia*. En las charcas más grandes y permanentes aparecen otras algas propias del infralitoral, como la calcárea incrustante *Lithophyllum incrustans* diversas especies erectas del género *Cystoseira*, *Stypocaulon scoparium*, *Padina pavonica*, *Colpomenia sinuosa*, *Chaetomorpha aerea*, *Ulva spp.*, y animales como los actiniarios *Anemonia sulfata* y *Actinia spp.*, los crustáceos decápodos *Clibanarius erythropus* y *Eriphia verrucosa*, el equinodermo *Paracentrotus lividus* y peces de las familias góbidos y blénidos.

Buena parte de la flora y fauna del piso infralitoral superior puede aparecer en las cubetas mediolitorales cuando éstas son lo suficientemente grandes y con constante renovación del agua.

En cuanto a las charcas mesolitorales situadas en el intermareal rocoso, las especies que lo habitan, debido a sus adaptaciones a la vida intermareal y a sus condicionamientos ecológicos, son un grupo de estudio particularmente interesante, máxime en un momento en que estos hábitats están sometidos a fuertes presiones, no sólo por la acción antrópica, sino de una manera muy marcada por las variaciones en el clima que se están produciendo y a las que son muy sensibles, los hábitats y evidentemente las especies residentes que los habitan.

Entre las especies que se pueden hallar en este tipo de hábitat, las más representativas son: las algas, tanto sueltas como colonizando la superficie de las rocas. Las especies más frecuentes son las cianofíceas (*Lyngbya confervoides*), las clorofíceas (*Cladophora spp.*, *Codium spp.*, *Enteromorpha spp.*), las feofíceas (*Dictyota dichotoma*, *Padina pavonia*, *Halopterix scoparia*, *Colpomenia peregrina*) y las rodofíceas (*Corallina elongata*, *Jania rubens*, *Ploclanium cartilagineum*, *Pseudolithophyllum incrustans*). Entre los moluscos, se encuentran (*Nassarius reticulatus*, *Gibbula umbilicalis*, *Osilinus lineatus*, *Cerithium vulgatum*), los ermitaños (*Clibanarius erythropus*), la bellota de mar (*Chthamalus spp.*), los erizos (*Paracentrotus lividus*, y *Arbacia lixula*), las anémonas (*Actinia equina*, *Anemonia sulcata*), las holoturias (*Holoturia tubulosa*) y otros Ofiuroideos.

En cuanto a la representación íctica, la mayoría de las especies residentes verdaderas pertenecen a un escaso número de familias: Blenniidae, Gobiidae, Clinidae, Gobiesocidae, Tripterygiidae. De forma más detallada, las especies principales son: Gobiidae (*Gobius paganellus*, *Gobius cobitis*, *Gobius bucchichii*), Blenniidae (*Lipophrys polis*, *Lipophrys canevas*, *Paralipophrys trigloides*, *Parablennius incognitus*, *Parablennius sanguinolentus*, *Salarias*

Demarcación Estrecho y Alborán

Evaluación inicial y buen estado ambiental

Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV



pavo, *Coryphoblennius galerita*), Clinidae (*Clinitrachus argentatus*), Tripterygiidae (*Tripterygion tripteronotus*, *Tripterygion melanurus*), Gobiesocidae (*Lepadogaster lepadogaster*, *Lepadogaster purpurea*, *Lepadogaster candolii*), Labridae (*Symphodus spp.*).

Otro grupo importante son las especies ícticas denominadas residentes parciales, que como su nombre indica, se trata de especies que suelen frecuentar este tipo de hábitat de forma ocasional, algunas de ellas preferiblemente en estado juvenil. Entre las más destacadas se encuentran: *Sparus aurata*, *Sarpa salpa*, *Lithognathus mormyrus*, *Boops boops*, *Diplodus vulgaris*, *Diplodus sargus*, *Diplodus annularis*, *Diplodus bellottii*, *Sardina pilchardus*, *Engraulis encrasicolus*, *Atherina spp.*, *Serranus spp.*, o *Scorpaena notata*.

Por último hallamos un grupo de especies visitantes, con una presencia más ocasional, entre las que destacan: *Muraena helena*, *Solea vulgaris*, *Solea senegalensis*, *Plectorhinchus mediterraneus*, *Sciaena umbra*, *Atherina presbyter*, *Liza aurata*, *Liza ramada*, *Liza saliens*, y *Torpedo marmorata*.

En el sector mediterráneo la mayoría de los hábitats lagunares están en recesión por las presiones urbanísticas y los aportes contaminantes de los ríos y ramblas.



ARRECIFES LITORALES ASOCIADOS A DENDROPOMA PETRAEUM (MONTEROSATO, 1884)

02. DESCRIPCIÓN

Dendropoma petraeum (Monterosato, 1884)

Esta facies la encontramos en el piso mediolitoral inferior rocoso, esta comunidad aparece, en una franja sometida a una constante inmersión y emersión por las mareas. Obviamente, su amplitud es mucho mayor en las costas atlánticas que en las mediterráneas por el mayor hidrodinamismo que sufren las primeras. Las condiciones son menos adversas que en la franja superior.

El arrecife de vermétidos: es una formación organógena, constituida por el gasterópodo vermétido *Dendropoma petraeum* y la rodofícea incrustante *Neogoniolithon brassica-florida* está presente en las zonas más cálidas del Mediterráneo. En las costas españolas están presentes desde Castellón e Islas Baleares hasta las costas atlánticas de Cádiz, pero estos arrecifes (propios de zonas tropicales) sólo alcanzan un desarrollo notable en las costas de Alicante, Murcia y Almería. Los arrecifes crecen sobre el sustrato rocoso mediolitoral (aunque algunos autores consideran que marcan el comienzo del infralitoral), en zonas expuestas, de aguas limpias y con escasos aportes terrígenos.

La importancia de su conservación reside además en su capacidad bioconstructora, ya que es capaz de crear nuevos ambientes e impide la erosión de las rocas.

Dendropoma petraeum (Monterosato, 1884), es un molusco gasterópodo filtrador muy poco conocido de nuestras costas mediterráneas, lo encontramos desde la superficie hasta unos 3-4m de profundidad, en zonas de un hidrodinamismo moderado, pudiendo quedar emergido durante la bajamar. Pertenece a la familia de los Vermétidos, cuyas especies se caracterizan porque su concha, al contrario que en otros gasterópodos, no esta enrollada en espiral, sino que consiste en un tubo irregular que se fija al sustrato. Por tanto, estos animales se asemejan mas, externamente, a un gusano tubícola que a un caracol. *Dendropoma petraeum* es una especie gregaria que, en asociación con el alga rodofita incrustante *Neogoniolithon brassica-florida* (= *Spongites notarisií*), da lugar a construcciones organogenas pseudo-recifales.

Es una especie gregaria formadora de colonias con una gran variedad de formas: ejemplares aislados, costras, cornisas y microatolones. Cuando forma costras cornisas o atolones suele asociarse con algas rojas incrustantes como *Neogoniolithon brassica-florida*, *Lithophyllum incrustans* o *Lithophyllum byssoides* cementando de esta forma las estructuras y adquiriendo un aspecto pétreo que recuerda a una roca, aunque en otras ocasiones pueden estar cubiertas también por otras algas.

Los conglomerados de *D. petraeum* y de la rodofita incrustante asociada presentan el característico color blanquecino del alga, sobre el que destacan las aberturas circulares oscuras (de unos 3 mm de diámetro) de las conchas del vermétido. Esta estructura, semejante por su consistencia a una roca porosa, se desarrolla en las zonas rocosas del litoral, semi-expuestas al oleaje y donde no existe contaminación. Requieren preferentemente para su instalación de superficies duras sub-horizontales o de poca inclinación. No están presentes en acantilados verticales o en zonas excesivamente expuestas al oleaje, ni en lugares de aguas calmadas. Este vermétido se sitúa,



por tanto, en las zonas donde existe un continuo vaivén del agua de mar, aunque puede permanecer emergido o sumergido durante periodos más o menos largos de tiempo. En ocasiones estas bioconstrucciones pueden estar enmascaradas por el recubrimiento de algas u otros organismos.

Los agregados de este vermético pueden dar lugar a bio-construcciones de formas muy variadas, desde una costra tapizante hasta rebordes, crestas, cornisas e incluso micro-arrecifes que pueden alcanzar 30 cm de grosor.

Así pues, atendiendo a la morfología de éstas, se pueden encontrar cuatro tipos:

- Cornisas: En las paredes de fuerte pendiente. Crecen sobresaliendo en horizontal hacia fuera.
- Plataformas: El crecimiento es en capas que recubren una superficie horizontal. El grosor es variable dependiendo de la edad de la formación.
- Bordes o márgenes de plataformas: En el límite exterior de superficies horizontales. El crecimiento suele ser sobretodo en vertical, llegando incluso en algunos casos, a delimitar una charca litoral en la zona interior.
- Aglomeraciones de bloques y guijarros: Se encuentra sólo en aquellos lugares en los que las colonias están muy desarrolladas. El crecimiento de estos organismos es tan elevado que se llegan a unir fragmentos de roca de los alrededores.

Su escasa aparición es debida a que requiere unas condiciones ambientales muy concretas para sobrevivir, como que la temperatura anual del agua no disminuya de 14º C, siendo muy sensible a la contaminación, pudiéndose utilizar incluso como bioindicador de la calidad del medio. Especie protegida como vulnerable por el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, y también por el Convenio de Barcelona (Anexo II) y el Convenio de Berna (Anexo II). El hecho de que sea una excelente indicadora de aguas limpias y de que, además, esté protegida, la convierten en una especie clave ante cualquier iniciativa de vigilancia ambiental de los fondos litorales donde viva. Este hecho ha motivado la inclusión de esta especie en la categoría de vulnerable del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, y en el Anexo IV de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE).

El Cabo de Gata es el único lugar de Andalucía donde esta especie forma arrecifes de verméticos, llegando a alcanzar un grosor de unos 20-30cm. Aquí solo están vivos los individuos de la superficie y la parte que queda debajo suele presentar cavidades y grietas donde viven otros invertebrados y pequeños peces.

Los arrecifes de verméticos que se encuentran principalmente en el mediolitoral inferior, cerca de la superficie del agua, se utilizan como bioindicadores de cambios de nivel del mar. Las formaciones más antiguas datan de unos 6000 años de antigüedad.

Estos arrecifes reducen o evitan la erosión de las plataformas rocosas y permiten la existencia de una pequeña laguna interior con una variada flora y fauna marinas.

Estos arrecifes constituyen un excelente marcador de fluctuaciones en la temperatura del agua de mar superficial producidas por el cambio climático en los últimos 500 años.

Hábitats asociados (EUNIS):

1.2.2.-*Rocas de la zona mediolitoral inferior

1.2.2.2.-*Cornisa de *Dendropoma petraeum*

1.2.2.5.- Horizonte de *Neogoniolithon brassica-florida* y/o *Dendropoma petraeum*

2.1.1.8.3.- -*Blanquizaes con *Oculina patagonica* y/o concreciones infralitorales de *Dendropoma petraeum*



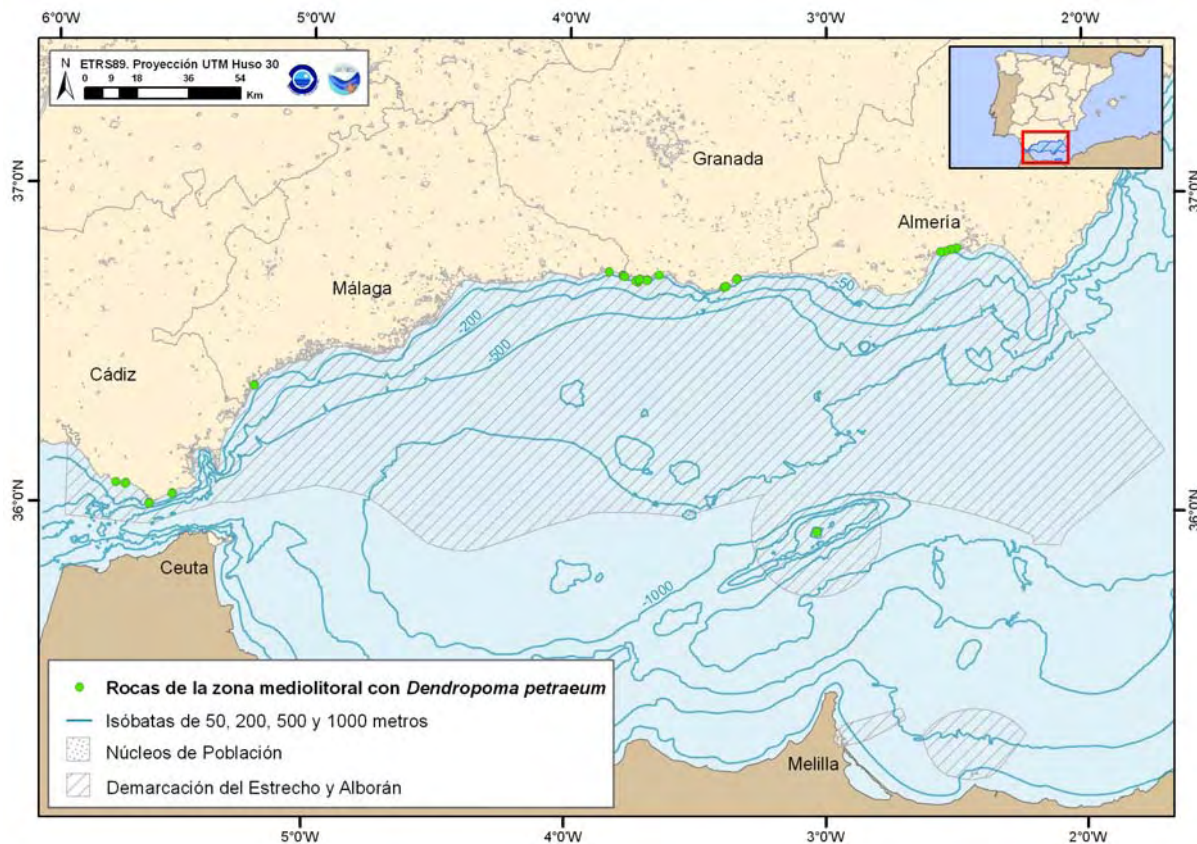
CRITERIO 1.4: DISTRIBUCIÓN DEL HÁBITAT

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Mediolitoral inferior
	Tipo de sustrato	Rocoso
	Rango de profundidad	0-4 metros
	Exposición al oleaje	Expuesta a el mismo
Rango de distribución geográfica		Estas formaciones se encuentran únicamente en las áreas más cálidas del Mediterráneo, en Israel, Sicilia y el Sudeste español, desde Alicante hasta el Cabo de Gata siendo escasas en el Mar de Alborán hacia el Estrecho de Gibraltar. Los arrecifes de la Isla de Alborán han sido hallados recientemente (Calvo <i>et al.</i> , 2001) y son especialmente extensos en la plataforma de abrasión de su costa Sur. En España se distribuye desde las costas de Castellón hasta Cádiz, incluyendo el archipiélago Balear, las islas Columbretes y la isla de Alborán. También se encuentra en Ceuta y Melilla. Sin embargo, sólo existen formaciones micro-recifales bien desarrolladas de esta especie en las costas de Alicante, Murcia y Almería.

A través del “Programa de Gestión Sostenible de Recursos para la Conservación del Medio Marino Andaluz” de la Consejería de Medio Ambiente (Moreno *et al.*, 2007), se ha realizado una estima aproximada de la presencia de la especie *Dendropoma petraeum*.



CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT



Mapa 1. Distribución de *Dendropoma petraeum* en la demarcación Estrecho-Alborán (Informe técnico 2008. Junta de Andalucía).

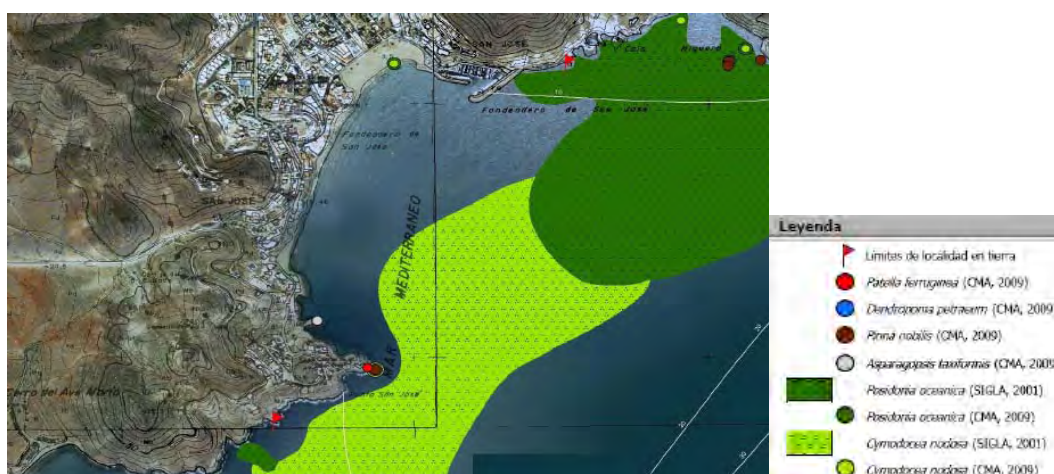
Los valores de densidad de individuos en Andalucía varían entre las distintas provincias. La densidad media en Cádiz (53000 ind./m²), es considerablemente menor que en Almería (112000 ind./m²), tomando como referencia formaciones tipo costra. En cierta medida, resulta lógico, puesto que el diámetro medio de individuos en la zona de Cádiz (2,5 mm) es mayor que en las zonas de Almería o Granada (1,5 mm).

ALMERIA

Punta Cala Infalible



Mapa 2. Distribución *Dendropoma petraeum*. Informe técnico 2008 Junta de Andalucía
Playa de San José



Mapa 3. Distribución *Dendropoma petraeum*. Informe técnico 2008 Junta de Andalucía
San Telmo



Mapa 4. Distribución *Dendropoma petraeum*. Informe técnico 2008 Junta de Andalucía



La Mamola



Mapa 5. Distribución *Dendropoma petraeum*. Informe técnico 2008 Junta de Andalucía

-GRANADA

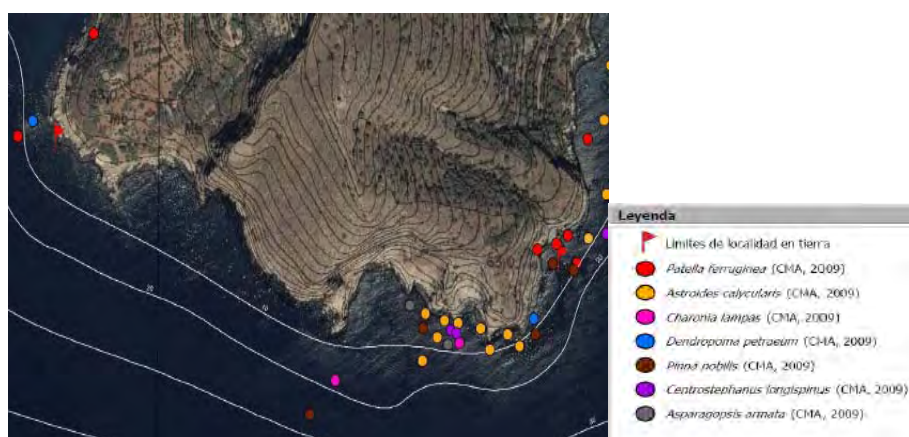
Punta de Jesús



Mapa 6. Distribución *Dendropoma petraeum*. Informe técnico 2008 Junta de Andalucía

-MALAGA

Cerro Gordo

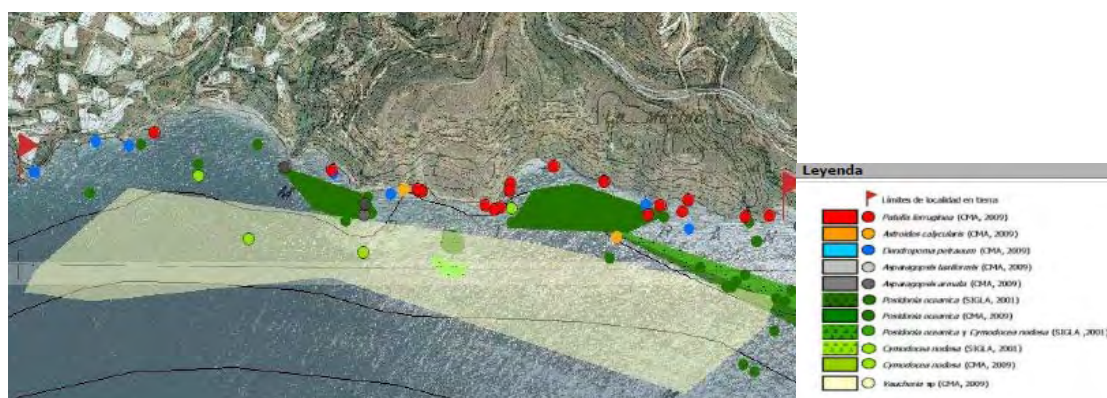


Mapa 7. Distribución *Dendropoma petraeum*. Informe técnico 2008 Junta de Andalucía
El Cañuelo



Mapa 8. Distribución *Dendropoma petraeum*. Informe técnico 2008 Junta de Andalucía

Maro



Mapa 9. Distribución *Dendropoma petraeum*. Informe técnico 2008 Junta de Andalucía



Caleta de Maro



Mapa 10. Distribución *Dendropoma petraeum*. Informe técnico 2008 Junta de Andalucía

-CÁDIZ, Isla de Tarifa



Mapa 11. Distribución *Dendropoma petraeum*. Informe técnico 2008 Junta de Andalucía

CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Especies y comunidades características asociadas:

La comunidad de la roca mediolitoral inferior se caracteriza por la presencia de, al menos, alguna de las rodófitas calcáreas (*Lithophyllum byssoides*, *Neogoniolithon brassica-florida* o *Lithophyllum papillosum*). Otras especies comunes son las clorófitas *Bryopsis plumosa* y *Chaetomorpha aerea* y las rodófitas *Callithamnion granulatam*, *Ceramium rubrum*, *Polysiphonia* spp., *Laurencia papillosa* y la oportunista *Corallina elongata*. Entre los animales, son característicos el gasterópodo *Patella ulyssiponensis* (*P. aspera* en las Islas Canarias) y el poliplacóforo *Lepidochitona corrugata*.

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV



Otras especies acompañantes suelen protegerse de las condiciones adversas en grietas y huecos donde hay más humedad, o entre las algas. Destacan los antozoos del género *Actinia* y el estolonífero *Cornularia cornucopiae*, numerosos nematodos y poliquetos, simpuncúlidos, los gasterópodos *Patella caerulea* (endémico del Mediterráneo), *Fissurella nubecula* (por toda la costa), *Osilinus turbinatus*, *Osilinus articulatus*, *Gibbula divaricata* y *G. rarilineata* (en las costas mediterráneas), y los bivalvos *Lasaea rubra*, *Cardita calyculata*, *Hiatella arctica*, *Musculus costulatus*, *Modiolus barbatus*, *Mytilaster minimus* y *Mytilus galloprovincialis*. Entre los crustáceos decápodos, los más característicos son *Palaemon elegans*, *Clibanarius erythropus*, *Pachygrapsus marmoratus* y *Eriphia verrucosa*, y son muy abundantes los anfípodos e isópodos. Entre los peces, uno de los más frecuentes es el blénido *Coryphoblennius galerita*. No obstante el número de especies de la flora y fauna que pueden estar presentes en las distintas facies de esta comunidad es muy elevado y cambia dependiendo de las regiones naturales de que se trate.

Las formaciones de vermétidos están casi siempre acompañadas por el alga rodófica *Spongites notarisii*, aunque tampoco es rara la presencia de otras algas, tales como *Laurencia papillosa*, *Ceramium ciliatum*, *Nemalion helminthoides* o *Lithophyllum spp.*

Además de estas especies nos podemos encontrar:

Especies amenazadas (que podemos encontrarnos cercano a esta facies): *Posidonia oceanica*, *Patella ferruginea*, *Cymodocea nodosa*, *Charonia lampas*, *Pinna nobilis*, *Centrostephanus longispinus*, *Zostera noltii*

Otras especies: *Pentapora fascialis*, *Halocynthia papillosa*, *Hacelia attenuata*, *Spondylus gaederopus*, *Ophidiaster ophidianus*, *Palinurus elephas*, *Charonia lampas*, *Babelomurex cariniferus*, *Codium adhaerens*, *Cystoseira tamariscifolia*, *Siphonaria pectinata* (= *Siphonaria algesirae*), *Siphonaria pectinata*, *Patella rustica*, *Patella ulyssiponensis*, *P. caerulea*, *Pachygrapsus maurus*, *P. marmoratus*, *Eriphia verrucosa*, *Lepidochitona corrugada*, *Pollicipes pollicipes*, *Actinia equina*, *Coryphoblennius galerita*, *Lasaea rubra*, *Fossarus ambiguus*, *Myoforceps aristata*, *Pinna rudis*, *Cladocora caespitosa*, *Asterina gibbosa*, *Spondylus gaederopus*, *Lithophaga lithophaga*, *Cymbula nigra*, *Luria lurida*, *Rissoella verruculosa*, *Paracentrotus lividus*, *Scyllarus arctus*, *Hippocampus hippocampus*

Especies exóticas: *Asparagopsis taxiformis*, *Oculina patagonica*, *Asparagopsis taxiformis*

Dendropoma petraeum: es una especie propia de la vertiente mediterránea. En Almería, se estima una ocupación de 50 km lineales de costa, siendo además la provincia donde mejor aparece representado (Rodalquilar con 1.100 m² de plataforma). Las densidades mayores se dan también en Almería con valores de 160.000 ind./m².

La densidad de individuos adultos/m² máxima y mínima varía mucho según sean las formaciones (ejemplares aislados, costras o arrecifes). Los valores más altos (unos 160.000 indiv./m²) corresponden a los arrecifes más desarrollados de Almería. Por el contrario, la densidad es mucho menor en las colonias del Atlántico donde las conchas de este gasterópodo son más grandes y tienen un diámetro máximo de 3,8 mm, (en las poblaciones mediterráneas no alcanzan los 2 mm). Cuando se han detectado juveniles (Rodalquilar) la densidad media ha sido también muy elevada, de hasta 146.000 indiv./m², siendo en Granada de 26000 indiv./m² (2009)

Los valores de densidad de individuos varían entre distintas provincias. Así, la densidad media en Cádiz (53.000 indiv./m²), es considerablemente menor que en Almería (112.000 indiv./m²), tomando como referencia formaciones tipo costra. En cierta medida, resulta lógico, puesto que el diámetro medio de individuos en Cádiz (2,5 mm) es mayor que en Almería o Granada (1,5 mm).

En cuanto al reclutamiento, se han obtenido densidades de juveniles de entre 14.000 y 24.000 indiv./m² en Granada y Cádiz, respectivamente. En la provincia de Almería, se ha realizado el seguimiento de las poblaciones del



Playazo de Rodalquilar y de la Isleta del Moro en el mes de diciembre. La densidad de individuos incorporados a la población en diciembre es de unos 30-40.000 indiv./m², muy inferior a la detectada en años anteriores de reclutas recién asentados en primavera-verano (que es de unos 100.000 indiv./m²).

REFERENCIAS

Moreno, D., de la Linde, A., Remón, J.M., De la Rosa, J., Arroyo, M.C., Fernández-Casado, M., Gómez, G., Barraón, 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. Pp. 27-48. En: Paracuellos, M. (coord.) Ambientes Mediterráneos. Funcionamiento, biodiversidad y conservación de los ecosistemas mediterráneos. **Colección Medio Ambiente, 2**. Instituto de Estudios Almerienses (Diputación de Almería), Almería.



BOSQUES DE GORGONIA ASOCIADOS A PARAMURICEA CLAVATA (RISSO, 1826) Y EUNICELLA VERRUCOSA

03. DESCRIPCIÓN

Paramuricea clavata (Risso, 1826)

Esta facies pertenece a la comunidad, comúnmente denominada “coralígeno”, se asienta generalmente sobre sustrato rocoso, caracterizado por una luz muy atenuada y por unas condiciones hidrodinámicas más constantes que en los pisos superiores, aunque las corrientes en algunos lugares pueden ser fuertes. La comunidad coralígena se encuentra en aguas claras a partir de los 40 m (por ejemplo en Baleares), mientras que en aguas turbias puede aparecer a partir de los 15 m (como en la Costa Brava o en las costas atlánticas). El límite inferior se sitúa entre unos 60 y 110 m, dependiendo también de la claridad de las aguas. Este tipo de comunidad se desarrolla con una irradiancia comprendida entre el 5 y el 0,05% de la superficial. Según el tipo de fondo sobre el que se asienta, pueden distinguirse dos tipos de coralígeno: de roca litoral, situado generalmente en paredes verticales o subhorizontales, con escasa sedimentación, y de plataforma, que generalmente se forma sobre sustratos blandos

Es una de las comunidades más complejas y diversas del Mediterráneo. Constituye una estructura organogénica, cuyo desarrollo depende del crecimiento de su principal componente, las algas calcáreas coralináceas. Estas algas se caracterizan por su escasa tolerancia a la iluminación (son esciáfilas), pero necesitan una energía solar mínima para realizar la fotosíntesis. La mayoría de los organismos que componen esta comunidad son muy sensibles a la sedimentación, dado que los animales dominantes en términos de número de especies y biomasa son filtradores (suspensívoros) y un exceso de sedimentación obstruye sus sistemas de filtración.

Las concreciones coralígenas pueden medir hasta varios metros de espesor y cubrir grandes superficies de fondo. Su forma y consistencia depende de las especies de algas que las conforman. El crecimiento heterogéneo de las distintas algas genera pequeños canales, huecos e irregularidades que dan a la concreción su forma característica, creando una serie de micro hábitat que permiten la instalación de diversos organismos y aumentan la diversidad de la comunidad. Otros constructores secundarios que consolidan las concreciones son diversos invertebrados esciáfilos con esqueleto calcáreo (foraminíferos, esponjas, escleractinarios, poliquetos serpúlidos, briozoos, moluscos), pero no sobrepasan el 20% de la composición total. Paralelamente al proceso de construcción, tiene lugar una progresiva destrucción ocasionada por la erosión debida al hidrodinamismo (el proceso principal en el coralígeno sobre roca), por el enterramiento debido a la sedimentación (más común en el coralígeno de plataforma, formado sobre sustratos blandos) y por causas bióticas (organismos perforadores, raspadores e incrustantes, como esponjas, bivalvos, erizos, poliquetos o sipuncúlidos).

En el coralígeno típico pueden distinguirse cuatro estratos: uno más elevado, formado por grandes gorgonias y esponjas de aspecto arborescente, que en zonas de alto hidrodinamismo pueden alcanzar portes considerables, debido a que la corriente les proporciona alimento en suspensión; un estrato intermedio, formado por esponjas, hidrozooos, poliquetos tubícolas, briozoos y ascidias, cuyo desarrollo también depende del alimento en suspensión disponible; el estrato inferior está formado por algas calcáreas, esponjas, madreporarios y briozoos. El último estrato estaría formado por la endofauna que vive entre los huecos de las formaciones coralígenas o las perfora.

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV



La facies de *Paramuricea clavata* (Gorgonia) se encuentra preferentemente sobre paredes verticales, con escasa iluminación y fuertes corrientes. Está presente en todas las regiones mediterráneas.

El tamaño de la población en Alborán no se conoce en detalle ya que no se han realizado censos o seguimientos concretos de la especie, y los pocos datos que existen son de presencia en determinadas áreas o localidades. La especie está presente en poblaciones muy restringidas en todas las áreas donde se ha detectado. Aunque está citada en la bibliografía en fondos de más de 100 m, se encuentra también a menor profundidad, en zonas donde se puede observar buceando, siendo uno de los grandes atractivos del coralígeno. Se considera que puede estar en regresión por ser arrancada por redes de pescadores que toquen fondo (trasmallos, redes de enmalle, etc.) al tener un gran tamaño. También es recogida por buceadores que la recolectan como recuerdo, al resultar muy llamativa (color rojo, amarillo, o ambos en vivo, volviéndose pardo oscuro a negro al contacto con el aire), peligrando las poblaciones más someras. El área de ocupación estimada es de menos de 2000 km², está severamente fragmentada (se conoce de muy pocas zonas en Andalucía), y ha sufrido, y puede seguir sufriendo, una disminución continua de su extensión y de la calidad de su hábitat. Aunque en Andalucía no se ha detectado mortandad masiva en esta especie, sí se conoce que haya ocurrido en otros puntos del Mediterráneo, por lo que existe el riesgo de que la sufra en nuestras aguas en el futuro.

Los rangos batimétricos en los que se encuentra varían mucho de una provincia a otra, debido al carácter esciáfilo de la especie, es decir que vive en ambientes umbríos. En general, se puede decir que en las provincias orientales donde las aguas suelen ser más claras la especie se encuentra a partir de los 35- 40 m de profundidad mientras que en las occidentales donde el aporte de los ríos hace que aumente la turbidez del agua esta se encuentra aisladamente desde los 15 m como pasa en La Caleta (Cádiz). Los mayores bosques de gorgonias se encuentran a partir de los 25-30 m.

Paramuricea clavata puede considerarse como una especie en regresión debido a la presión a la que están expuestas ya que frecuentemente son arrancadas por los artes de pesca (el arrastre y el trasmallo) y recogidas por buceadores para decoración

Las colonias son de sexos separados y en condiciones normales la proporción de machos y hembras es 1:1 (Coma *et al.*, 1995; Cerrano *et al.*, 2005). La especie muestra una reproducción sexual sincrónica una vez al año (Coma *et al.*, 1995). La emisión de oocitos que pronto serán fecundados y originarán las larvas se ha observado entre junio y agosto (Coma *et al.*, 1995; Hofrichter, 2005). Se ha observado que la emisión de los gametos ocurría entre 3 y 6 días posteriores a la luna llena o luna nueva. Las colonias hembras, segregan una mucosidad donde se mantienen los oocitos un tiempo, probablemente aquí ocurra la fecundación, incluso las primeras divisiones.

Su crecimiento es muy variable pero en condiciones óptimas puede crecer hasta 60 mm anuales. La especie se caracteriza por un bajo metabolismo (Bavestrello *et al.*, 1997). Algunas colonias son muy longevas, pudiendo vivir hasta 50 años (Hofrichter, 2005). En estudios realizados en las islas Medas (Gerona) se ha estimado que las colonias de esta especie crecen 1,8 cm al año, de media, y las mayores colonias (de unos 55 cm de diámetro), tienen una edad de unos 30 años (Coma *et al.*, 1998).

Ejemplares de 8-9 cm, estudiados después de un fenómeno de mortandad masiva, se ha estimado que tienen una edad de 2-3 años (Cerrano *et al.*, 2005). Se alimenta de materia orgánica en suspensión y de zooplancton. El contenido gástrico es de unas 0,6-0,7 presas /pólipo (Coma *et al.*, 1995).

Es una especie que puede formar densas concentraciones, con más de 50 pies/m² (Hofrichter, 2005). Las colonias pueden albergar a numerosos epibiontes, entre los que se encuentran ofiuroideos, como *Astrospartus mediterraneus* (Risso, 1826), crinoideos como *Antedon mediterranea* (Lamarck, 1816), moluscos bivalvos como



Pteria hirundo (Linnaeus, 1758) (según Hofrichter, 2005), o copépodos como *Doridicola comai*, Conradi, Megina y López González, 2004 (Conradi *et al.*, 2004), entre muchos otros (Bavestrello *et al.*, 1997).

Hábitats asociados (EUNIS):

4.1.3.- Montes y cañones submarinos, con *Paramuricea clavata*

2.2.4.2.- *Fondos circalitorales rocosos no concrecionados dominados por invertebrados con *Paramuricea clavata*

2.2.4.10.- *Fondos circalitorales rocosos no concrecionados dominados por invertebrados con *Ellisella paraplexauroides*, *Eunicella spp.*, *Leptogorgia spp* y *Paramuricea clavata* (Mar de Alborán)

2.2.7.1.- Coralígeno con dominancia de invertebrados con *Paramuricea clavata*

2.2.8.4.- Escarpes rocosos reófilos cercanos a la costa con gorgonias (*Eunicella spp.*, *Paramuricea clavata*)

2.3.1.4.2.- Paredes y suelos de túneles sometidos a hidrodinamismo intenso con *Paramuricea clavata* y *Eunicella spp.*

Criterio 1.4: Distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Circalitoral
	Tipo de sustrato	Rocoso
	Rango de profundidad	Desde los 25 metros de profundidad llegando a fondos profundos
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica	<p>Especie mediterránea que vive preferentemente en su cuenca occidental y en el Adriático, que no parece haberse citado en la cuenca oriental (Carpine y Grasshoff, 1975). Vive también en el Atlántico próximo llegando al Algarve en el sur de Portugal y a Asilah en la costa atlántica marroquí (Harmelin y Marinopoulos, 1995).</p> <p>En las costas españolas se encuentra en todo el litoral mediterráneo. Es abundante en Cataluña (Gili y García, 1985), en Baleares (Gili <i>et al.</i>, 1993), en las islas Columbretes (García-Carrascosa <i>et al.</i>, 1987; Templado <i>et al.</i>, 2002) y en Murcia (Calvín, 2003). También se ha citado en el norte de África, en las islas Chafarinas y en el cabo Tres Forcas (González García <i>et al.</i>, 2005), y en Ceuta (López-González, 1993).</p>	

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

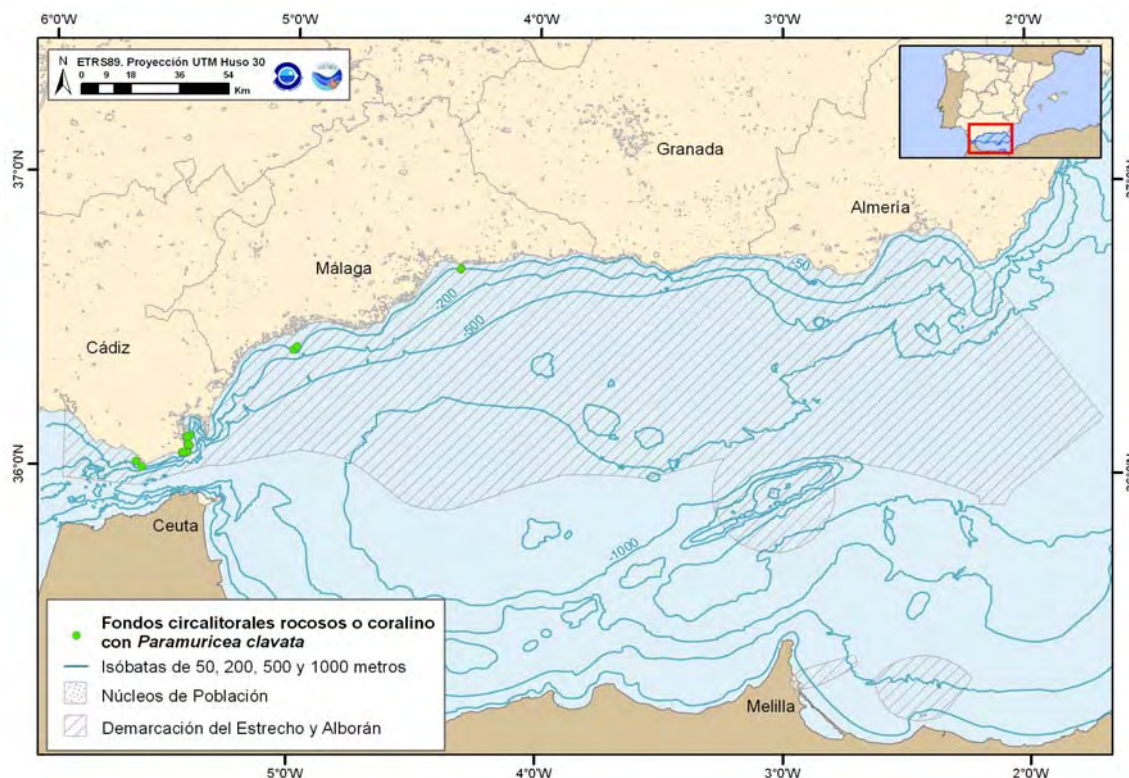


Figura 1. Distribución de *Paramuricea clavata* en la demarcación Estrecho-Alborán. (Datos obtenidos del Informe apoyo técnico al medio marino. 2010. Junta de Andalucía).

El tamaño de la población en Andalucía no se conoce ya que nunca se han realizado censos o seguimientos concretos de la especie, y los pocos datos que existen son de presencia en determinadas áreas o localidades. La especie es en general escasa en todas las localidades donde se ha detectado, sin llegar a formar las grandes concentraciones que se conocen en otras áreas de su distribución. Los únicos verdaderos “campos” de gorgonias de esta especie presentes en Andalucía se conocen a partir de 25-30 m de profundidad en la zona del Estrecho (López-González, 1993).

Aunque está citada en la bibliografía general en fondos de hasta más de 100 m, su principal hábitat se encuentra entre los 30 y los 50 m de profundidad, incluso en algunos enclaves a menor fondo, es decir en zonas donde se puede observar buceando.

La gorgonia *Paramuricea clavata* es una especie poco común. No se conoce bien el tamaño de la población andaluza debido a la falta de censos. Está presente en todas las provincias andaluzas aunque los datos de Almería (isla de Alborán y piedras del Charco) y Granada (punta de La Mona) son referencias bibliográficas donde la citan como escasa, en Almería y en Granada, y muy frecuente en la isla de Alborán (Barea-Azcón *et al.*, 2008).

Huelva es la provincia donde la especie está mejor representada ocupando casi la tercera parte de su litoral. En las localidades de Casa del Palo y playa del Espigón ocupan la mayor parte del sustrato rocoso. En Cádiz la especie se encuentra principalmente en la zona del Estrecho donde también forma grandes bosques en los fondos de punta Carnero y Cala Arena. En Málaga su presencia es muy puntual (laja de la Araña y placer de las Bóvedas). Los datos



de densidad observados son inversamente proporcionales a los datos de cobertura. En Huelva donde los datos de cobertura son mayores se han observado los valores de densidad más bajos. En las estaciones de seguimiento de Huelva se observa una tendencia de aumento de densidad de un año respecto a otro.

Cádiz

Bahía de Algeciras, Saladillo. Coordenadas de los límites de la localidad: 280945-4000070 / 280972-3999055 (datum ED1950, huso 30)

Localidad situada dentro de la bahía de Algeciras que colinda con el Parque Natural del Estrecho. En su parte de levante se ubica el puerto deportivo del Saldillo y en la de poniente la playa del Chinarral, que por la dinámica de corrientes, es castigada frecuentemente por episodios de contaminación por hidrocarburos. En su zona central se sitúa la punta del Rodeo con una plataforma rocosa constituida por pequeños islotes. El fondo, en su mayoría rocoso, se caracteriza por la presencia de bosques de la gorgonia *Eunicella singularis*. En esta localidad se encuentra el fondeadero Mar de Isidro constituido por unas costillas rocosas con un alto valor ecológico donde se encuentran gran número de especies del Libro Rojo de Invertebrados de Andalucía.

Tipo de litoral	Acantilado al este y pequeñas calas
Tipo de fondo	Rocosos, con arenas finas y escasas de praderas
Tª media	17,8°C
Salinidad	36,8 g/l

Biocenosis de la roca supralitoral: *Verrucario-Melarhaphetum neritoidis*

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro, facies de *Chthamaletum stellati*

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Ralfsia verrucosa*

Biocenosis de fotófilas de roca infralitoral superior calmo: poblaciones de *Corallina mediterranea* y *Mytilus galloprovincialis*

Biocenosis de roca infralitoral esciáfilas con concreciones biológicas (=Precoralígeno)

Biocenosis del coralígeno

Biocenosis del coralígeno: facies de *Astroides calycularis* y *Ophidiaster ophidianus*

Biocenosis de cuevas y galerías de oscuridad total

Biocenosis de cuevas semioscuras y extraplomos



Figura 2. Distribución de *Paramuricea clavata*. (Datos obtenidos del Informe apoyo técnico al medio marino. 2010. Junta de Andalucía)

PUNTA CARNERO Coordenadas de los límites de la localidad: 281611-3996090 / 281011-3994687 (datum ED1950, huso 30).

Localidad de gran belleza paisajística ubicada dentro de parque Natural del Estrecho. Está formada por un acantilado constituido por estratos de flysch margo-arenoso en cuya base se extiende una plataforma de abrasión donde afloran unas estructuras rocosas perpendiculares a la costa, muy patentes en los periodos de bajamar. Posee dos calas de pequeña extensión de cantos rodados, cala Parra y cala Secreta, separadas entre sí por punta Secreta. En las costillas rocosas se han localizado unos 30 ejemplares de *Patella ferruginea*. Encima del acantilado se ubica el faro de punta Carnero. El fondo rocoso, de espectacular belleza, se caracteriza por tener una pendiente abrupta y albergar una elevada biodiversidad biológica y riqueza específica con unos extensos bosques de la gorgonia *Paramuricea clavata* a partir de los 30 m de profundidad. Se han encontrado especies que en Andalucía son poco frecuentes como los cnidarios *Ellisella paraplexauroides* y *Dendrophyllia laborelli*

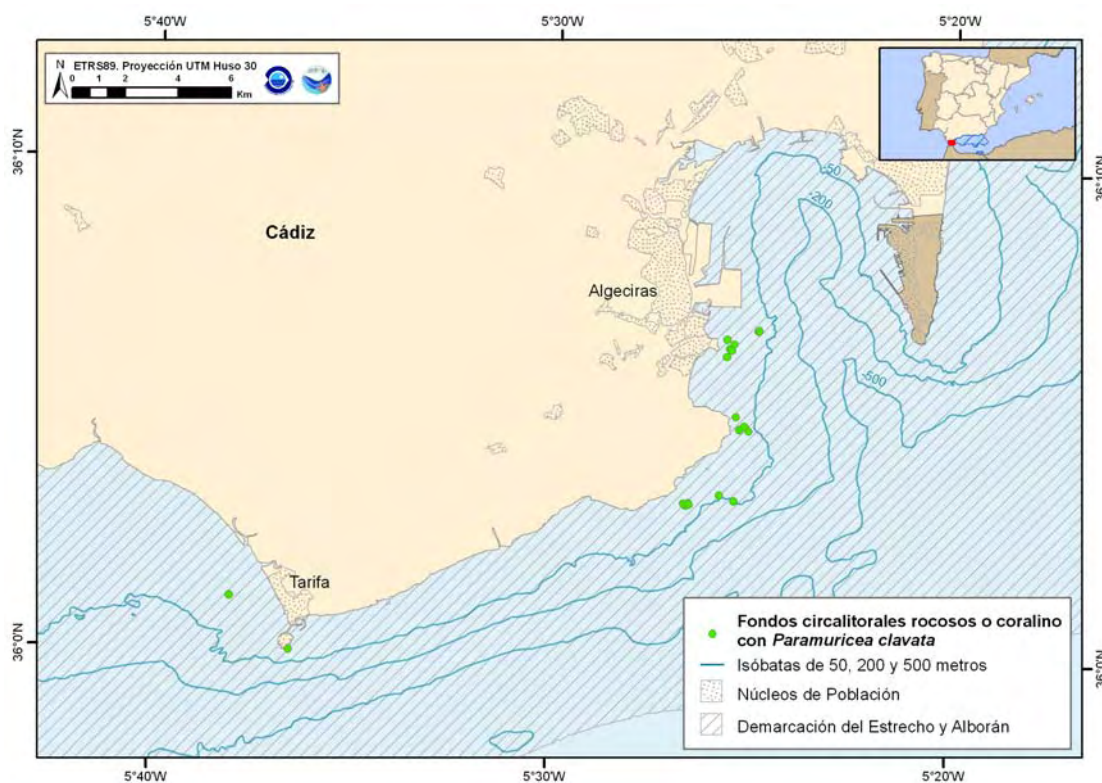


Figura 4. Detalle de la distribución de *Paramuricea clavata* en el Estrecho de Gibraltar (Datos obtenidos del Informe: apoyo técnico al medio marino. 2010. Junta de Andalucía)

Tipo de litoral	Acantilado, calas y pequeños islotes
Tipo de fondo	Rocosos
Tª media	17,7°C
Salinidad	36,8 g/l

Biocenosis de la roca supralitoral: *Verrucario-Melarhaphetum neritoidis*.

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro.

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro, facies de *Chthamaletum stellati*

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro.

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Pollicipes cornucopia*.

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Ralfsia verrucosa*. Población de la franja mesolitoral inferior *Fucus virsoides*.

Biocenosis infralitoral de sustrato duro en modo batido de fotófilas: *Cystoseiretum strictae*.



Biocenosis de arenas infralitorales mal calibradas.

Biocenosis de coralígeno. Biocenosis de coralígeno: facies de gorgonias.

Biocenosis de coralígeno: facies *Astroides calycularis* y *Ophidiaster ophidianus*



Figura 5. Distribución de *Paramuricea clavata*. (Datos obtenidos del Informe: apoyo técnico al medio marino. 2010. Junta de Andalucía)

MÁLAGA.

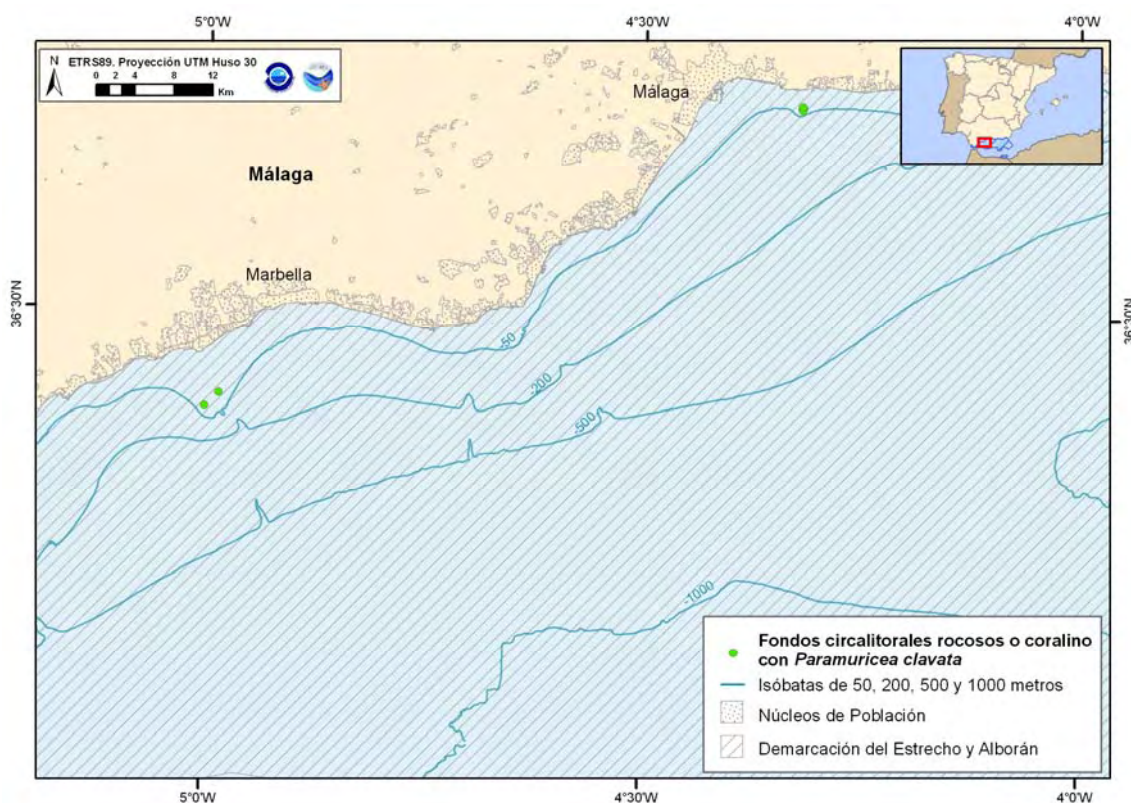


Figura 6. Detalle de la distribución de *Paramuricea clavata* en Málaga. (Datos obtenidos del Informe: apoyo técnico al medio marino. 2010. Junta de Andalucía)

CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Especies y comunidades características asociadas:

Las concreciones coralígenas están formadas principalmente por las algas rojas coralíneas *Lithophyllum frondosum*, *Mesophyllum alternans* y *Neogoniolithon mamillosum* y las escumariáceas *Peyssonnelia rosa-marina*, *P. polymorpha* y *P. squamaria*. Entre otras muchas algas acompañantes, pueden citarse *Gloiocladia furcata*, *Rodriguezella strafforellii*, *Seirospora giraudyi*, *Valonia macrophysa*, *Bonnemaisonia asparagoides*, *Zanardinia prototypus*, *Phyllariopsis brevipes* o *Palmophyllum crassum*. Otro componente importante de las concreciones lo constituye el foraminífero *Miniacina miniacea*.

Entre la fauna, los briozoos son los principales componentes del coralígeno. Entre ellos destaca el falso coral (*Myriapora truncata*), pero hay otras muchas especies que se consideran importantes como constructores de la formación organógena: *Adeonella calveti*, *Porella cervicornis*, *Sertella septentrionalis*, *Celleporina caminata*, *Turbicellepora coronopus*, *Scrupocellaria scrupea*, *Schizomavella mamillata*, *Hornera lichenoides* o *Pentapora fascialis*.

Las esponjas son muy comunes y abundantes en esta comunidad. Entre otras muchas, aparecen *Axinella polypoides*, *A. damicornis*, *Aplysina cavernicola*, *Spongia agaricina*, *Clathrina clathrus*, *Crambe crambe*, *Hymeniacion sanguinea*, *Spirastrella cunctatrix*, *Chondrosia reniformis*, *Petrosia ficiformis*, *Oscarella lobularis*, *Spongionella pulchella* e *Ircinia dendroides*. Entre los cnidarios, son característicos, además de las gorgonias



mencionadas, los hidroideos *Eudendrium racemosum*, *Nemertesia antennina* y *Aglaophenia acacia*; los zoantarios, como *Parazoanthus axinellae*, que recubren amplias zonas de las paredes y extraplomos, y *Epizoanthus arenaceus*; los alcionarios antes mencionados y los madreporarios *Dendrophyllia ramea*, *Caryophyllia inornata*, *Leptosammia pruvoti*, *C. smithi*, *Hoplangia durotrix* y *Polycyathus muelleriae*. Son de destacar también los antozoos *Gerardia savaglia* en el Mediterráneo, *Gerardia macaronesica*, en las Islas Canarias, y el coral *Corallium rubrum*, que puede formar parte de la comunidad de cuevas (tipo de hábitat 8830 Cuevas sumergidas o semisumergidas) a menor profundidad, pero que es frecuente en determinados promontorios submarinos mediterráneos. En la facies de *Alcyonium digitatum* de las costas atlánticas aparecen esponjas masivas como *Pachymatisma johnstonia*, *Cliona celata* y, en ocasiones, el hidrozoo *Tubularia indivisa*.

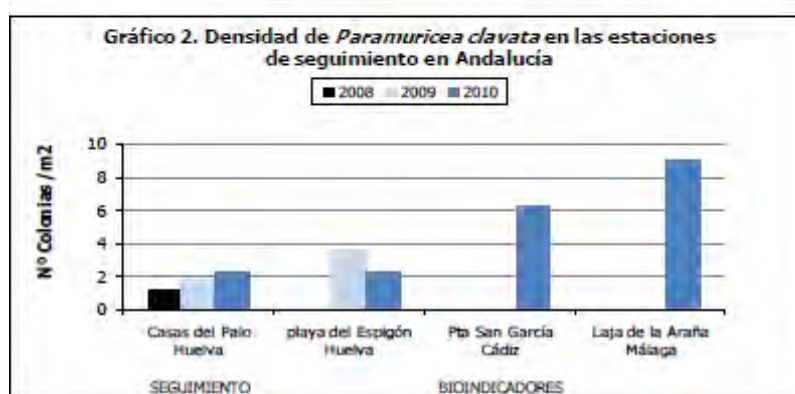
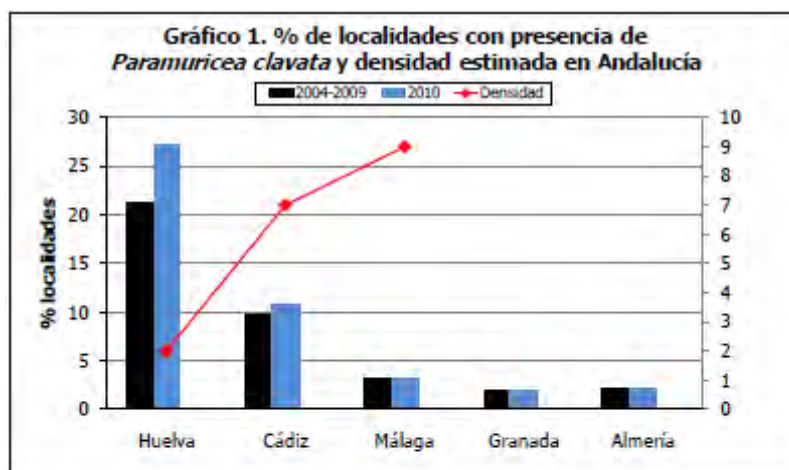
Los anélidos poliquetos generalmente ocupan los intersticios de las formaciones coralígenas o se encuentran fijados al sustrato, como los serpulidos solitarios (*Serpula vermicularis*) o coloniales (*Filograna implexa*), aunque hay otras muchas especies que se mueven entre los bloques, pertenecientes, entre otras, a las familias Chrysopetalidae, Syllidae, Eunicidae y Nereidae, principalmente. Entre los moluscos cabe citar a los gasterópodos comedores de cnidarios, como *Coralliophila brevis*, *Neosimnia spelta*, *Pseudosimnia carnea*, *Tritonia nilssonneri* o *Manionnia blainvillea*, o los comedores de esponjas, como los opisthobranchios de los géneros *Hypselodoris* spp., *Dendrodoris* spp., *Peltodoris* spp., o *Chromodoris* spp. También es característico el gasterópodo *Zonaria pyrum* en las costas del levante y sur de España. Los bivalvos son menos comunes y las especies más características son las perforadoras (*Coralliophaga lithophagella*, *Gastrochaena dubia*, *Hiatella arctica*) o las que viven sobre las gorgonias, como *Pteria hirundo*.

La fauna de crustáceos es bastante parecida en las comunidades de precoralígeno y coralígeno. Buena parte son de pequeño tamaño (anfípodos, isópodos, copépodos). Entre los de mayor talla e interés comercial destacan la langosta (*Palinurus elephas*), el centollo (*Maja squinado*), el bogavante (*Homarus gammarus*) y la cigarra de mar (*Scyllarides latus*). En las Islas Canarias, sobre todo en las occidentales está presente la langosta herreña *Panulirus echinatus*.

Los equinodermos son relativamente frecuentes, como las estrellas *Ophidiaster ophidianus*, *Marthasterias gracialis*, *Hacelia attenuata* o *Chaetaster longipes*, esta última en el levante y Alborán), las ofiuras *Ophiothrix fragilis*, *Ophioderma longicaudum*, *Amphipholis squamata* y *Ophiocomina nigra*, que pueden agruparse en el interior de cuevas y fisuras; erizos (*Echinus melo*, *Sphaerechinus granularis*, *Centrostephanus longispinus* y holoturias (*Holoturia forskali*, *H. tubulosa* y *H. sanctori*). En el coralígeno profundo es característico *Echinus acutus*.

Las ascidias están bien representadas en esta comunidad. Entre ellas, destacan la ascidia roja *Halocynthia papillosa*, *Microcosmus sabatieri*, *Pyura dura*, *P. microcosmus*, *Diazona violacea* y *Polycitor* spp. Muchos peces son también comunes en la comunidad precoralígena, como el mero (*Epinephelus marginatus*), que es característico de esta comunidad por la sobrepesca a menor profundidad. Tienen un especial interés comercial el congrio (*Conger conger*), el sargo (*Diplodus sargus*), la dorada (*Sparus aurata*), la brótola de roca (*Phycis phycis*) y las escórporas (*Scorpaena* spp.). Dos especies muy características de esta comunidad y, en general, de zonas umbrías, son *Apogon imberbis* y *Anthias anthias*.

No se conoce bien el tamaño de la población andaluza. Si bien está presente en todas las provincias, solo se tienen datos de Málaga, Huelva y Cádiz. En Málaga sus poblaciones son más escasas, siendo Huelva la provincia donde adquieren mayor tamaño. En el golfo de Cádiz se observa desde los 15 m, con poblaciones escasas pero densas a partir de los 25 metros donde forman "bosques de gorgonias". Estos bosques llegan a densidades de hasta 3,66 colonias/m².



Junto a las facies de *Paramuricea clavata* podemos encontrar las especies sensibles o amenazadas, tales como:

Especies Amenazadas: *Patella ferruginea*, *Astroides calycularis*, *Centrostephanus longispinus* (recogidos en los Catálogos Español (Ley 42/2007) y Andaluz (Ley 3/2003)

Otras especies: *Patella nigra*, *Spongia agaricina*, *Tethya aurantium*, *Stolonica socialis*, *Dendrophyllia ramea*, *D. laborelli*, *D. cornigena*, *Ellisella paraplexauroides*, *Eunicella verrucosa*, *E. labiata*, *Leptogorgia lusitanica*, *Pollicipes pollicipes*, *Pentapora fascialis*, *Myriapora truncata*, *Astrospartus mediterraneus*, *Osmalosecosa ramulosa*. Especies exóticas: *Asparagopsis armata*.

FACIES DE EUNICELLA VERRUCOSA

03 a. Descripción

Eunicella verrucosa (Pallas, 1766)

La facie de *Eunicella verrucosa* (Gorgonia) se encuentra en el Mediterráneo y en Canarias en los fondos circalitorales profundos (preferentemente en los afloramientos rocosos de la plataforma) y a menor profundidad en las costas atlánticas peninsulares.

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV



El tamaño de la población en Andalucía no es conocido ya que no se han realizado censos o seguimientos concretos de la especie, no hablemos ya de la facies, y los escasos datos que existen son de presencia en determinadas zonas o localidades. La especie es escasa en todas las áreas donde se ha detectado y siempre se presenta de forma dispersa. Aunque está citada en la bibliografía en fondos de más de 100 m, se encuentra también a poca profundidad, en zonas donde se puede observar buceando, constituyendo un organismo muy llamativo para los buceadores. Se considera que puede estar en regresión porque es arrancada accidentalmente por las redes de pesca que tocan el fondo (trasmallos, redes de enmalle, etc.), donde se engancha con facilidad por ser una especie muy ramificada. También es recogida por buceadores que la arrancan como recuerdo, al resultar muy llamativa (color blanco), diezmando las poblaciones más someras

La especie se ha citado hasta los 700 m de profundidad en la costa catalana (Gili, 1986), aunque normalmente vive entre 35 y 200 m (Carpine y Grasshoff, 1975). En Andalucía se ha hallado entre 6 y 87 m de profundidad (López-González, 1993), aunque en algunos enclaves umbríos se ha observado a escasos 3 m de la superficie (Ocaña *et al.*, 2000b), y hasta 200 m en la isla de Alborán (Templado *et al.*, 1996). Se encuentra en sustratos rocosos, tanto en paredes verticales y extraplomos, como en piedras o lajas horizontales. También, en fondos detríticos, arenosos o fangosos adherida a pequeñas piedras, guijarros, conchas o caparazones (López-González, 1993; Calvín, 2003; Hofrichter, 2005).

Especie moderadamente esciáfila ya que se encuentra en zonas umbrías y en otras con mayor intensidad lumínica. Es propia del infralitoral y circalitoral con moderado hidrodinamismo.

No se conoce el tamaño de la población en la demarcación de Alborán, ya que no se dispone de censos o seguimientos concretos de la especie, y los escasos datos que existen son de presencia en determinadas áreas o localidades. Se trata de una especie que suele presentarse de forma aislada, aunque en la isla de Alborán es la especie de gorgonia más abundante llegando a alcanzar una densidad máxima de hasta 20 colonias/ m² en el sotobosque de laminarias, aunque se trata de ejemplares pequeños (Templado *et al.*, 2006).

Amenazas: Aunque puede llegar a vivir a más de 200 m de profundidad, se suele encontrar con frecuencia entre 10 y 30 m de fondo, en zonas donde se puede observar buceando.

Por ello, puede estar en regresión en muchos lugares por la recolección como artículo de decoración por parte de los buceadores o con fines comerciales para acuarios marinos. También le afecta el impacto del buceo masivo (aleteo, etc.) y el anclaje repetitivo en las mismas zonas.

Además, sus ramas rugosas pueden engancharse y ser arrancadas por redes o sedales de pescadores que toquen el fondo (trasmallos, redes de enmalle, palangre de fondo, etc.). La pesca deportiva también afecta a las colonias de esta especie ya que pueden ser arrancadas o erosionadas por anzuelos y sedales.

La contaminación y el calentamiento progresivo de las aguas podrían afectar a la especie directamente o facilitar la entrada de patógenos. Se han registrado casos de mortalidad en el norte del Mediterráneo occidental en Provenza, en Francia (Pérez *et al.*, 2000) y en Liguria, en Italia (Pérez *et al.*, 2000; Cerrano *et al.*, 2000), aunque siempre se ha visto menos afectada que otras especies de gorgonias como *Paramuricea clavata* (Risso, 1826) y el coral rojo *Corallium rubrum* (Linneus, 1758) o que ciertos invertebrados marinos como las esponjas de los géneros *Spongia* e *Ircinia*. No se conoce exactamente la causa de estas mortandades que suelen estar asociadas a episodios de altas temperaturas en el agua de mar, y existen distintas hipótesis: que se trate de un agente microbiano o químico (Pérez *et al.*, 2000) o de algún patógeno oportunista ya sea un protozoo o un hongo (Cerrano *et al.*, 2000).

Estas mortandades no han sido detectadas en Andalucía pero podrían llegar a afectar a sus poblaciones si se mantienen las tendencias de aumento de temperaturas y de contaminación.



EUNIS asociados:

4.1.4.-Montes y cañones submarinos con *Eunicella verrucosa*

2.2.4.4.- Fondos circalitorales rocosos no concrecionados dominados por invertebrados con *Eunicella verrucosa*

2.2.7.2.-*Coralígeno con dominancia de invertebrados con *Eunicella verrucosa*

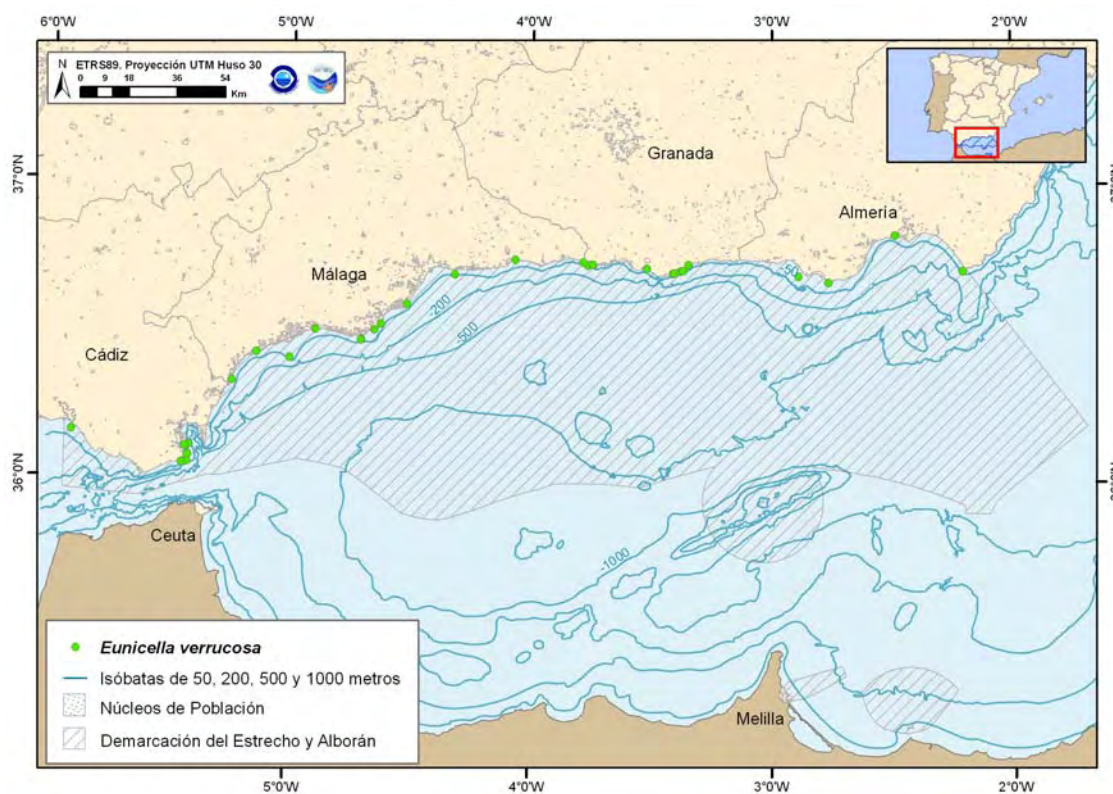
Criterio 1.4: Distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Círcalitoral
	Tipo de sustrato	Rocoso
	Rango de profundidad	A partir de 25 m de profundidad hasta los 750 m
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica	La especie se distribuye por el Atlántico oriental desde Gales hasta Angola, incluyendo Madeira, las islas Canarias, donde es rara, y el archipiélago de Cabo Verde (Grasshoff, 1992). En Canarias vive entre 30 y 400 m de profundidad (Brito y Ocaña, 2004). En el Mediterráneo se encuentra en la cuenca occidental, en aguas más profundas, en zonas como Marsella, Córcega, Génova (Carpine y Grasshoff, 1975; Hofrichter, 2005) y Argelia (Grasshoff, 1992). En las costas españolas peninsulares se ha citado en el abra de Bilbao, en las costas gallegas, en el mar de Alborán y en las costas catalanas (López-González, 1993), así como en Murcia (Calvín, 2003). Está presente también en las islas Baleares (Gili <i>et al.</i> , 1993).	

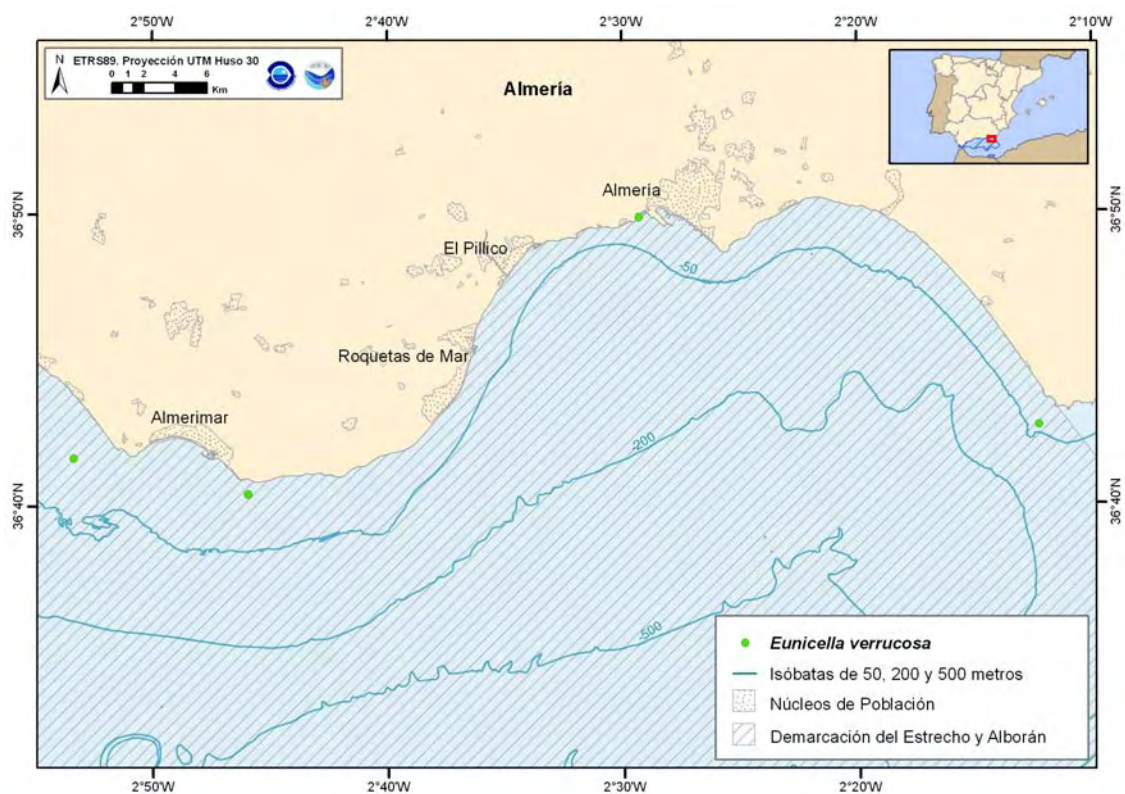
CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT



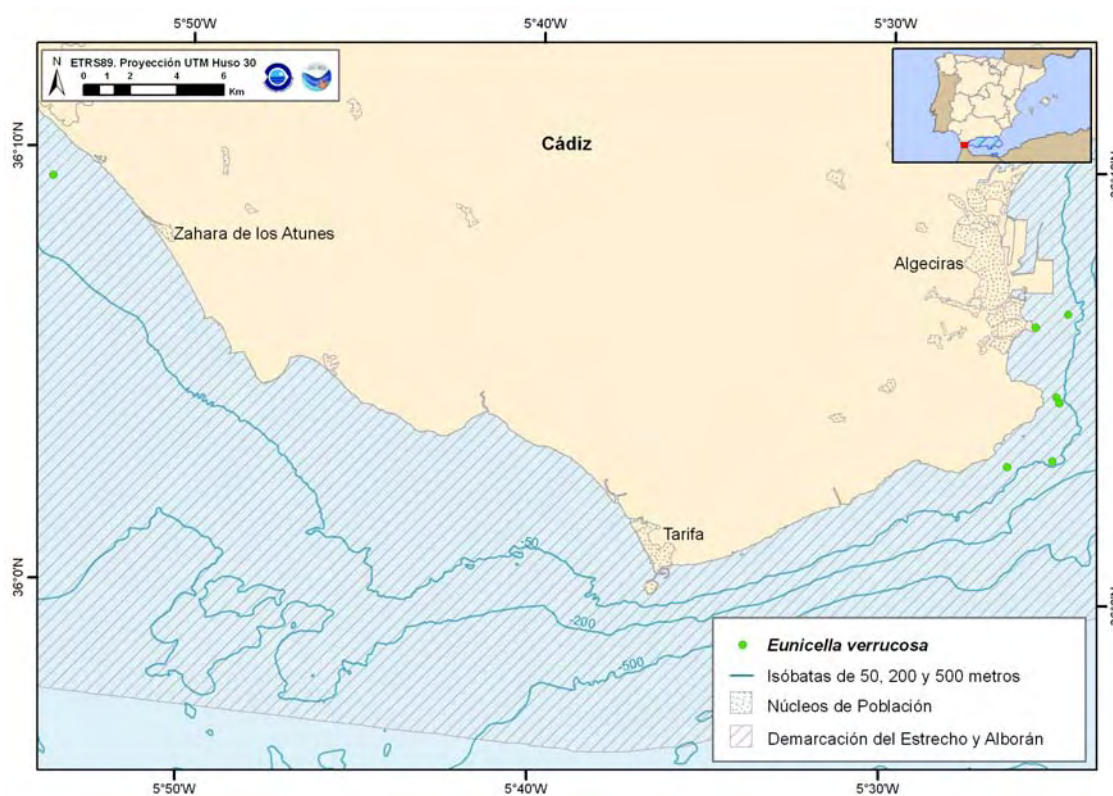
Mapa 1. Distribución de *Eunicella verrucosa* (Obtenido de “Libro rojo de los invertebrados de Andalucía”)



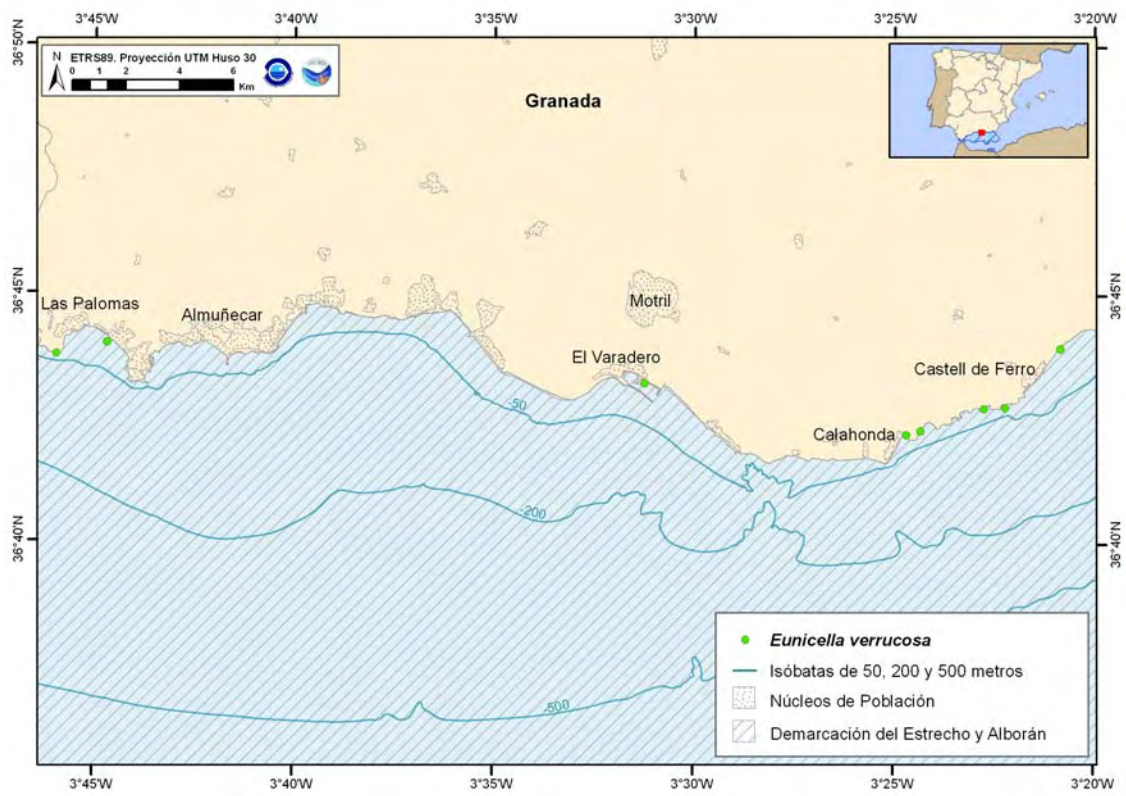
Mapa 2. Distribución de *Eunicella verrucosa* en la demarcación Estrecho-Alborán. (Obtenido de “Libro rojo de los invertebrados de Andalucía”)



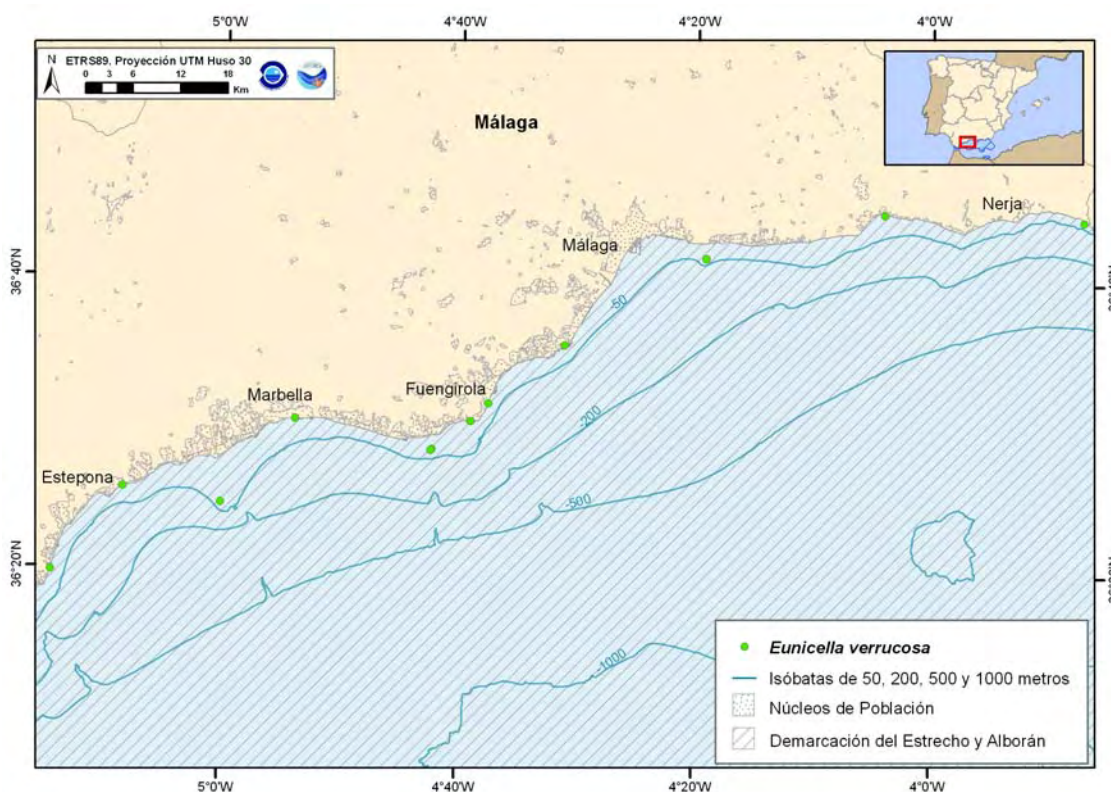
Mapa 3. Distribución de *Eunicella verrucosa* en Almería (Datos obtenidos del “Libro rojo de los invertebrados de Andalucía”)



Mapa 4. Distribución de *Eunicella verrucosa* en Cádiz (Datos obtenido de “Libro rojo de los invertebrados de Andalucía”)



Mapa 5. Distribución de *Eunicella verrucosa* en Granada (Datos obtenidos del “Libro rojo de los invertebrados de Andalucía”)



Mapa 6. Distribución de *Eunicella verrucosa* en Málaga (Datos obtenidos de “Libro rojo de los invertebrados de Andalucía”)

Se ha citado en todas las provincias andaluzas. En Almería se ha citado en el Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar (García Raso *et al.*, 1992), donde es poco frecuente, en el seco de los Olivos (Templado *et al.*, 1986) y en la isla de Alborán (Templado *et al.*, 1986 y 2006; Moreno, 2006). En Granada se ha registrado en distintas localidades, incluyendo el Paraje Natural de los Acantilados de Maro-Cerro Gordo, y los Lugares de Interés Comunitario (LIC) de la Punta de la Mona y de Acantilados de Calahonda-Castell de Ferro (Ocaña *et al.*, 2000). Se ha citado en Málaga, en el Rincón de la Victoria (López-González, 1993) y Punta Chullera (Templado *et al.*, 1993; López-González, 1993), en Gibraltar y Cádiz en distintas localidades de Cádiz (Templado *et al.*, 1993; López-González, 1993).

Es particularmente abundante en la laja del almirante (Calahonda, Málaga), donde hay formas de color rosado (J.M. Remón y J. De la Rosa, com. pers.). También se encuentra en Huelva (López-González, 1993; Bobo, 1999).

En los fondos circalitorales:

CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Especies y comunidades características asociadas:

En la facies de *Eunicella verrucosa*, se pueden encontrar entre otras muchas algas acompañantes, *Gloiocladia furcata*, *Rodriguezella strafforellii*, *Seirospora giraudyi*, *Valonia macrophysa*, *Bonnemaisonia asparagoides*,



Zanardinia prototypus, *Phyllariopsis brevipes* o *Palmophyllum crassum*. Otro componente importante de las concreciones lo constituye el foraminífero *Miniacina miniacea*.

Entre la fauna, los briozoos son los principales componentes de esta facie, al igual que las demás pertenecientes a la comunidad del coralígeno. Entre ellos destaca el falso coral (*Myriapora truncata*), pero hay otras muchas especies que se consideran importantes como constructores de la formación organógena: *Adeonella calveti*, *Porella cervicornis*, *Sertella septentrionalis*, *Celleporina caminata*, *Turbicellepora coronopus*, *Scrupocellaria scrupea*, *Schizomavella mamillata*, *Hornera lichenoides* o *Pentapora fascialis*.

Las esponjas son muy comunes y abundantes en esta comunidad. Entre otras muchas, aparecen *Axinella polypoides*, *A. damicornis*, *Aplysina cavernicola* *Spongia agaricina*, *Clathrina clathrus*, *Crambe crambe*, *Hymeniacidon sanguinea*, *Spirastrella cunctatrix*, *Chondrosia reniformis*, *Petrosia ficiformis*, *Oscarella lobularis*, *Spongionella pulchella* e *Ircinia dendroides*. Entre los cnidarios, son característicos, además de las gorgonias mencionadas, los hidroideos *Eudendrium racemosum*, *Nemertesia antennina* y *Aglaophenia acacia*; los zoantarios, como *Parazoanthus axinellae*, que recubren amplias zonas de las paredes y extraplomos, y *Epizoanthus arenaceus*; los alcionarios antes mencionados y los madreporarios *Dendrophyllia ramea*, *Caryophyllia inornata*, *Leptosammia pruvoti*, *C. smithi*, *Hoplangia durotrix* y *Polycyathus muelleriae*. Son de destacar también los antozoos *Gerardia savaglia* en todo el Mediterráneo, y el coral *Corallium rubrum*, que puede formar parte de la comunidad de cuevas (tipo de hábitat 8830 Cuevas sumergidas o semisumergidas) a menor profundidad, pero que es frecuente en determinados promontorios submarinos mediterráneos.

Los anélidos poliquetos generalmente ocupan los intersticios de las formaciones coralígenas o se encuentran fijos al sustrato, como los serpúlidos solitarios (*Serpula vermicularis*) o coloniales (*Filograna implexa*), aunque hay otras muchas especies que se mueven entre los bloques, pertenecientes, entre otras, a las familias *Chrysopetalidae*, *Syllidae*, *Eunicidae* y *Nereidae*, principalmente.

Entre los moluscos cabe citar a los gasterópodos comedores de cnidarios, como *Coralliophila brevis*, *Neosimnia spelta*, *Pseudosimnia carnea*, *Tritonia nilssonneri* o *Manionnia blainvillea*, o los comedores de esponjas, como los opistobranquios de los géneros *Hypselodoris spp.*, *Dendrodoris spp.*, *Peltdoris spp.*, o *Chromodoris spp.* También es característico el gasterópodo *Zonaria pyrum* en las costas del levante y sur de España. Los bivalvos son menos comunes y las especies más características son las perforadoras (*Coralliophaga lithophagella*, *Gastrochaena dubia*, *Hiatella arctica*) o las que viven sobre las gorgonias, como *Pteria hirundo*.

La fauna de crustáceos está formada por individuos de pequeño tamaño (anfípodos, isópodos, copépodos). Entre los de mayor talla e interés comercial destacan la langosta (*Palinurus elephas*), el centollo (*Maja squinado*), el bogavante (*Homarus gammarus*) y la cigarra de mar (*Scyllarides latus*).

Los equinodermos son relativamente frecuentes, como las estrellas *Ophidiaster ophidianus*, *Marthasterias gracialis*, *Hacelia attenuata* o *Chaetaster longipes*, esta última en el levante y sur de España), las ofiuras *Ophiothrix fragilis*, *Ophioderma longicaudum*, *Amphipholis squamata* y *Ophiocoma nigra*, que pueden agruparse en el interior de cuevas y fisuras; erizos (*Echinus melo*, *Sphaerechinus granularis*, *Centrostephanus longispinus* y holoturias (*Holoturia forlskali*, *H. tubulosa* y *H. sanctori*). En el coralígeno profundo es característico *Echinus acutus*.

Las ascidias están bien representadas en esta comunidad. Entre ellas, destacan la ascidia roja *Halocynthia papillosa*, *Microcosmus sabatieri*, *Pyura dura*, *P. microcosmus*, *Diazona violacea* y *Polycitor spp.* Muchos peces son también comunes en la comunidad precoralígena, como el mero (*Epinephelus marginatus*), que es característico de esta comunidad por la sobrepesca a menor profundidad. Tienen un especial interés comercial el congrio (*Conger conger*), el sargo (*Diplodus sargus*), la dorada (*Sparus aurata*), la brótola de roca (*Phycis phycis*) y las



escórporas (*Scorpaena spp.*). Dos especies muy características de esta comunidad y, en general, de zonas umbrías, son *Apogon imberbis* y *Anthias anthias*.

El área de ocupación estimada es de menos de 2000 km² y se encuentra severamente fragmentada. Ha sufrido, y puede seguir sufriendo, una disminución continua de su extensión y de la calidad de su hábitat. Aunque en Andalucía no se ha detectado mortandad masiva en esta especie, sí se conoce que haya ocurrido en otros puntos del Mediterráneo. La pérdida o deterioro de las colonias además pone en riesgo a los abundantes y variados epibiontes, que no podrían vivir sin la gorgonia.

ASPARAGOPSIS ARMATA/ ASPARAGOPSIS TAXIFORMIS

04. Descripción

Esta comunidad se instala sobre sustrato rocoso a partir de los primeros centímetros por debajo del nivel del mar, en zonas iluminadas, batidas por el oleaje y de aguas limpias, en las costas atlánticas está bañada por aguas frías y ricas en nutrientes.

Paisajísticamente, esta comunidad forma un continuo con las comunidades mediolitorales. La diferencia principal con las anteriores reside en el mayor porte de las algas. La escasa profundidad a la que se encuentra obliga a todos los organismos a soportar un fuerte hidrodinamismo y una elevada intensidad lumínica.

Esta facies pertenece a la comunidad de algas fotófilas, tanto en ambiente batido como calmo. En general, la biomasa vegetal es mayor que la animal, y en la comunidad se distinguen cuatro estratos diferentes: uno basal incrustante formado por algas calcáreas y restos duros de organismos muertos, una capa cespitosa de algas calcáreas o blandas esciáfilas, un tercer estrato (“arbustivo”) formado por pequeñas algas erectas, y un cuarto (“arbóreo”) formado por grandes rodófitas o feófitas, a su vez, cubiertas por epifitos.

Los sustratos rocosos infralitorales no presentan una estructura uniforme. Las variaciones locales en las condiciones físico-químicas (hidrodinamismo, tipo de sustrato, luminosidad), la zona geográfica, la estratificación que se acaba de comentar, la estacionalidad de las algas y los diferentes animales que éstas pueden albergar, determinan que las comunidades de este piso sean muy variadas y tengan una gran diversidad. En esta comunidad pueden diferenciarse distintas facies

Asparagopsis armata es una especie de origen australiano introducida en los mares europeos hace aproximadamente unos 80 años. Se caracteriza por la presencia de unas ramas especiales repletas de espinas, con las que se agarran a cualquier tipo de sustrato. Es muy abundante en las costas de Cádiz, Málaga y Granada, donde llega a ser la especie principal en muchas comunidades del piso infralitoral.

Las comunidades que constituyen son, pues, relativamente recientes si se comparan con los bosques de laminariales o de algas del género *Cystoseira*, aunque estén ampliamente extendidas por todo el litoral. Esta facies también puede encontrarse en la de *Saccorhiza polyschides* de la comunidad de laminarias, o mezclada con *Laminaria ochroleuca* o *Cystoseira* spp.

Las diferencias morfológicas de las dos especies presentes en el litoral andaluz son bastante sutiles para el profano. La fase gametofítica de *Asparagopsis armata* y de *Asparagopsis taxiformis* tiene la forma de pequeños arbolitos de un bello color rosado, que recuerdan a un ciprés en miniatura, que salen de una base rizoidal común.



La fase gametofítica de *Asparagopsis armata* se distingue porque algunos ejes poseen pequeñas espinas recurvadas hacia atrás, repartidas a lo largo de todo el eje, que se adhieren a otras algas, a los invertebrados marinos o a cualquier zona ligeramente rugosa (como las rocas o los trajes de buceo). *Asparagopsis taxiformis* nunca posee estos ejes espinosos y, por lo tanto, no se adhiere fácilmente al fondo marino, y tiene un porte más elegante.

La fase tetrasporofítica de ambas especies (en las algas rojas se da una alternancia de generaciones con fases gametofítica, tetrasporofítica y carposporofítica) es morfológicamente idéntica, denominándose estadio «Falkenbergia» (*Falkenbergia rufolanosa* es el tetrasporofito de *Asparagopsis armata* y *Falkenbergia hillebrandii* el de *A. taxiformis*).

La costa de Granada marca el límite de distribución de ambas especies, que sólo se solapan en algunos puntos, como en cala Rijana, cerca de Calahonda. En este lugar, *Asparagopsis armata* aparece puntualmente a profundidades escasas, por encima de los 7 m, mientras que *Asparagopsis taxiformis* ocupa profundidades superiores a los 5-7 m. La franja batimétrica en la que aparece *Asparagopsis taxiformis* en la costa alméense se mantiene entre los 8-10 m hasta los 20-25 m, es decir en el piso infralitoral inferior. *Asparagopsis armata*, en cambio, aparece abundantemente ya a nivel cero en zonas no excesivamente batidas de las costas de Cádiz, Málaga y Granada, hasta profundidades algo superiores a los 15 m, ocupando, pues, todo el piso infralitoral.

Las amenazas a esta comunidad son muy similares a las que se comentaron en los pisos supra y mediolitoral. En la parte superior del piso infralitoral suelen concentrarse los mayores impactos sobre el litoral, como las obras costeras, los vertidos de emisarios, las manchas flotantes de sustancias contaminantes diversas, junto al impacto relativamente menor de la actividad humana directa al borde del mar (marisqueo). Además también pueden ser sensibles a cambios de corrientes, motivados por la construcción de diques y escolleras, y a los vertidos de aguas residuales. En este último caso, suelen ser sustituidas por algas verdes nitrófilas.

Asparagopsis armata Harvey.

Hábitats: fundamentalmente sustratos rocosos fotófilos someros, tanto en comunidades de *Cystoseira* spp. como de *Posidonia oceanica*, (hábitats de interés prioritario, cód. 1120 y especie incluida en la categoría de vulnerable en la Lista Roja de la Flora Vasculare Andaluza y como casi amenazada en la Lista Roja de la Flora Vasculare Española)

Distribución en Andalucía: presente en 4 provincias (Almería, Granada, Málaga y Cádiz).

Almería: fondos del poniente almeriense y en la bahía de Almería, profundidades de hasta 7m.

Granada: extendida de forma casi continua a lo largo de todos los sustratos rocosos del litoral.

Málaga: todo el litoral hasta 5-7 metros de profundidad.

Cádiz: casi todo el litoral hasta la propia capital (el límite occidental de distribución para Andalucía) hasta 25 metros de profundidad, aunque preferentemente hasta los 9 m, donde forma cinturones continuos en la base de los acantilados y plataformas rocosas.

Asparagopsis taxiformis (Delile) Trevisan de Saint-Léon.

Hábitats: fundamentalmente sustratos rocosos y/o praderas de *Posidonia oceanica*. Compite eficazmente con *Asparagopsis armata*, relegándola a los primeros metros de la columna de agua.

Distribución en Andalucía: presente en 4 provincias (Almería, Granada, Málaga y Cádiz).

Almería: todo el litoral, aunque muy abundante en el levante almeriense, en fondos rocosos y/o praderas de *Posidonia oceanica* entre 5-25 m



Granada: en todo el litoral, de 3- 20 m.

Málaga: abundante en torno al Paraje Natural de los Acanilados de Maro-Cerro Gordo, y ausente hasta punta Chullera (donde aparece nuevamente), entre 3-14 m. La escasez de fondos rocosos en Málaga puede estar limitando la presencia del género *Asparagopsis* en la provincia.

Cádiz: ampliamente distribuida en toda el área del Estrecho.

EUNIS asociados:

2.1.1.3.5.- Fondos rocosos infralitorales superficiales de modo batido, bien iluminados, sin fucles con *Asparagopsis armata*/*Asparagopsis taxiformis*

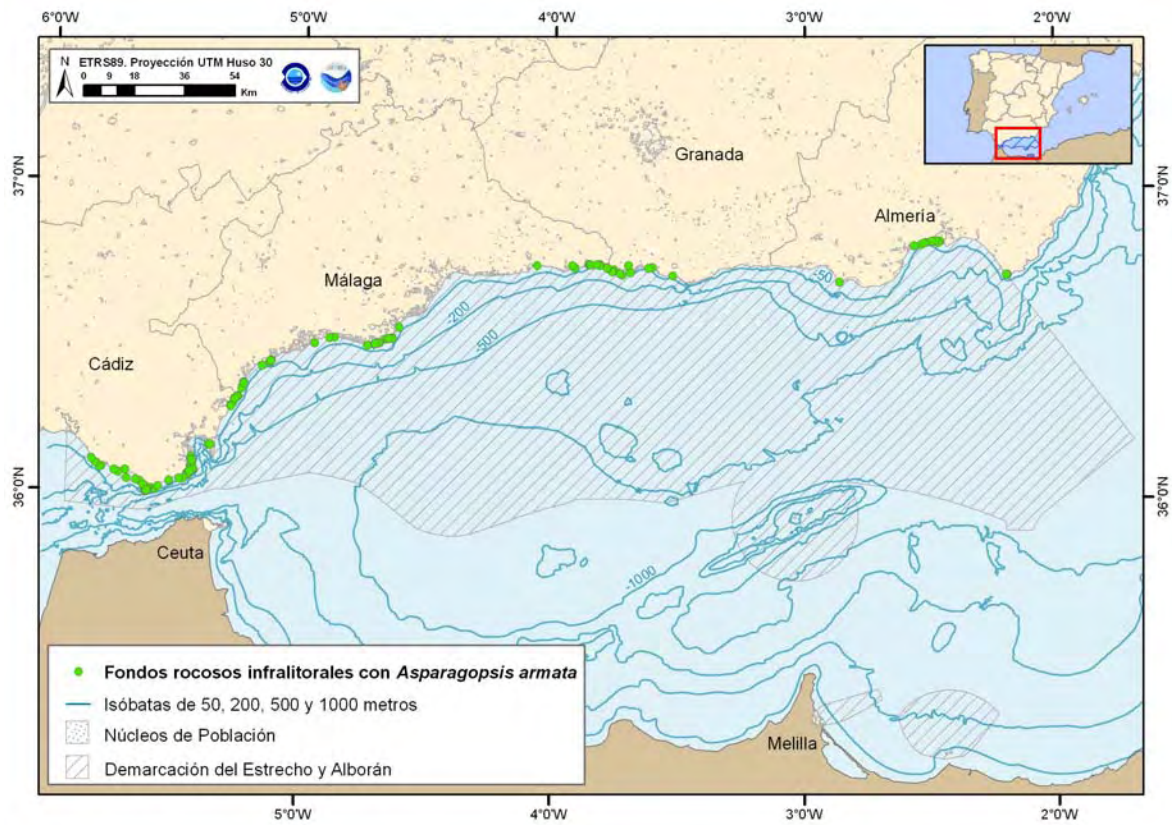
2.1.2.2.4.-*Fondos rocosos infralitorales medianamente iluminados, sin Fucles con *Asparagopsis armata*/*Asparagopsis taxiformis*

2.1.1.3.5.-*Fondos rocosos infralitorales superficiales de modo batido, bien iluminados, sin Fucles con *Asparagopsis armata*/*Asparagopsis taxiformis*

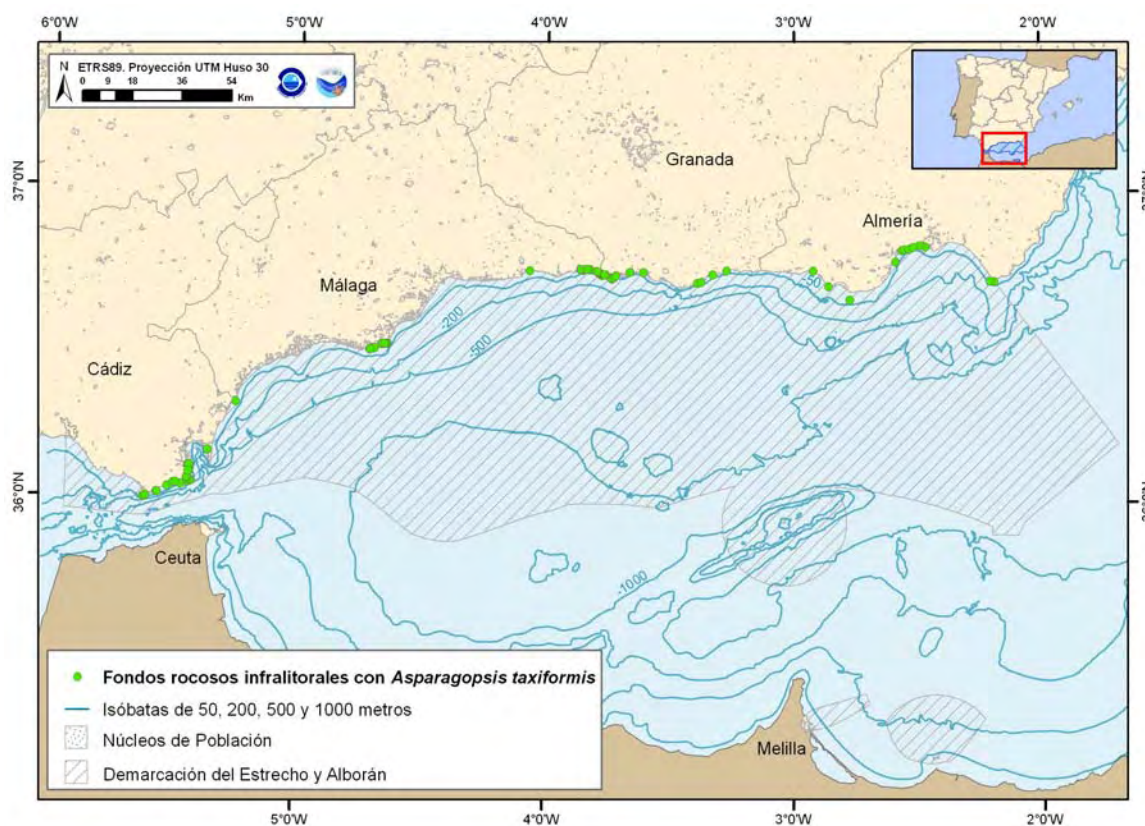
Criterio 1.4: Distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Infralitoral
	Tipo de sustrato	Casi cualquier tipo de sustratos
	Rango de profundidad	<i>Asparagopsis armata</i> : 0 a 15m
		<i>Asparagopsis taxiformis</i> : 7 a 25m
Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje	
Rango de distribución geográfica	<i>Asparagopsis armata</i> : se encuentra distribuida desde las costas de Noruega hasta Senegal, incluido todo el Mediterráneo. Presente también en Cuba, Chile este de África, la India, Australia y Nueva Zelanda <i>Asparagopsis taxiformis</i> : Cosmopolita	

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT



Mapa 1. Distribución de *Asparagopsis armata* en la demarcación Estrecho-Alborán. (Datos del Informe técnico de Apoyo al medio marino. 2009. Junta de Andalucía)



Mapa 2. Distribución de *Asparagopsis taxiformis* en la demarcación Estrecho-Alborán. (Datos del Informe técnico de Apoyo al medio marino. 2009. Junta de Andalucía)

ALMERÍA

PUNTA CALA INFALIBLE Coordenadas de los límites de la localidad: 613719-4128768 / 611933-4126744 (datum ED1950, huso 30)

Localidad situada frente a sierra Almagrera y perteneciente a la ZEPIM de los Fondos Marinos del Levante Almeriense. Se encuentra alejada de los núcleos urbanos de San Juan de los Terreros (8 km al NE) y Villaricos (6 km al SW). El tramo litoral es rocoso (filitas y pizarras, fundamentalmente) de acantilado bajo y pequeñas calas, con escasas urbanizaciones aisladas construidas junto a la costa. Los fondos son rocosos junto al litoral, y a más profundidad predominan los sustratos blandos ocupados por extensas praderas de *Posidonia oceanica*, que se encuentra en la zona desde casi la misma orilla hasta unos 30 m de profundidad. No se conocen vertidos urbanos ni industriales en este tramo costero. En la localidad se encuentran varios bajos rocosos frecuentados por buceadores deportivos, como La Catedral y El Cerro.

Tipo de litoral	Costa rocosa con pequeñas calas
Tipo de fondo	Praderas, arena, bajos rocosos y maërl.
Tª media	20,8°C



Salinidad	37,5 gr/l
-----------	-----------

Biocenosis del coralígeno

Biocenosis de cuevas semioscuras y extraplomos: facies de *Parazoanthus axinellae*

Fondos de Maërl

Biocenosis de roca infralitoral esciáfilas sin concreciones biológicas (=Precoralígeno): facies modo calmo



Mapa 3. Extraído del Informe, Apoyo al medio marino. 2008. Junta de Andalucía

SAN JOSÉ Coordenadas de los límites de la localidad: 580532-4069153 / 578788-4066440 (datum ED1950, huso 30)

El núcleo urbano de San José es el que más ha crecido y se ha desarrollado en el litoral del Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar en los últimos años pasando de un pequeño pueblo de pescadores a un activo centro turístico. El principal factor para el desarrollo de este pueblo ha sido la construcción de su puerto deportivo antes de la declaración del Parque, que es la única instalación portuaria que existe en este espacio protegido. La localidad se posee una pequeña ensenada cerrada a levante por la punta de cala Higuera (otra localidad) y el mismo puerto de San José y a poniente por la punta del Cuartel y el cerro Ave María. La playa es de arena fina y el resto del litoral es rocoso de origen volcánico. Los fondos son predominantemente blandos y existen praderas o manchas de *Posidonia oceanica* y *Cymodocea nodosa*.

Tipo de litoral	Pequeños acantilados, calas arena y playa urbana
Tipo de fondo	Arena y pradera
Tª media	20,8°C

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV



Salinidad	37,5 gr/l
Aportes de áridos	No

Biocenosis de la roca supralitoral: *Verrucario-Melarhaphetum neritoidis*

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Mytilus galloprovincialis*

Biocenosis Fotófilas de roca infralitoral superior calmo

Biocenosis Fotófilas de la roca infralitoral superior en calmo facies sin fucales

Biocenosis de *Posidonia oceanica*

Biocenosis de roca infralitoral esciáfilas sin concreciones biológicas (=Precoralígeno)



Mapa 4. Extraído del Informe, Apoyo al medio marino. 2008. Junta de Andalucía

ZAPILLO. Coordenadas de los límites de la localidad: 550351-4074875 / 548553-4076343 (datum ED1950, huso 30)

El litoral del Zapillo se sitúa en el extremo oriental del área urbana de Almería capital. Se trata de la zona de playas y baño más extensa de la ciudad, teniendo en cuenta que el resto de litoral arenoso de la zona ha sido modificado en época histórica como área portuaria (Mapa 5).

El litoral es bajo y arenoso y está muy modificado por la acción humana, incluyendo gran número de construcciones de gran altura en primera línea de playa, lo que ha influido muy negativamente en la dinámica litoral. La pérdida de áridos ha sido el principal resultado de una lamentable planificación de gestión del litoral que ha intentado ser “remediada” con la instalación de espigones de distinto tipo y con la “regeneración” de las playas, que han dañado de forma irreversible la zona de rompientes y los primeros metros de la parte sumergida. Los



fondos marinos son predominantemente arenosos, propicios para la existencia de praderas de fanerógamas marinas de distintas especies.

Tipo de litoral	Playa urbana
Tipo de fondo	Arena y pradera
Tª media	19,8°C
Salinidad	37,5 gr

Biocenosis de la roca supralitoral: *Verrucario-Melarhaphetum neritoidis*

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro, facies de *Nemalio-Rissoelletum verruculosae*

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro, facies de *Porphyretum leucostictae*

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro, facies de *Chthamaletum stellati*

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Mytilus galloprovincialis*



Mapa 5. Extraído del Informe, Apoyo al medio marino. 2008. Junta de Andalucía

GRANADA

CALA CHINCHES. Coordenadas de los límites de la localidad: 483048- 4067278 / 481652- 4067046 (datum ED1950, huso 30)

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV



Localidad con una longitud total de 1,6 km, pertenece al término de Albuñol. Presencia una playa de escasa longitud flanqueada por acantilados que se sumergen en el mar. El puerto de Adra (Almería) es el más cercano a esta localidad. El fondo marino es de arena y fango y existe presencia de praderas de *Posidonia oceanica* en la que se distribuyen ejemplares de *Pinna nobilis*. En la rompiente existen rocas emergidas separadas del acantilado donde se localizan colonias aisladas del coral *Astroides calycularis*. En los acantilados se sitúan algunos invernaderos. El acceso a la localidad es difícil por tierra.

Tipo de litoral	Acantilado al este y oeste. Playa estrecha
Tipo de fondo	Arenas finas y pradera
Tª media	18º C
Salinidad	37,2 gr/l

Biocenosis de la roca supralitoral: *Verrucario-Melarhaphetum neritoidis*

Biocenosis de supralitoral de sustrato blando de áreas de desecación rápida

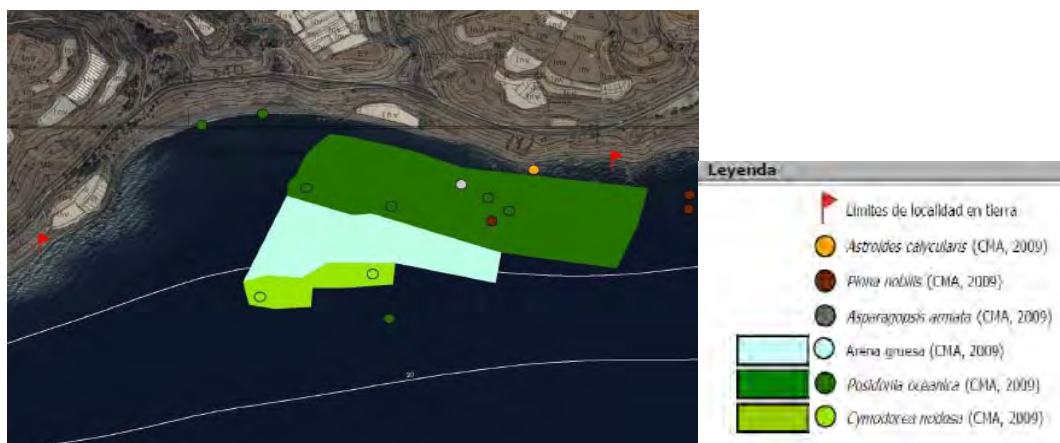
Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Raflesia verrucosa*

Biocenosis de arenas finas bien calibradas

Biocenosis de *Posidonia oceanica*: Biocenosis de *Posidonia oceanica*

Biocenosis de pradera de *Cymodocea nodosa*

Biocenosis de arenas fangosas en modo calmo



Mapa 6. Extraído del Informe, Apoyo al medio marino. 2008. Junta de Andalucía

LA MAMOLA. Coordenadas de los límites de la localidad: 476180- 4067416/ 474559- 4066638 (datum ED1950, huso 30)

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV



Esta localidad pertenece al término de Polopos y tiene una longitud de 1,8 km. Está constituida por una playa con espigones perpendiculares y escollera de protección en la zona de levante y existe una rambla que desemboca entre dicha escollera y el paseo marítimo. El puerto más cercano es el de Motril, situado a 23 km de distancia. La población presenta numerosos puntos de vertidos urbanos y existe un emisario submarino. Las obras de remodelación de los espigones produjeron la desaparición de casi todos los ejemplares de *Patella ferruginea* que se localizaban en los bloques que constituían dichas estructuras.

Tipo de litoral	Playa con espigones y escollera artificial
Tipo de fondo	Arenas finas y pradera
Tª media	17,8º C
Salinidad	37,2 gr/l

Biocenosis de supralitoral de sustrato blando de áreas de desecación rápida

Biocenosis de supralitoral de sustrato blando de áreas de desecación lenta, facies de cantos y guijarros)

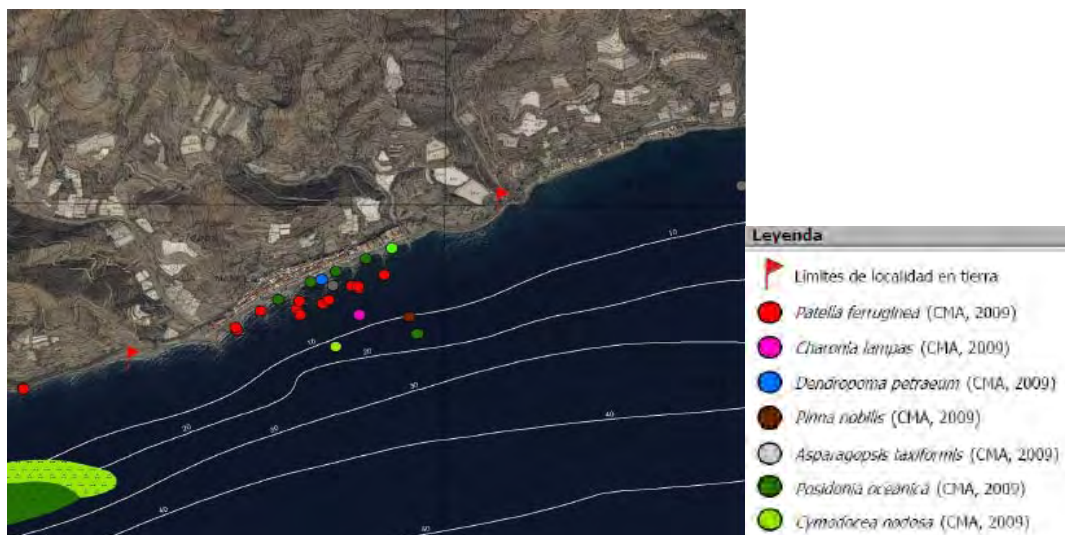
Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro, facies de *Chthamaletum*

Biocenosis de rodófitas calcáreas incrustantes y erizos (= Blanquizal)

Biocenosis de *Posidonia oceanica*

Biocenosis de "mata" muerta de *Posidonia oceanica*: *Thanato-Posidonietum oceanicae*

Biocenosis Fotófilas de roca infralitoral superior calmo



Mapa 7. Extraído del Informe, Apoyo al medio marino. 2008. Junta de Andalucía



CUEVA DEL AGUA. Coordenadas de los límites de la localidad: 466473- 4063203 / 465804- 4063066 (datum ED1950, huso 30)

Localidad situada en los acantilados del Melonar de 1 km de longitud, perteneciente al término municipal de Gualchos-Castell de Ferro. Esta localidad, situada en un LIC, presenta alto número de especies de invertebrados incluidos en diferentes catálogos, convenios y listas rojas. Se trata de un enclave acantilado, con presencia de una cueva submarina y difícil acceso desde tierra. El puerto más cercano se encuentra en Motril a 13 km y el núcleo más próximo es Castell de Ferro, no existiendo infraestructuras, vertidos ni emisarios. La zona es empleada por pescadores deportivos con caña y pescadores submarinos. Existen centros de buceo en la localidad de Calahonda y Torrenueva que realizan sus inmersiones en estos acantilados.

Tipo de litoral	Acantilado al este y oeste.
Tipo de fondo	Acantilados, cueva, fondos blandos
Tª media	18º C
Salinidad	37,2 gr/l
Aportes de áridos	No

Biocenosis de cuevas semioscuras y extraplomos: facies de *Parazoanthus axinellae*

Biocenosis del coralígeno: facies de gorgonias

Biocenosis del coralígeno: facies de *Astroides calycularis* y *Ophidiaster ophidianus*

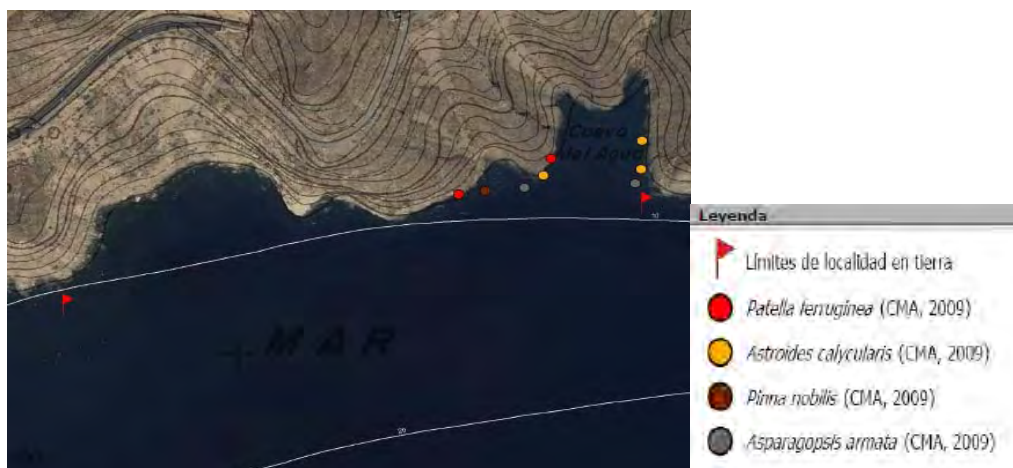
Biocenosis de fondos detríticos costeros

Biocenosis de rodófitas calcáreas incrustantes y erizos

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro

Fondos de grandes Briozoos

Biocenosis Fotófilas de roca infralitoral superior calmo



Mapa 8. Extraído del Informe, Apoyo al medio marino. 2008. Junta de Andalucía

PUNTA DE JESÚS Coordenadas de los límites de la localidad: 442043- 4066945 / 440826- 4066759 (datum ED1950, huso 30)

Localidad con una longitud total de 1,7 km y pertenece al termino de Almuñécar. Existen tres playas de escasa longitud flanqueadas por acantilados que se sumergen en el mar. En el fondo marino que es de arena había una pradera de *Zostera marina*. En la rompiente hay rocas emergidas y bloques separados del acantilado donde se localizan ejemplares del molusco amenazado *Patella ferruginea*, existen agregados del vermético *Dendropoma petraeum* y en la franja sumergida abundan las colonias del coral anaranjado *Astroides calycularis* El acceso a la localidad es fácil por los carriles de acceso a las playas y desde el paseo marítimo de Velilla.

Tipo de litoral	Acantilado al este y al oeste. Playa estrecha
Tipo de fondo	Arenas finas y pradera
Tª media	16.6°C
Salinidad	37,2 gr/l

Biocenosis de la roca supralitoral: *Verrucario-Melarhaphetum neritoidis*

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro, facies de *Nemalio-Rissoelletum verruculosae*

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Raflesia verrucosa*

Biocenosis de arenas finas bien calibradas

Biocenosis de pradera mixta de *Cymodocea nodosa* y *Zostera marina*

Biocenosis de arenas fangosas en modo calmo



Mapa 9. Extraído del Informe, Apoyo al medio marino. 2008. Junta de Andalucía

PUNTA DE LA MONA. Coordenadas de los límites de la localidad: 435105- 4064224 / 434424- 4064278 (datum ED1950, huso 30)

Localidad que pertenece al término de Almuñécar y situada al oeste la playa del Berenguel, muy cercana al puerto de Marina del Este. Los acantilados de este LIC alcanzan profundidades cercanas a los 50 m a muy poca distancia de la costa los que le confieren un valor muy alto en cuanto a número de especies de invertebrados, de las que hay presencia de numerosos taxones incluidos en catálogos, en convenios internacionales y listas rojas. Este lugar es elegido por los centros de buceo de la provincia para realizar muchas de las inmersiones que se realizan en la costa de Granada, siendo el destino de buceadores de otros centros de Andalucía.

Tipo de litoral	Acantilado
Tipo de fondo	Detrítico, bosques, paredes, grietas, cueva
Tª media	16,6°C
Salinidad	37,2 g/l

Biocenosis de cuevas semioscuras y extraplomos: facies de *Parazoanthus axinellae*

Biocenosis de la roca supralitoral: *Verrucario-Melarhaphetum*

Biocenosis del coralígeno: facies de gorgonias

Biocenosis del coralígeno: facies de *Astroides calycularis* y *Ophidiaster ophidianus*

Fondos de grandes Briozoos

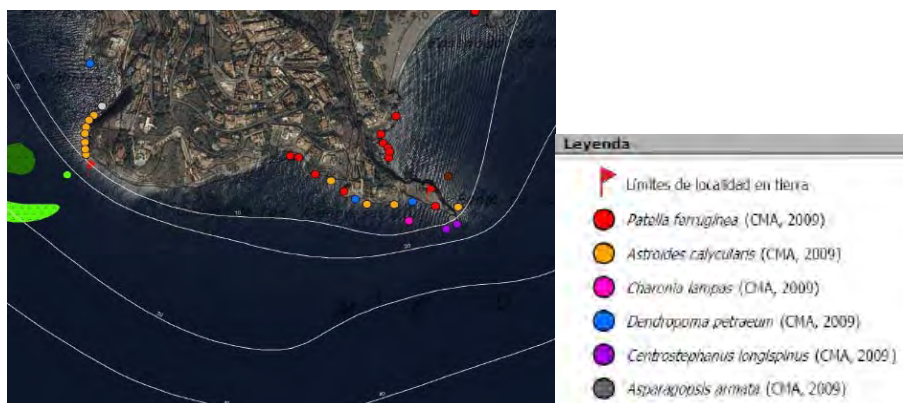


Biocenosis del coralígeno

Biocenosis de roca infralitoral esciáfilas con concreciones biológicas (=Precoralígeno)

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Pollicipes pollicipes*

Biocenosis supralitoral de sustrato duro de charcas de salinidad variable



Mapa 10. Extraído del Informe, Apoyo al medio marino. 2008. Junta de Andalucía

MÁLAGA

CERRO GORDO. Coordenadas de los límites de la localidad: 431985- 4065435 / 431097- 4065610 (datum ED1950, huso 30)

Localidad situada íntegramente dentro del Paraje Natural de los Acantilados de Maro-Cerro Gordo, constituida por altos acantilados, una cueva submarina y fondos con grandes bloques, detrítico y arena. Se encuentra cercana a población de La Herradura (Almuñécar) y al puerto de Marina del Este. Los fondos del Paraje se encuentran en la actualidad protegidos gracias a la colocación de los polígonos de arrecifes en diciembre de 2006, que están evitando la pesca ilegal de arrastre que sufría esta zona de la costa de Granada. En esta localidad se localizan seis de las siete especies de invertebrados marinos incluidos en el Catálogo Andaluz.

Tipo de litoral	Acantilado
Tipo de fondo	Detrítico, bosques, paredes, acantilado, cueva, arena
Tª media	16,4°C
Salinidad	37,2 g/l

Biocenosis de la roca supralitoral: *Verrucario-Melarhaphetum neritoidis*

Biocenosis de cuevas y galerías de oscuridad total



Biocenosis de cuevas semioscuras y extraplomos: facies de *Parazoanthus axinellae*

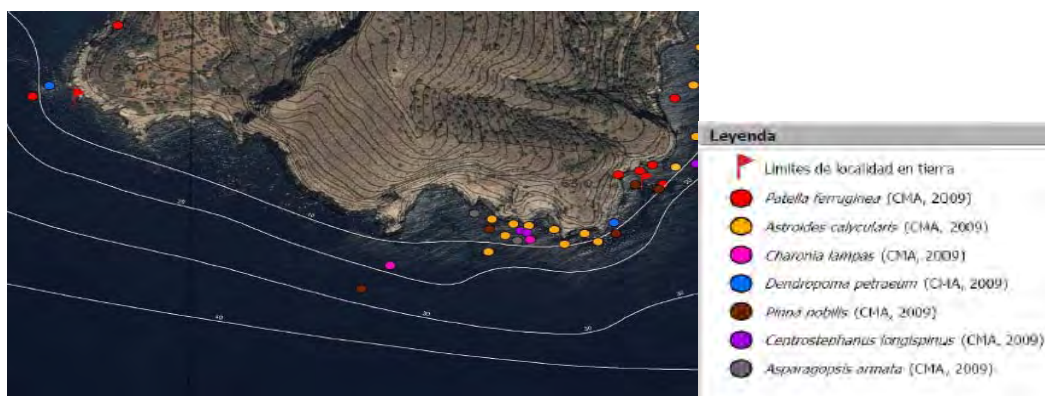
Biocenosis de rodófitas calcáreas incrustantes y erizos (= Blanquizal)

Biocenosis Fotófilas de roca infralitoral superior calmo

Biocenosis del coralígeno: facies de gorgonias

Biocenosis del coralígeno: facies de *Astroides calycularis* y *Ophidiaster ophidianus*

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro



Mapa 11. Extraído del Informe, Apoyo al medio marino. 2008. Junta de Andalucía

EL CAÑUELO. Coordenadas de los límites de la localidad: 429795-4066880/ 428801-4067163 (datum ED1950, huso 30)

Playa de algo más de 900 metros de longitud, situada en el extremo oriental de la provincia de Málaga. Limita a levante con el Peñón del Fraile y a poniente con la punta de los Genoveses, sobre la que se sitúa una torre almenara.

Tipo de litoral	Playa
Tipo de fondo	Arenas finas y gruesas. Roca en extremo oriental
Tª media	16,8°C
Salinidad	37,2 g/l

En la playa existen dos chiringuitos los cuales funcionan únicamente en verano, periodo durante el cual la playa sufre una fuerte afluencia de bañistas. Los fondos son de arena gruesa en las zonas mas someras y de arena fina en las partes mas profundas. Sustratos rocosos en ambos extremos de la localidad. Alberga los restos de una antigua y extensa pradera de *Zostera marina* hoy día en regresión.

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV



- Biocenosis de arenas fangosas en modo calmo
- Biocenosis de arenas finas bien calibradas
- Biocenosis de arenas finas en aguas poco profundidad
- Biocenosis de fondos detríticos costeros
- Biocenosis de *Posidonia oceanica*
- Biocenosis de pradera de *Zostera marina*
- Biocenosis de pradera mixta de *Cymodocea nodosa* y *Zostera marina*
- Biocenosis Fotófilas de roca infralitoral superior calmo
- Biocenosis infralitoral de sustrato duro en modo batido de fotófilas



Mapa 12. Extraído del Informe, Apoyo al medio marino. 2008. Junta de Andalucía

MARO. Coordenadas de los límites de la localidad 427194-4067818/ 425007-4067923 (datum ED1950, huso 30)

Tramo de costa acantilada de unos 2,5 km, donde se localiza la pequeña playa de Maro en el extremo más occidental.

Tipo de litoral	Acantilado con una pequeña playa
Tipo de fondo	Rocoso y arenas finas
Tª media	16,8°C
Salinidad	37,2 g/l



El tramo más oriental queda incluido dentro del Paraje Natural de los Acantilados de Maro-Cerro Gordo, mientras que el tercio occidental, que incluye toda la playa de Maro y un tramo acantilado a poniente de la misma, queda excluido de dicho Paraje. La zona presenta un alto grado de naturalidad. Entre las comunidades marinas más representativas destaca la presencia de especies como *Patella ferruginea* y *Dendropoma petraeum* en el nivel mesolitoral y en el piso infralitoral las biocenosis de *Astroides calycularis*, *Posidonia oceanica* sobre sustrato duro en la base de los acantilados y *Cymodocea nodosa* sobre los sustratos blandos.

Biocenosis de la roca supralitoral: *Verrucario-Melarhaphetum neritoidis*

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro, facies de *Chthamaletum stellati*

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Raflesia verrucosa*

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Ceramietum ciliati*

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Laurencia papillosa*

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Enteromorphetum compressae*

Biocenosis de *Posidonia oceanica*

Biocenosis infralitoral de sustrato duro en modo batido de fotófilas

Biocenosis del coralígeno: facies de *Astroides calycularis* y *Ophidiaster ophidianus*



Mapa 13. Extraído del Informe, Apoyo al medio marino. 2008. Junta de Andalucía

CALETA DE MARO. Coordenadas de los límites de la localidad: 425007-4067923/ 423089-4067850 (datum ED1950, huso 30)

Tramo de litoral de unos 2,3 km que abarca desde el extremo oriental de la playa de Burriana (Nerja) hasta el tramo de acantilado localizado a levante de la pequeña playa de la Caleta ubicada en la desembocadura del barranco de Maro. Casi exclusivamente conformado por un acantilado alto y vertical en su parte superior hay numerosos invernaderos, los cuales generan de manera continua y permanente focos de vertidos y filtraciones de

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV



agua. Estos aportes de agua provocan la presencia de comunidades propias de ambientes eutrofizados con poblaciones de algas verdes a nivel mediolitoral y paredes rezumantes con abundante desarrollo de algas verde-azules. Entre las especies más significativas presentes en esta localidad destacan las fanerógamas *Posidonia oceanica* y *Cymodocea nodosa*, *Patella ferruginea*, *Astroides calycularis* y *Dendropoma petraeum*.

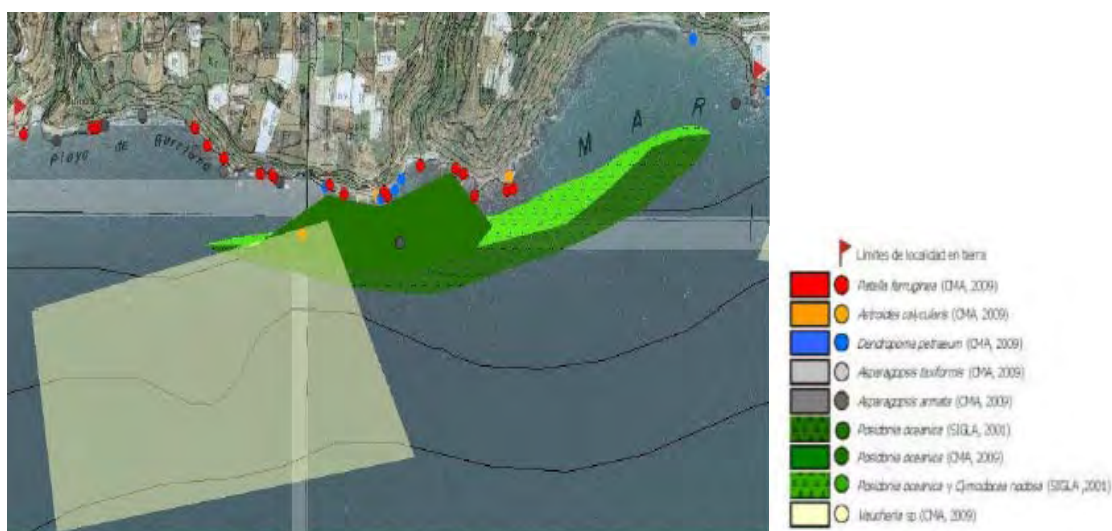
Tipo de litoral	Acantilado con una pequeña cala
Tipo de fondo	Sustrato duro en infralitoral somero y blando
Tª media	16,8°C
Salinidad	37,2 g/l

Biocenosis de *Posidonia oceanica*

Biocenosis de rodofíceas calcáreas incrustantes y erizos (= Blanquizal)

Biocenosis infralitoral de sustrato duro en modo batido de fotófilas

Biocenosis del coralígeno: facies de *Astroides calycularis* y *Ophidiaster ophidianus*



Mapa 14. Extraído del Informe, Apoyo al medio marino. 2008. Junta de Andalucía

CÁDIZ (Estrecho de Gibraltar)

Bahía de Algeciras, Saladillo. Coordenadas de los límites de la localidad: 280945-4000070 / 280972-3999055 (datum ED1950, huso 30)

Localidad situada dentro de la bahía de Algeciras que colinda con el Parque Natural del Estrecho. En su parte de levante se ubica el puerto deportivo del Saldillo y en la de poniente la playa del Chinarral, que por la dinámica de corrientes, es castigada frecuentemente por episodios de contaminación por hidrocarburos.

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV



Tipo de litoral	Acantilado al este y pequeñas calas
Tipo de fondo	Rocosos, con arenas finas y escasas de pradera
Tª media	17,8°C
Salinidad	36,8 g/l

En su zona central se sitúa la punta del Rodeo con una plataforma rocosa constituida por pequeños islotes. El fondo, en su mayoría rocoso, se caracteriza por la presencia de bosques de la gorgonia *Eunicella singularis*. En esta localidad se encuentra el fondeadero Mar de Isidro constituido por unas costillas rocosas con un alto valor ecológico donde se encuentran gran número de especies del Libro Rojo de Invertebrados de Andalucía.

Biocenosis de la roca supralitoral: *Verrucario-Melarhaphetum neritoidis*

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro, facies de *Chthamaletum stellati*

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Raflesia verrucosa*

Biocenosis de fotófilas de roca infralitoral superior calmo: poblaciones de *Corallina mediterranea* y *Mytilus galloprovincialis*

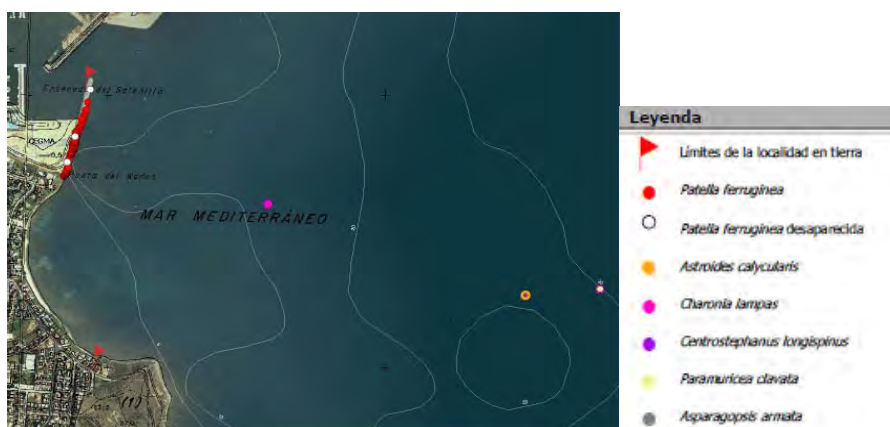
Biocenosis de roca infralitoral esciáfilas con concreciones biológicas (=Precoralígeno)

Biocenosis del coralígeno

Biocenosis del coralígeno: facies de *Astroides calycularis* y *Ophidiaster ophidianus*

Biocenosis de cuevas y galerías de oscuridad total

Biocenosis de cuevas semioscuras y extraplomos



Mapa 15. Extraído del Informe, Apoyo al medio marino. 2008. Junta de Andalucía



PUNTA CARNERO. Coordenadas de los límites de la localidad: 281611-3996090 / 281011-3994687 (datum ED1950, huso 30)

Localidad de gran belleza paisajística ubicada dentro de parque Natural del Estrecho. Está formada por un acantilado constituido por estratos margo-arenosos en cuya base se extiende una plataforma de abrasión donde afloran unas estructuras rocosas perpendiculares a la costa, muy patentes en los periodos de bajamar. Posee dos calas de pequeña extensión de cantos rodados, cala Parra y cala Secreta, separadas entre sí por punta Secreta. En las costillas rocosas se han localizado unos 30 ejemplares de *Patella ferruginea*. Encima del acantilado se ubica el faro de punta Carnero. El fondo rocoso, de espectacular belleza, se caracteriza por tener una pendiente abrupta y albergar una elevada biodiversidad biológica y riqueza específica con unos extensos bosques de la gorgonia *Paramuricea clavata* a partir de los 30 m de profundidad. Se han encontrado especies que en Andalucía son poco frecuentes como los cnidarios *Ellisella paraplexauroides* y *Dendrophyllia laborelli*.

Tipo de litoral	Acantilado , calas y pequeños islotes
Tipo de fondo	Detrítico, bosques, paredes, acantilado, cueva, arena
Tª media	17,7°C
Salinidad	36,8 g/l

Biocenosis de la roca supralitoral: *Verrucario-Melarihaphetum neritoidis*

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro, facies de *Chthamaletum stellati*

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Pollicipes cornucopia*

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Raflesia verrucosa*

Población de la franja mesolitoral inferior *Fucus virsoides*

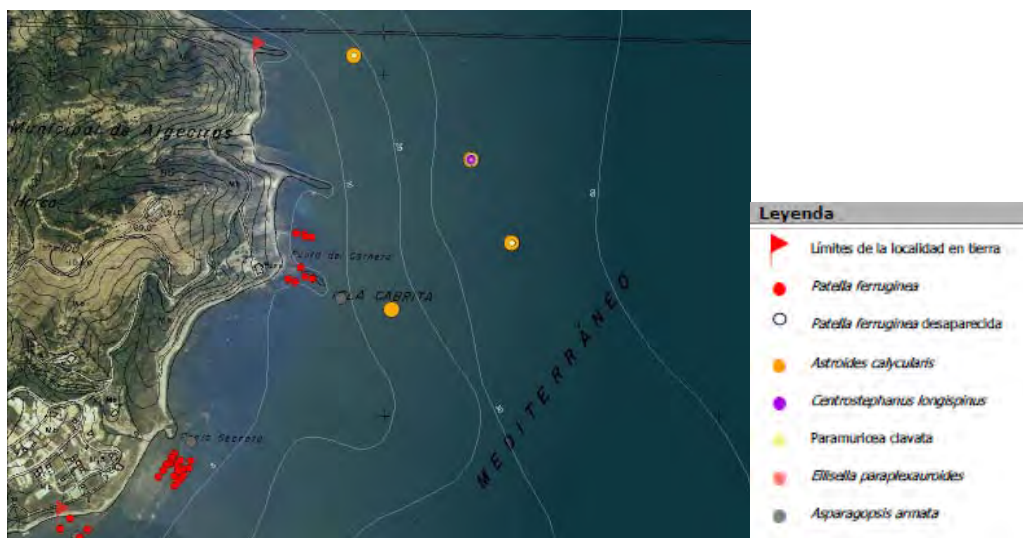
Biocenosis infralitoral de sustrato duro en modo batido de fotófilas: *Cystoseiretum strictae*

Biocenosis de arenas infralitorales mal calibradas

Biocenosis de coralígeno

Biocenosis de coralígeno: facies de gorgonias

Biocenosis de coralígeno: facies *Astroides calycularis* y *Ophidiaster ophidianus*



Mapa 16. Extraído del Informe, Apoyo al medio marino. 2008. Junta de Andalucía

ISLA DE TARIFA, LEVANTE. Coordenadas de los límites de la localidad: 265389-3987924 / 264779-3987319 (datum ED1950, huso 30)

La isla de Tarifa constituye el punto más meridional de Europa unida al continente a través de un istmo artificial de unos 100 m. Aquí se asentó el primitivo núcleo de Tarifa, para más tarde ser ocupada por un establecimiento militar. Actualmente el paso está restringido al público siendo regulado por la Guardia Civil. La zona de levante, que da nombre a esta localidad se trata de un acantilado de pequeña altura en la base del cual se extiende, hasta los 15-17 m, una plataforma de abrasión de gran diversidad y en la que encontramos comunidades marinas en perfecto estado de conservación. En los primeros metros es característico un cantil tapizado por cinturones algales de *Asparagopsis armata*, *Corallina* spp., y *Mesophyllum alternansdar*. A partir de los 15 m la roca da paso a un fondo de arena gruesa con un espectacular bosque de *Laminaria ochroleuca*.

Tipo de litoral	Acantilado
Tipo de fondo	Rocoso y arena gruesa
Tª media	16,8°C
Salinidad	36,3 g/l

Biocenosis de la roca supralitoral: *Verrucario-Melarihaphetum neritoidis*

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro, facies de *Chthamaletum stellati*

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro



Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *D. petraeum*

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Raflesia verrucosa*

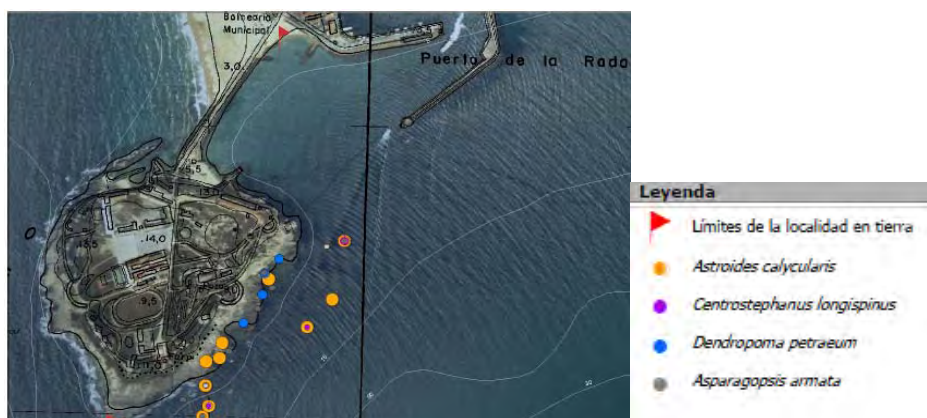
Biocenosis de roca infralitoral esciáfilas con concreciones biológicas (=Precoralígeno)

Biocenosis Fotófilas de la roca infralitoral superior en calma facies sin fucales

Biocenosis infralitoral de sustrato duro en modo batido de fotófilas: *Cystoseiretum strictae*

Biocenosis del coralígeno

Biocenosis del coralígeno: facies de *Astroides calycularis* y *Ophidiaster*



Mapa 17. Extraído del Informe, Apoyo al medio marino. 2008. Junta de Andalucía

ACANTILADO DE BARBATE. Coordenadas de los límites de la localidad: 235122-4008840 / 233452-4008224 (datum ED1950, huso 30)

Localidad ubicada dentro del Parque Natural de la Breña y Marismas del Barbate constituida por un acantilado de gran altura. La base del acantilado presenta algunos pequeños entrantes en los que se han formado estrechas playas que quedan sumergidas durante la pleamar y que continúa hacia el mar por una plataforma de abrasión que aflora durante las mareas bajas y donde son abundantes los bloques erosionados desprendidos del acantilado. El fondo mayoritariamente arenosos en los primeros metros, presenta una pequeña mancha de la fanerógama *Cymodocea nodosa*.

Tipo de litoral	Acantilado
Tipo de fondo	Roca y arena
Tª media	16,6°C
Salinidad	36,3 g/l

Biocenosis de la roca supralitoral: *Verrucario-Melarhaphetum neritoidis*



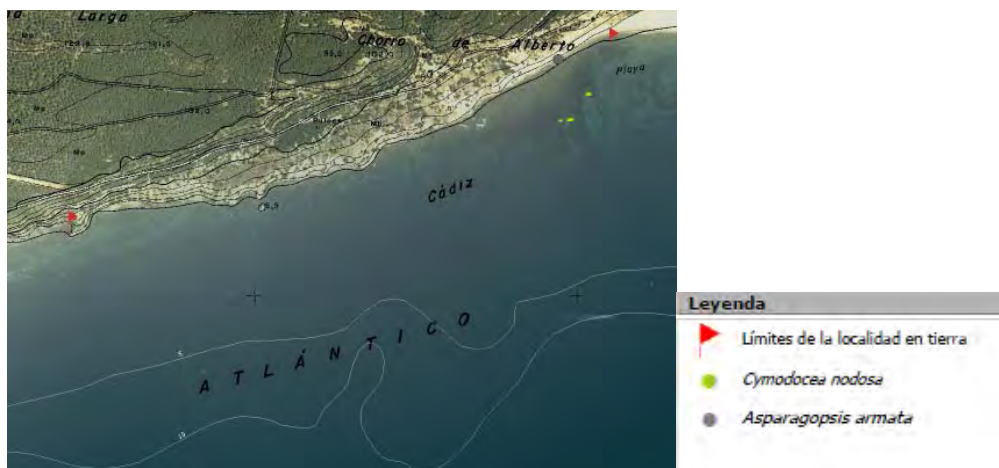
Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro

Biocenosis fotófilas de la roca infralitoral superior en calmo facies sin fucales

Biocenosis de arenas finas bien calibradas

Biocenosis de pradera de *Cymodocea nodosa*



Mapa 18. Extraído del Informe, Apoyo al medio marino. 2008. Junta de Andalucía

CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Especies y comunidades características asociadas:

Habitualmente, *Asparagopsis armata* crece epífita de *Corallina elongata* o *Corallina officinalis*, aunque en los charcos intermareales puede hacerlo adherida a otras algas. Como especies acompañantes hay que mencionar, además de las dos especies de *Corallina*, a *Halopteris scoparia*, *Cladostephus spongiosus*, *Halopteris filicina*, *Sphaerococcus coronopifolius*, *Plocamium cartilagineum*, *Jania corniculata*, *Peyssonnelia* spp., *Codium bursa*, *Valonia utricularis*, *Aphanocladia stichidiosa*, *Codium effusum*, *Colpomenia sinuosa*, *Halopithys incurva*, *Cladophora prolifera* y *Sargassum vulgare*. El estrato incrustante está constituido por las bases de *Corallina* spp., *Mesophyllum alternans*, *Lithophyllum dentatum* y *Lithophyllum incrustans*.

En los charcos intermareales se unen otras especies propias que también se encuentran junto con esta facies, como *Gelidium pusillum*, *Codium adhaerens* y *Enteromorpha ramulosa*.

Poríferos: *Cliona viridis*, *Cliona celata*, *Crambe crambe*, *Clathrina cerebrum*, *Hemimycale columella*, *Ircinia fasciculata*

Cnidarios: *Corynactis viridis*, *Anemonia sulcata*, *Actinothoe sphyrodeta*, *Aiptasia mutabilis*, *Astroides calycularis*, *Aglaoophenia* spp., *Eudendrium racemosum*, *Clavularia crassa*

Poliquetos: *Salmacina dysteri*, *Serpula* spp., *Sabella spallanzanii*



Briozoos: *Schizobrachiella sanguinea*, *Rhynchozoon* spp., *Pentapora fascialis*, *Myriapora truncata*, *Margaretta cereoides*, *Schizomavella discoidea*

Tunicados: *Clavelina lepadiformis*, *Clavelina dellavallei*, *Pseudodistoma crucigaster*

Equinodermos: *Paracentrotus lividus* y *Arbacia lixula*, las holoturias *Holothuria tubulosa* y *Holothuria sanctori*, y la estrella *Marthasterias glacialis*.



ASTROIDES CALYULARIS

04 a. Descripción

Astroides calycularis

A pesar de su relativamente amplia distribución en Andalucía, la presencia de sus colonias está restringida a determinadas áreas. La biocenosis que constituye esta especie, que en ocasiones llega hasta la misma superficie del agua, es muy sensible a la contaminación (principalmente de las aguas superficiales por hidrocarburos), a la alteración del hábitat (obras litorales, regeneración de playas, etc.), a las actividades humanas en el litoral (principalmente el buceo), y al cambio climático con alteraciones en el nivel del mar y la temperatura de superficie.

Esta escleractinia puede llegar a cubrir grandes superficies en lugares donde las condiciones son favorables, principalmente en paredes umbrías, extraplomos y entradas de grietas y cuevas. Se distribuye desde unos 30 m de profundidad hasta la misma superficie, y puede permanecer durante algún tiempo por encima de la línea del agua con el paso de las olas por la pared rocosa. Las distintas formas de crecimiento de este coral corresponden a diferentes condiciones ambientales, de forma que las colonias masivas se encuentran en zonas de hidrodinamismo elevado, mientras que las de aspecto arborescente y crecimiento más laxo aparecen en áreas más calmadas.

Se trata de una especie característica de una facies de la comunidad del coralígeno, biocenosis también llamada de algas esciáfilas en modo calmo según otros autores (Augier, 1982). Esta facies está caracterizada por la presencia de *A. calycularis* y de la estrella de mar purpúrea *Ophidiaster ophidianus*. El coralígeno típico es una biocenosis del circalitoral, sin embargo esta facies se encuentra principalmente en el infralitoral, en enclaves poco iluminados.

En determinados puntos del litoral andaluz, como en el Paraje Natural de los Acantilados de Maro-Cerro Gordo (Málaga y Granada) y en el Lugar de Importancia Comunitaria de los Acantilados y Fondos marinos de la Punta de la Mona (Granada), entre otras áreas, *Astroides calycularis* es la especie dominante de las paredes rocosas en zonas umbrías, llegando a cubrir más de un 80% de las mismas.

La especie está considerada como un excelente indicador de cambios climáticos en el Mediterráneo occidental durante el Pleistoceno (Zibrowius, 1995).

Muchas son las amenazas que se ciernen sobre esta especie. Por una parte se encuentra la contaminación general de las aguas, puesto que es un coral que vive exclusivamente en aguas limpias y bien oxigenadas. Las colonias de las zonas superiores pueden verse incluso afectadas por manchas de hidrocarburos flotantes ya que llegan hasta la superficie. Las obras litorales también podrían causar la destrucción de colonias de la especie, o afectarlas si se enturbian las aguas en exceso en las áreas próximas, o por un cambio del sistema de corrientes litorales a nivel local.

Esta especie de coral tan llamativa es uno de los atractivos de muchas áreas de buceo de Andalucía. El efecto de los buceadores, si se masifica su presencia en determinados enclaves delicados (paredes rocosas y entradas de cuevas) o se realizan las inmersiones de una forma poco respetuosa con el medio, puede ser perjudicial para la especie. Así, el aleteo incontrolado o golpes con el equipo de buceo en zonas donde la especie está presente pueden provocar el desprendimiento de las colonias y su caída al fondo marino donde no pueden sobrevivir. Además, muchos buceadores tocan o arrancan las colonias para observarlas en detalle siendo imposible volver a



fijarlas. Por otra parte, también se extraen colonias de *A. calycularis* con fines decorativos, coleccionismo y para acuariofilia.

Como ya se ha comentado, la pesca ilegal del dátil de mar (*Lithophaga lithophaga*) ha producido la destrucción del hábitat donde vivía *A. calycularis* en ciertos puntos de la costa de Granada.

Hábitats asociados (EUNIS):

2.1.1.9.5.- Fondos rocosos infralitorales superficiales de modo batido, escasamente iluminados con *Astroides calycularis* (Mar de Alborán)

2.1.2.4.10.- Fondos rocosos infralitorales de modo calmo, escasamente iluminados, dominados por invertebrados con *Astroides calycularis* (Mar de Alborán)

2.2.4.13.- Fondos circalitorales rocosos no concrecionados dominados por invertebrados con *Astroides calycularis* (Mar de Alborán)

2.2.7.6.- Coralígeno con dominancia de invertebrados con *Astroides calycularis* (Mar de Alborán)

2.2.8.6.- Escarpes rocosos reófilos cercanos a la costa, bancos profundos de *Astroides calycularis* (Mar de Alborán)

2.3.1.4.6.- paredes y suelos de túneles sometidos a hidrodinamismo intenso con *Astroides calycularis* (Mar de Alborán)

Criterio 1.4: Distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Infralitoral y circalitoral
	Tipo de sustrato	Rocoso
	Rango de profundidad	Desde la superficie hasta 30-40m de profundidad
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica	<p>La especie se distribuía por todo el Mediterráneo occidental durante el Pleistoceno. Actualmente sólo se encuentra en el Mediterráneo suroccidental, incluyendo las costas italianas desde Nápoles hasta Sicilia y Malta, el norte de África desde la isla Zembra en Túnez hasta el cabo Espartel, al oeste de Tánger en las costas atlánticas de Marruecos (Zibrowius, 1980 y 1995). También es abundante en Ceuta (Templado <i>et al.</i>, 2004) y en Melilla e islas Chafarinas (González García <i>et al.</i>, 2005). En las costas ibéricas vive principalmente en Andalucía, con sólo colonias aisladas más al norte, en Cabo del Agua y en Cabo de Palos, Murcia (Calvín <i>et al.</i>, 2001; Calvín, 2003).</p> <p>La regresión de la especie en el Mediterráneo occidental desde el Pleistoceno, que ha hecho que quede acantonada en las zonas más cálidas del sur de la cuenca, parece deberse a causas naturales (Templado <i>et al.</i>, 2004). Una experiencia de trasplante de colonias desde Nápoles a Marsella en</p>	



	<p>1974 no tuvo éxito, y aunque las colonias vivieron más de diez años no crecieron ni pudieron reproducirse, posiblemente por las frías aguas que actualmente se encuentran en el norte del Mediterráneo occidental (Zibrowius, 1995). Sin embargo, parece que su presencia en el archipiélago Toscano, más al norte de su distribución conocida hasta la fecha en Italia, podría ser una evidencia de fluctuaciones climáticas (Bianchi y Morri, 1993).</p>
--	---

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT



Mapa 1. Distribución de *Astroides calycularis*



Mapa 2. Distribución de *Astroides calycularis* en la demarcación Estrecho-Alborán. (Datos del Informe: apoyo técnico a la gestión sostenible del medio marino 2008. Junta de Andalucía)

En la Comunidad andaluza es donde se encuentran la mayor parte de los contingentes ibéricos de la especie. Se encuentra en Almería principalmente en el Cabo de Gata (García Raso *et al.*, 1992; Moreno, 2003) y en la isla de Alborán (Templado *et al.*, 2006; Moreno, 2006), aunque también se han observado colonias aisladas en otros lugares de la provincia como San Telmo y la Alcazaba. En el Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar se localiza principalmente en la zona de mayor influencia atlántica, resultando el frente Almería-Orán (corriente formada al chocar en esta zona las masas de aguas mediterráneas y atlánticas) casi infranqueable para esta especie en su posible distribución hacia el norte. Por encima del Cabo de Gata sólo se conocen colonias aisladas en zonas próximas a San José, Almería, y las que ya se han comentado de puntos muy concretos de Murcia. En Granada es muy abundante en varias zonas como en Cerro Gordo, la Punta de la Mona y los acantilados del Melonar entre Calahonda y Castell de Ferro, donde ha sido citado por Ocaña *et al.* (2000), Cebrián *et al.* (2000) y Cebrián y Ballesteros (2004).

En Málaga se encuentra principalmente en la zona de Maro y en Cádiz en el Parque Natural del Estrecho, aunque también vive en el Parque Natural de la Breña y Marismas del Barbate (M. C. Arroyo y M. Fernández-Casado obs. pers.) y llega hasta La Caleta, en Cádiz capital. Precisamente de esta localidad se conocían solamente ejemplares de colección (Zibrowius, 1980 y 1983; López- González, 1993), pero recientemente se ha comprobado que la especie se encuentra viva en La Caleta (Moreno *et al.*, 2007), localidad que constituye su límite occidental conocido en Europa.

La especie ha sido detectada en Cádiz, Málaga, Granada y Almería, no ha aparecido en Huelva. En las provincias de Granada y Cádiz es donde mejor representada está la especie, con 28 localidades de presencia en cada provincia.



Almería, Málaga y Cádiz han aumentado en una localidad con respecto a 2009. En el caso de Cádiz, en 2010 se ha detecto presencia en los fondos frente a Rota, siendo esta localidad el límite de distribución occidental de esta especie. De los seguimientos realizados, se estima una densidad media de la especie por rangos de profundidad y por provincia. Los datos indican que el rango de 0-5 m son Cádiz y Granada las que arrojan unos valores medios más altos con alrededor de 26.000 pólipos/m². Los valores de Almería y Málaga para este rango de profundidad son similares con más de 24.000 pólipos/m². En el rango de 5-7,5 m de profundidad, Granada y Cádiz presentan un valor medio de densidad de más 26.000 pólipos/m², Málaga posee un valor de casi 25.000 pólipos/m² y Almería presenta una densidad de algo más de 22.000 pólipos/m² de media. En el rango batimétrico de 10-15 m Granada tiene valores medios de densidad de más de 26.000 pólipos/m² y Cádiz de 28.000 pólipos/m². En cuanto a los datos de frecuencia de presencia del coral en las cuadrículas (máx. 25) los valores oscilan entre el 19 y 25 Granada, más de 20 en Cádiz (en 2005 las mediciones se hicieron en un lugar diferente a 2009), entre 14 y 20 en Málaga y entre 21 y 23 en Almería.

ALMERÍA

SAN TELMO Coordenadas de los límites de la localidad: 545629-4076347 / 544451-4075746 (datum ED1950, huso 30)

La localidad se sitúa en el centro de la bahía de Almería en la base de la sierra de Gádor y, en concreto, bajo el promontorio de roca caliza sobre el que se encuentra el faro o castillo de San Telmo, entre la playa de las Olas y el puntazo de la Mona. Este tramo costero es el acceso a la capital desde el oeste (Aguadulce) y posee una carretera antigua, aunque todavía en uso, cuya obra generó en su día el aporte de numerosos materiales rocosos al litoral.

Tipo de litoral	Acantilados, materiales de derribo y calas
Tipo de fondo	Paredes y bloques rocosos, praderas y sedimentos
Tª media	19,6°C
Salinidad	37,4 gr/l
Aportes de áridos	Acumulación de fangos por obras portuarias

A ambos lados de San Telmo existen dos pequeñas calas de arena gruesa y grava, la de levante (playa de las Olas) junto al puerto pesquero, y la de San Telmo a poniente. Los fondos marinos son predominantemente blandos, con praderas de *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa* y *Zostera noltii*. Se ha realizado en 2009 una cartografía bionómica de detalle de la zona.

Biocenosis de la roca supralitoral *Verrucario-Melarhaphetum neritoidis*

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro, facies de *Nemalio-Rissoelletum verruculosae*

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Raflesia verrucosa*

Biocenosis Fotófilas de la roca infralitoral superior en calmo facies sin fucales



Biocenosis Fotófilas de roca infralitoral superior calmo de *Cystoseira*

Biocenosis infralitoral de sustrato duro en modo batido de fotófilas *Cystoseiretum strictae*

Biocenosis de *Posidonia oceanica*

Biocenosis de pradera mixta de *Cymodocea nodosa* y *Zostera noltii*

Biocenosis de pradera de *Cymodocea nodosa*

Biocenosis de fondos detríticos enfangados

Biocenosis de fangos terrígenos costeros: facies típica de fangos blandos

Biocenosis del coralígeno: facies de gorgonias



Mapa 3. Distribución *Astroides calycularis*. Extraído del Informe regional. 2008. Junta de Andalucía

GRANADA

CALA CHINCHES Coordenadas de los límites de la localidad: 483048- 4067278 / 481652- 4067046 (datum ED1950, huso 30)

Localidad con una longitud total de 1,6 km, pertenece al término de Albuñol. Presencia una playa de escasa longitud flanqueada por acantilados que se sumergen en el mar. El puerto de Adra (Almería) es el más cercano a esta localidad. El fondo marino es de arena y fango y existe presencia de praderas de *Posidonia oceanica* en la que se distribuyen ejemplares de *Pinna nobilis*. En la rompiente existen rocas emergidas separadas del acantilado donde se localizan colonias aisladas del coral *Astroides calycularis*. En los acantilados se sitúan algunos invernaderos. El acceso a la localidad es difícil por tierra.

Tipo de litoral	Acantilado al este y oeste. Playa estrecha
Tipo de fondo	Arenas finas y pradera

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV



Tª media	18º C
Salinidad	37,2 gr/l

Biocenosis de la roca supralitoral: *Verrucario-Melarhaphetum neritoidis*

Biocenosis de supralitoral de sustrato blando de áreas de desecación rápida

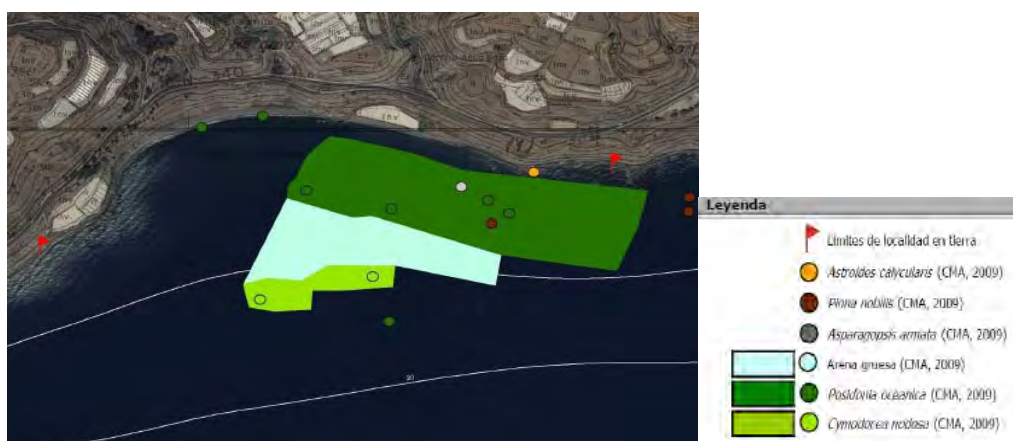
Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Raflesia verrucosa*

Biocenosis de arenas finas bien calibradas

Biocenosis de *Posidonia oceanica*

Biocenosis de pradera de *Cymodocea nodosa*

Biocenosis de arenas fangosas en modo calmo



Mapa 4. Distribución *Astroides calycularis*. Extraído del Informe regional. 2008. Junta de Andalucía

CUEVA DEL AGUA Coordenadas de los límites de la localidad: 466473- 4063203 / 465804- 4063066 (datum ED1950, huso 30)

Localidad situada en los acantilados del Melonar de 1 km m de longitud, perteneciente al termino municipal de Gualchos-Castell de Ferro. Esta localidad, situada en un LIC, presenta alto número de especies de invertebrados incluidos en diferentes catálogos, convenios y listas rojas.

Tipo de litoral	Acantilado al este y oeste.
Tipo de fondo	Acantilados, cueva, fondos blandos
Tª media	18º C
Salinidad	37,2 gr/l



Aportes de áridos	No
-------------------	----

Se trata de un enclave acantilado, con presencia de una cueva submarina y difícil acceso desde tierra. El puerto más cercano se encuentra en Motril a 13 km y el núcleo más próximo es Castell de Ferro, no existiendo infraestructuras, vertidos ni emisarios. La zona es empleada por pescadores deportivos con caña y pescadores submarinos. Existen centros de buceo en la localidad de Calahonda y Torrenueva que realizan sus inmersiones en estos acantilados.

Biocenosis de cuevas semioscuras y extraplomos: facies de *Parazoanthus axinellae*

Biocenosis del coralígeno: facies de gorgonias

Biocenosis del coralígeno: facies de *Astroides calycularis* y *Ophidiaster ophidianus*

Biocenosis de fondos detríticos costeros

Biocenosis de rodófitas calcáreas incrustantes y erizos (= Blanquiza): *Lithophilum-Arbacietum lixulae*

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro

Fondos de grandes Briozoos

Biocenosis Fotófilas de roca infralitoral superior calmo



Mapa 5. Distribución *Astroides calycularis*. Extraído del Informe regional. 2008. Junta de Andalucía

PUNTA DE JESÚS Coordenadas de los límites de la localidad: 442043- 4066945 / 440826- 4066759 (datum ED1950, huso 30)

Localidad con una longitud total de 1,7 km y pertenece al termino de Almuñécar. Existen tres playas de escasa longitud flanqueadas por acantilados que se sumergen en el mar. En el fondo marino que es de arena había una pradera de *Zostera marina*. En la rompiente hay rocas emergidas y bloques separados del acantilado donde se localizan ejemplares del molusco amenazado *Patella ferruginea*, existen agregados del vermético *Dendropoma petraeum* y en la franja sumergida abundan las colonias del coral anaranjado *Astroides calycularis* El acceso a la localidad es fácil por los carriles de acceso a las playas y desde el paseo marítimo de Velilla.

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV



Tipo de litoral	Acantilado al este y oeste. Playa estrecha
Tipo de fondo	Arenas finas y pradera
Tª media	16.6º C
Salinidad	37,2 gr/l

- Biocenosis de la roca supralitoral: *Verrucario-Melarhaphetum neritoidis*
- Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro, facies de *Nemalio-Rissoelletum verruculosae*
- Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Raflesia verrucosa*
- Biocenosis de arenas finas bien calibradas
- Biocenosis de pradera mixta de *Cymodocea nodosa* y *Zostera marina*
- Biocenosis de arenas fangosas en modo calmo



Mapa 6. Distribución *Astroides calycularis*. Informe regional. 2008. Junta de Andalucía

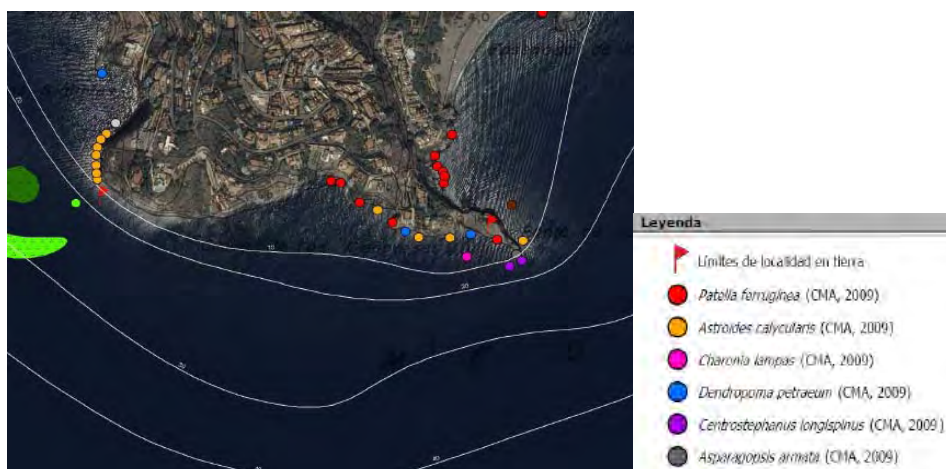
PUNTA DE LA MONA Coordenadas de los límites de la localidad: 435105- 4064224 / 434424- 4064278 (datum ED1950, huso 30)

Localidad que pertenece al término de Almuñécar y situada al oeste la playa del Berenguel, muy cercana al puerto de Marina del Este. Los acantilados de este LIC alcanzan profundidades cercanas a los 50 m a muy poca distancia de la costa los que le confieren un valor muy alto en cuanto a número de especies de invertebrados, de las que hay presencia de numerosos taxones incluidos en catálogos, en convenios internacionales y listas rojas. Este lugar es elegido por los centros de buceo de la provincia para realizar muchas de las inmersiones que se realizan en la costa de Granada, siendo el destino de buceadores de otros centros de Andalucía.



Tipo de litoral	Acantilado
Tipo de fondo	Detrítico, bloques, paredes, grietas, cuevas
Tª media	16.6º C
Salinidad	37,2 gr/l

- Biocenosis de cuevas semioscuras y extraplomos: facies de *Parazoanthus axinellae*
- Biocenosis de la roca supralitoral: *Verrucario-Melarhaphetum neritoidis*
- Biocenosis del coralígeno: facies de gorgonias
- Biocenosis del coralígeno: facies de *Astroides calycularis* y *Ophidiaster ophidianus*
- Fondos de grandes Briozoos
- Biocenosis del coralígeno
- Biocenosis de roca infralitoral esciáfilas con concreciones biológicas (=Precoralígeno)
- Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Pollicipes pollicipes*
- Biocenosis supralitoral de sustrato duro de charcas de salinidad variable



Mapa 7. Distribución *Astroides calycularis*. Extraído del Informe regional. 2008. Junta de Andalucía

MÁLAGA

CERRO GORDO Coordenadas de los límites de la localidad: 431985- 4065435 / 431097- 4065610 (datum ED1950, huso 30)

Localidad situada íntegramente dentro del Paraje Natural de los Acantilados de Maro-Cerro Gordo, constituida por altos acantilados, una cueva submarina y fondos con grandes bloques, detrítico y arena. Se encuentra cercana a población de La Herradura (Almuñécar) y al puerto de Marina del Este. Los fondos del Paraje se encuentran en la

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

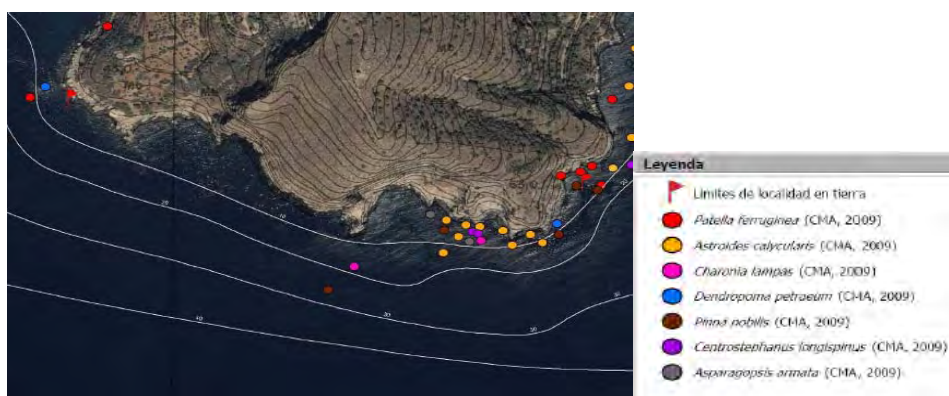
Anexo IV



actualidad protegidos gracias a la colocación de los polígonos de arrecifes en diciembre de 2006, que están evitando la pesca ilegal de arrastre que sufría esta zona de la costa de Granada. En esta localidad se localizan seis de las siete especies de invertebrados marinos incluidos en el Catálogo Andaluz.

Tipo de litoral	Acantilado
Tipo de fondo	Acantilados, bloques, cuevas, detrítico, arenas
Tª media	16.4º C
Salinidad	37,2 gr/l

- Biocenosis de la roca supralitoral: *Verrucario-Melarhaphetum neritoidis*
- Biocenosis de cuevas y galerías de oscuridad total
- Biocenosis de cuevas semioscuras y extraplomos: facies de *Parazoanthus axinellae*
- Biocenosis de rodófitas calcáreas incrustantes y erizos (= Blanquizal): *Lithophillo-Arbacietum lixulae*
- Biocenosis Fotófilas de roca infralitoral superior calmo
- Biocenosis del coralígeno: facies de gorgonias
- Biocenosis del coralígeno: facies de *Astroides calycularis* y *Ophidiaster ophidianus*
- Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro



Mapa 8. Distribución *Astroides calycularis*. Informe regional. 2008. Junta de Andalucía

MARO Coordenadas de los límites de la localidad 427194-4067818/ 425007-4067923 (datum ED1950, huso 30)

Tramo de costa acantilada de unos 2,5 km, donde se localiza la pequeña playa de Maro en el extremo más occidental. El tramo más oriental queda incluido dentro del Paraje Natural de los Acantilados de Maro-Cerro Gordo, mientras que el tercio occidental, que incluye toda la playa de Maro y un tramo acantilado a poniente de la misma, queda excluido de dicho Paraje. La zona presenta un alto grado de naturalidad. Entre las comunidades

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV



marinas mas representativas destaca la presencia de especies como *Patella ferruginea* y *Dendropoma petraeum* en el nivel mesolitoral y en el piso infralitoral las biocenosis de *Astroides calycularis*, *Posidonia oceanica* sobre sustrato duro en la base de los acantilados y *Cymodocea nodosa* sobre los sustratos blandos.

Tipo de litoral	Acantilado con una pequeña playa
Tipo de fondo	Rocoso y arenas finas y gruesas
Tª media	16.8º C
Salinidad	37,2 g/l

Biocenosis de la roca supralitoral: *Verrucario-Melarhaphetum neritoidis*

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro, facies de *Chthamaletum stellati*

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Raflesia verrucosa*

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Ceramietum ciliati*

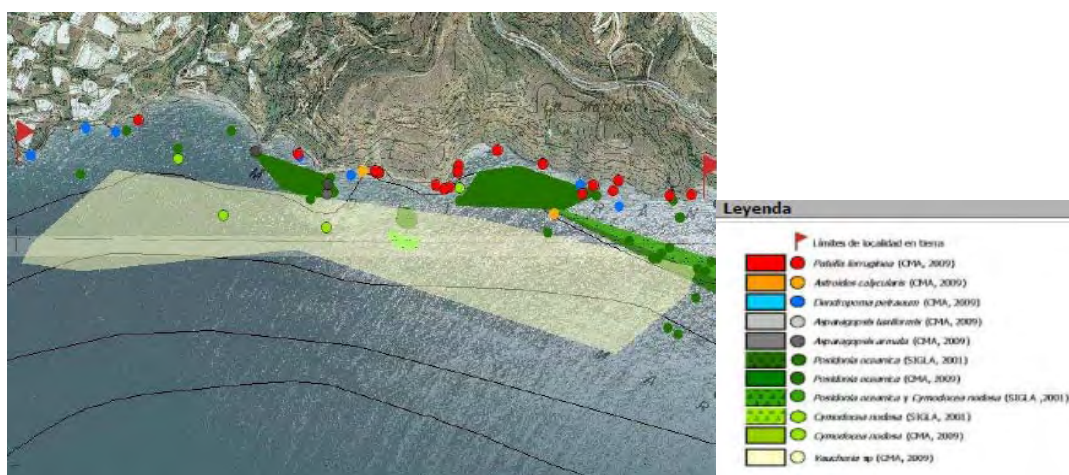
Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Laurencia papilosa*

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Enteromorphetum compressae*

Biocenosis de *Posidonia oceanica*

Biocenosis infralitoral de sustrato duro en modo batido de fotófilas: *Cystoseiretum strictae*

Biocenosis del coralígeno: facies de *Astroides calycularis* y *Ophidiaster ophidianus*



Mapa 9. Distribución *Astroides calycularis*. Informe regional. 2008. Junta de Andalucía



CALETA DE MARO Coordenadas de los límites de la localidad: 425007-4067923/ 423089-4067850 (datum ED1950, huso 30)

Tramo de litoral de unos 2,3 km que abarca desde el extremo oriental de la playa de Burriana (Nerja) hasta el tramo de acantilado localizado a levante de la pequeña playa de la Caleta ubicada en la desembocadura del barranco de Maro. Casi exclusivamente conformado por un acantilado alto y vertical en su parte superior hay numerosos invernaderos, los cuales generan de manera continua y permanente focos de vertidos y filtraciones de agua. Estos aportes de agua provocan la presencia de comunidades propias de ambientes eutrofizados con poblaciones de algas verdes a nivel mediolitoral y paredes rezumantes con abundante desarrollo de algas verde-azules. Entre las especies más significativas presentes en esta localidad destacan las fanerógamas *Posidonia oceanica* y *Cymodocea nodosa*, *Patella ferruginea*, *Astroides calycularis* y *Dendropoma petraeum*.

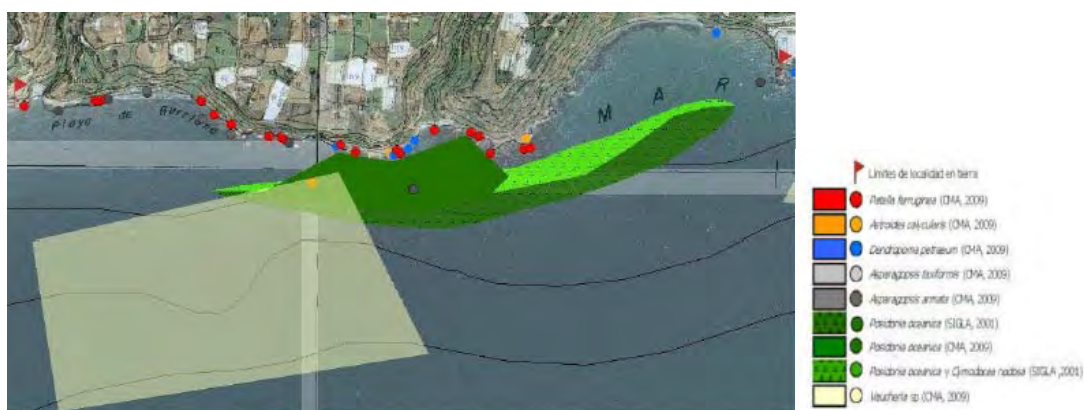
Tipo de litoral	Acantilado con una pequeña playa
Tipo de fondo	Sustrato duro en infralitoral somero y blando
Tª media	16.8º C
Salinidad	37,2 g/l

Biocenosis de *Posidonia oceanica*

Biocenosis de rodófitas calcáreas incrustantes y erizos (= Blanquizar): *Lithophilum-Arbacietum lixulae*

Biocenosis infralitoral de sustrato duro en modo batido de fotófilas: *Cystoseiretum strictae*

Biocenosis del coralígeno: facies de *Astroides calycularis* y *Ophidiaster ophidianus*



Mapa 10. Distribución *Astroides calycularis*. Informe regional. 2008. Junta de Andalucía

CÁDIZ

BAHÍA de Algeciras, Saladillo Coordenadas de los límites de la localidad: 280945-4000070 / 280972-3999055 (datum ED1950, huso 30)

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV



Localidad situada dentro de la bahía de Algeciras que colinda con el Parque Natural del Estrecho. En su parte de levante se ubica el puerto deportivo del Saldillo y en la de poniente la playa del Chinarral, que por la dinámica de corrientes, es castigada frecuentemente por episodios de contaminación por hidrocarburos. En su zona central se sitúa la punta del Rodeo con una plataforma rocosa constituida por pequeños islotes. El fondo, en su mayoría rocoso, se caracteriza por la presencia de bosques de la gorgonia *Eunicella singularis*. En esta localidad se encuentra el fondeadero Mar de Isidro constituido por unas costillas rocosas con un alto valor ecológico donde se encuentran gran número de especies del Libro Rojo de Invertebrados de Andalucía.

Tipo de litoral	Acantilado al este y pequeñas calas
Tipo de fondo	Rocosos, con arenas finas y escasas de pradera
Tª media	17.8º C
Salinidad	36,8 g/l

Biocenosis de la roca supralitoral: *Verrucario-Melarhaphetum neritoidis*

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro, facies de *Chthamaletum stellati*

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Raflesia verrucosa*

Biocenosis de fotófilas de roca infralitoral superior calmo: poblaciones de *Corallina mediterranea* y *Mytilus galloprovincialis*

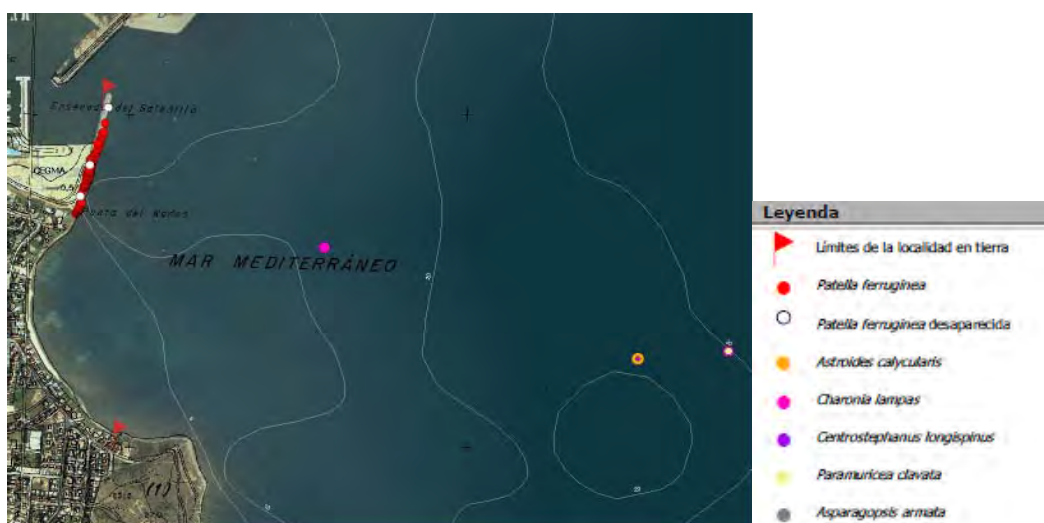
Biocenosis de roca infralitoral esciáfilas con concreciones biológicas (=Precoralígeno)

Biocenosis del coralígeno

Biocenosis del coralígeno: facies de *Astroides calycularis* y *Ophidiaster ophidianus*

Biocenosis de cuevas y galerías de oscuridad total

Biocenosis de cuevas semioscuras y extraplomos



Mapa 11. Distribución *Astroides calycularis*. Informe regional. 2008. Junta de Andalucía

PUNTA CARNERO Coordenadas de los límites de la localidad: 281611-3996090 / 281011-3994687 (datum ED1950, huso 30)

Localidad de gran belleza paisajística ubicada dentro de parque Natural del Estrecho. Está formada por un acantilado constituido por estratos de flysch margo-arenoso en cuya base se extiende una plataforma de abrasión donde afloran unas estructuras rocosas perpendiculares a la costa, muy patentes en los periodos de bajamar. Posee dos calas de pequeña extensión de cantos rodados, cala Parra y cala Secreta, separadas entre sí por punta Secreta. En las costillas rocosas se han localizado unos 30 ejemplares de *Patella ferruginea*. Encima del acantilado se ubica el faro de punta Carnero. El fondo rocoso, de espectacular belleza, se caracteriza por tener una pendiente abrupta y albergar una elevada biodiversidad biológica y riqueza específica con unos extensos bosques de la gorgonia *Paramuricea clavata* a partir de los 30 m de profundidad. Se han encontrado especies que en Andalucía son poco frecuentes como los cnidarios *Ellisella paraplexauroides* y *Dendrophyllia laborelli*.

Tipo de litoral	Acantilado, calas y pequeños islotes
Tipo de fondo	Rocosos
Tª media	17.7º C
Salinidad	36,8 g/l

Biocenosis de la roca supralitoral: *Verrucario-Melarhaphetum neritoidis*

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro, facies de *Chthamaletum stellati*

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Pollicipes cornucopia*

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV



- Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Raflesia verrucosa*
- Población de la franja mesolitoral inferior *Fucus virsoides*
- Biocenosis infralitoral de sustrato duro en modo batido de fotófilas: *Cystoseiretum strictae*
- Biocenosis de arenas infralitorales mal calibradas
- Biocenosis de coralígeno
- Biocenosis de coralígeno: facies de gorgonias
- Biocenosis de coralígeno: facies *Astroides calycularis* y *Ophidiaster ophidianus*



Mapa 12. Distribución *Astroides calycularis*. Informe regional. 2008. Junta de Andalucía

ISLA DE TARIFA, LEVANTE Coordenadas de los límites de la localidad: 265389-3987924 / 264779-3987319 (datum ED1950, huso 30)

La isla de Tarifa constituye el punto más meridional de Europa unida al continente a través de un istmo artificial de unos 100 m. Aquí se asentó el primitivo núcleo de Tarifa, para más tarde ser ocupada por un establecimiento militar. Actualmente el paso está restringido al público siendo regulado por la Guardia Civil. La zona de levante, que da nombre a esta localidad se trata de un acantilado de pequeña altura en la base del cual se extiende, hasta los 15-17 m, una plataforma de abrasión de gran diversidad y en la que encontramos comunidades marinas en perfecto estado de conservación. En los primeros metros es característico un cantil tapizado por cinturones algales de *Asparagopsis armata*, *Corallina spp.*, y *Mesophyllum alternansdar*. A partir de los 15 m la roca da paso a un fondo de arena gruesa con un espectacular bosque de *Laminaria ochroleuca*.

Tipo de litoral	Acantilados
Tipo de fondo	Rocoso y arena gruesa



Tª media	16.8º C
Salinidad	36,3 g/l

Biocenosis de la roca supralitoral: *Verrucario-Melarhaphetum neritoidis*

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro, facies de *Chthamaletum stellati*

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *D. petraeum*

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Raflesia verrucosa*

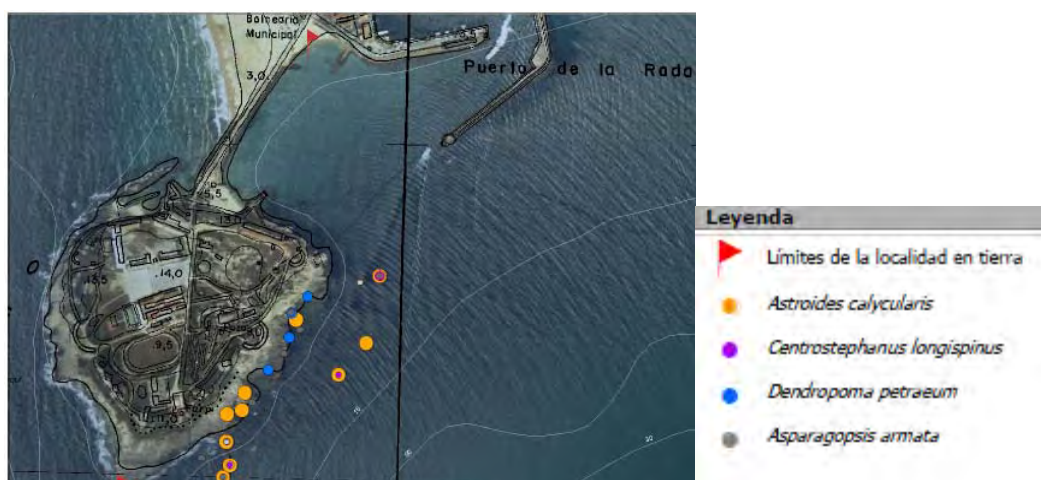
Biocenosis de roca infralitoral esciáfilas con concreciones biológicas (=Precoralígeno)

Biocenosis fotófilas de la roca infralitoral superior en calmo facies sin fucales

Biocenosis infralitoral de sustrato duro en modo batido de fotófilas: *Cystoseiretum strictae*

Biocenosis del coralígeno

Biocenosis del coralígeno: facies de *Astroides calycularis* y *Ophidiaster*



Mapa 13. Distribución *Astroides calycularis*. Informe regional. 2008. Junta de Andalucía

ISLA DE ALBORÁN Coordenadas de la localidad: 497072- 3977448 (datum ED1950, huso 30)

Se trata de la isla más grande de Andalucía, con unos 600 m de longitud, perteneciente al término municipal de Almería, y situada en el centro del mar de Alborán a algo más de 45 millas de la costa española. La isla de Alborán es de naturaleza volcánica y posee una extensa plataforma rocosa que discurre de NE al SW. En la parte emergida existe un faro del siglo XIX, una guarnición militar, un pequeño cementerio, y un puerto situado en el extremo SE. El litoral de todo el perímetro de la isla es acantilado, con alturas que rondan los 10 m, y con pequeñas cuevas. En el extremo NE se haya el pequeño islote de las Nubes. Los fondos marinos albergan una gran cantidad de especies

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV



marinas, destacando la ausencia de fanerógamas marinas, y la presencia de grandes laminariales, como *Laminaria ochroleuca* y *Saccorhiza polyschides*, que dominan entre 30 y 60 m de profundidad.

Tipo de litoral	Isla de acantilados volcánicos y plataformas
Tipo de fondo	Fondos rocosos, con cuevas y bosques sumergidos
Tª media	18º C
Salinidad	36,8 g/l

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Dendropoma petraeum*

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Raflesia verrucosa*

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro, facies de *Nemalio-Rissoelletum verruculosae*

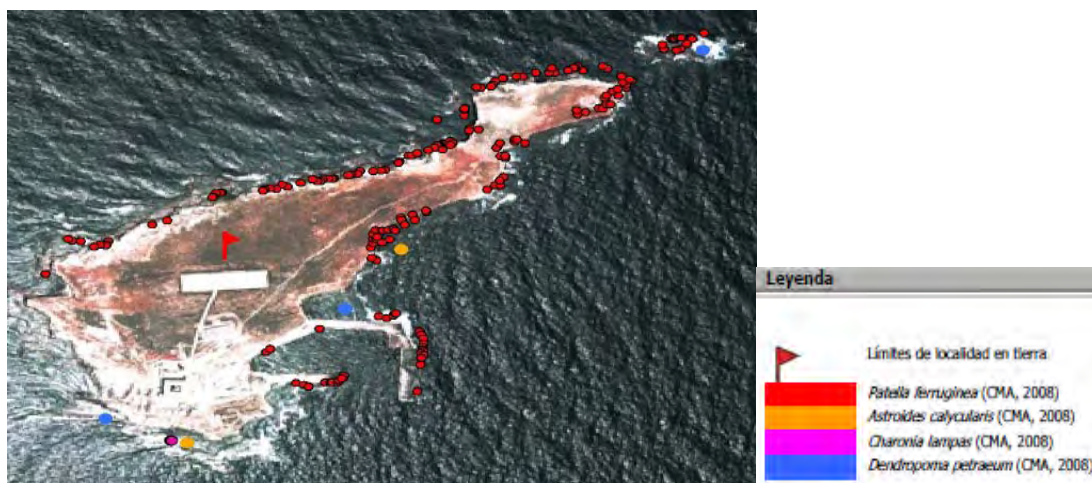
Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro, facies de *Chthamaletum stellati*

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro, facies de *Porphyretum leucostictae*

Biocenosis Fotófilas de roca infralitoral superior calmo de *Cystoseira*

Biocenosis del coralígeno: facies de *Astroides calycularis* y *Ophidiaster ophidianus*

Biocenosis Fotófilas de la roca infralitoral superior en calmo facies de *Sargassum*: *Sargassetum vulgaris*



Mapa 14. Distribución *Astroides calycularis*. Informe regional. 2008. Junta de Andalucía



CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Especies y comunidades características asociadas:

Astroides calycularis se desarrolla en el piso infralitoral pudiendo asociarse entre otras con las siguientes especies: *Lithophyllum byssoides*, es frecuente la rodofícea *Schottera nicaensis*. En otros lugares es abundante otra rodofícea, *Gelidium latifolium*, que suele estar acompañada de diversas algas esciáfilas o ubiquestas (*Cladophora pellucida*, *Pterocladia capillacea*, *Valonia utricularis*, *Palmophyllum crassum*, *Corallina elongata*, *Plocamium cartilagineum* y *Peyssonnelia rosamarina*). La fauna es muy diversa, formada por especies esciáfilas, muchas de ellas típicas de niveles más profundos. Son comunes la esponja *Halichondria panicea*, los hidrozoos *Coryne muscoides* y *Sertularella ellisi*, el antozoo *Actinia equina*, el bivalvo *Lithophaga lithophaga* (que perfora los sustratos calcáreos en las costas mediterráneas), el briozoo *Turbicellepora magnicostata* y la ascidia *Pseudodistoma cyrnusense*.



CHTHAMALUS SPP

04 b. Descripción

Chthamalus stellatus y *C. montagui*

Esta comunidad ocupa la franja superior rocosa del piso mediolitoral, generalmente muy estrecho en el Mediterráneo debido a la escasa amplitud de las mareas, y notablemente más amplia en las costas atlánticas (hasta 4,5 m en el Mar Cantábrico, 1,8 m en el Golfo de Cádiz y 2,7 m en Canarias, en las mareas vivas). Está sometida al barrido de las olas, pero nunca permanece sumergida. La amplitud de esta franja depende de las mareas, del oleaje y de la inclinación del sustrato

Formada por dos especies de crustáceos cirrípedos (*Chthamalus stellatus* y *C. montagui*), que pueden llegar a cubrir toda la superficie rocosa en la parte superior de este piso. *C. stellatus* aparece en zonas más expuestas que *C. montagui*. Esta facies está presente en todas las regiones del Mediterráneo. Son típicas de esta comunidad algunas especies de lapas: *Patella intermedia* (= *P. depressa*), en las costas atlánticas peninsulares, *P. piperata*, en Canarias, y *P. rustica* en todas las demás provincias andaluzas.

Hábitats asociados (EUNIS):

1.2.1.1.-*Rocas de la zona mediolitoral superior, Horizonte de *Chthamalus spp.*

Criterio 1.4: Distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Mediolitoral
	Tipo de sustrato	Rocoso
	Rango de profundidad	Hasta 1.8 metros
	Exposición al oleaje	Expuesta a la misma
Rango de distribución geográfica		Distribuida a lo largo de la franja costera mediterránea

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

No hay estudios de la distribución exacta de este balano en las costas mediterráneas, salvo la presencia ausencia del mismo en algunos parajes estudiados debido a su control o estado de protección.

CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Especies y comunidades características asociadas:

La comunidad propia del mesolitoral superior es la denominada *Chthamaletum stellati*, representada principalmente por los cirrípedos *Chthamalus stellatus*, y gasterópodos del género *Patella*, siendo las especies más comunes *Patella rustica* y *Patella caerulea*.



Además, en las zonas más protegidas es fácil encontrar individuos del molusco prosobranquio *Monodonta lineata*. La flora no es muy abundante debido a la dureza de las condiciones ambientales de esta franja. Las especies de algas, propias de esta comunidad, fueron *Cystoseira amentacea* y *Nemalion helmintoides*.

Además de las algas y cirrípedos que forman las facies características de esta comunidad, aparecen diversas especies de cianofíceas y los anteriormente citados moluscos gasterópodos *Patella rustica* (en las costas peninsulares y de las Islas Baleares) y *P. piperata* (en las Islas Canarias), *Littorina saxatilis*, *Littorina littorea*, *L. mariae* y *L. obtusata* (en las costas del norte de España, la primera también en el Estrecho y Golfo de Cádiz).

Littorina striata (en Canarias), *Osilinus turbinatus* y *Phorcus richardi* (en las costas mediterráneas), *Osilinus lineatus* y *Gibbula umbilicalis* (en las costas atlánticas peninsulares), *Osilinus atratus* y *O. trappei* (en Canarias) y *Siphonaria pectinata* (en el sur y sureste peninsular y en Canarias); y el decápodo *Pachygrapsus marmoratus*.

Además podemos encontrar dos especies de lapas de gran interés por estar recogidas en el Catálogo Español de Especies Amenazadas, *Patella ferruginea* y *Patella candei*, habitan en esta comunidad, la primera sólo en las costas del Mar de Alborán y Estrecho de Gibraltar, y la segunda sólo en Fuerteventura.

CORALLINA ELONGATA

04 c. Descripción

Corallina elongata

Esta comunidad aparece en una franja sometida a una constante inmersión y emersión por las mareas. Obviamente, su amplitud es mucho mayor en las costas atlánticas que en las mediterráneas por el mayor hidrodinamismo que sufren las primeras. Las condiciones son menos adversas que en la franja superior.

Corallina elongata es una macroalga perteneciente a la familia de las Corallinaceae (Rhodophyta). Esta especie está ampliamente distribuida, en el Mediterráneo y el Atlántico, donde ha sido ampliamente citada, sino que también la encontramos en el Pacífico

La facies de *Corallina elongata*: se desarrolla por debajo de la facies de *Cystoseira mediterranea* en el Mediterráneo y por debajo de *Lithophyllum lichenoides* en las costas atlánticas. Recubre grandes extensiones entre 0,3 y 5 m de profundidad, en zonas bien iluminadas y moderadamente batidas y tolera el ramoneo de los erizos de mar. Se fija directamente sobre la roca o sobre *Lithophyllum incrustans*, que es otra especie característica de esta facies. En zonas más resguardadas de las costas atlánticas, esta facies es sustituida por la de *Gigartina acicularis* y otras algas.

Son de un color blanco rosado. Estas algas se pueden considerar ingenieros del ecosistema o especies estructurantes del mismo, ya que pueden modificar el medio ambiente, dan cobijo a otras especies, evitan o reducen el estrés y la desecación, modifican la acción de las olas en la costa y la depredación, enriqueciendo la biodiversidad dentro de su estructura. En ambientes extremos, las zonas con algas coralinas intermareales mejoran las duras condiciones físicas, lo que permite la presencia de fauna que de otra manera no habitarían este nivel.

Hábitats relacionados (EUNIS):

1.2.2.6.- -*Rocas de la zona mediolitoral inferior, Horizonte de *Corallina elongata*

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV



2.1.1.3.2.-*Fondos rocosos infralitorales superficiales de modo batido, bien iluminados, sin Fucales con *Corallina elongata*

2.1.1.6.6.-*Fondos rocosos infralitorales de modo calmo, bien iluminados, sin Fucales con *Corallina elongata* y *Ceramium spp.*

2.1.1.9.2.-*Fondos rocosos infralitorales superficiales de modo batido, escasamente iluminados con *Corallina elongata*

1.2.2.6.- -*Rocas de la zona mediolitoral inferior, Horizonte de *Corallina elongata*

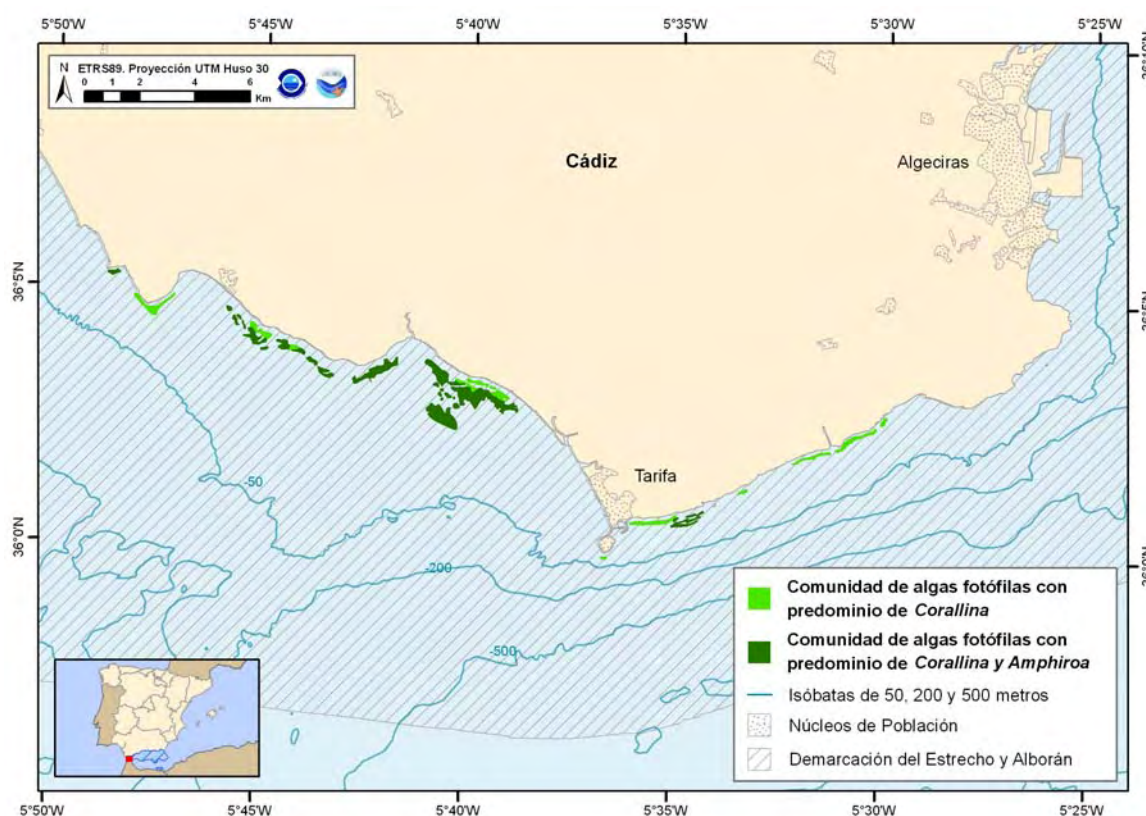
Criterio 1.4: Distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Mediolitoral e Infralitoral
	Tipo de sustrato	Rocoso
	Rango de profundidad	Hasta los 5 metros de profundidad
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Desde el S. O. de las islas británicas a Senegal, el Mediterráneo y Hawái

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT



Mapa 1. Distribución mundial de *Corallina spp*



Mapa 2. Distribución de *Corallinaspp.*, en el Estrecho de Gibraltar (Junta de Andalucía, 2008)

Aun siendo un hábitat muy extendido por las costas de la demarcación del Estrecho-Alborán no se han realizado mapas ni cartografiados de su distribución. *Corallina elongata* esta ampliamente distribuida (Mapa 1) por (Guiry, M.D. & Guiry, G.M. 2012):

Europa: mar Mediterráneo, Portugal

África: Mar Mediterráneo, Mauritania, Senegal y Oeste del Sahara.

Sur-Oeste de Asia: Israel y Turquía.

CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Especies y comunidades características asociadas:

La comunidad de la roca mediolitoral inferior a la que pertenece esta facies, se caracteriza por la presencia de, al menos, de las rodofíceas calcáreas como (*Lithophyllum byssoides*, *Neogoniolithon brassica-florida* o *Lithophyllum papillosum*), Otras especies comunes son las clorofíceas *Bryopsis plumosa* y *Chaetomorpha aerea* y las rodofíceas *Callithamnion granulatum*, *Ceramium rubrum*, *Polysiphonia spp.*, *Laurencia papillosa*. Entre los animales, son característicos el gasterópodo *Patella ulyssiponensis* y el polioplacóforo *Lepidochitona corrugata* Otras especies acompañantes suelen protegerse de las condiciones adversas en grietas y huecos donde hay más humedad, o entre las algas. Destacan los antozoos del género *Actinia* y el estolonífero *Cornularia cornucopiae*, numerosos

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV



nematodos y poliquetos, simpuncúlidos, los gasterópodos *Patella caerulea* (endémico del Mar Mediterráneo), *P. intermedia*, *Fissurella nubecula* (por todo Alborán), *Osilinus turbinatus*, *Osilinus articulatus*, *Gibbula divaricata* y *G. rarilineata* (en las costas mediterráneas), y los bivalvos *Lasaea rubra*, *Cardita calyculata*, *Hiatella arctica*, *Musculus costulatus*, *Modiolus barbatus*, *Mytilaster minimus* y *Mytilus galloprovincialis*. Entre los crustáceos decápodos, los más característicos son *Palaemon elegans*, *Clibanarius erythropus*, *Pachygrapsus marmoratus* y *Eriphia verrucosa*, y son muy abundantes los anfípodos e isópodos. Entre los peces, uno de los más frecuentes es el blénido *Coryphoblennius galerita*. No obstante el número de especies de la flora y fauna que pueden estar presentes en las distintas facies de esta comunidad es muy elevado y cambia dependiendo de las regiones naturales de que se trate.

Dermatolithon corallinae, *Herposiphonia tenella* y varias especies del género *Ceramium*. La facies de *Lithophyllum incrustans* y erizos (*Arbacia lixula* y *Paracentrotus lividus*), los vermétidos *Dendropoma petraeum*, *Vermetus triquetrus* y *Serpulorbis arenarius*, el bivalvo *Chama gryphina*, el cirrípedo *Balanus perforatus* y el madreporario *Balanophylla italica*, *Gelidium crinale*, *Hypnea musciforme*, *Gastroclonium clavatum*, *Valonia utricularis*, *Callithamnion granulatum*, *Ceramium ciliatum* var. *robustum*, *C. ciliatum* var. *ciliatum*, *Crouania attenuata*, *Ectocarpus siliculosus*, *Blidingia minima*, *Falkenbergia rufolanosa*, *Polysiphonia* spp., *Sphacelaria cirrosa*, *Cladophora* spp., *Spyridia filamentosa* con *Ceramium diaphanum* y *Cladophora prolifera* con *Melobesia membranacea*

Abundancia o densidad de la facies de ***Corallina elongata*** (comunidad de algas fotófilas)

En esta parcela existe una sustancial diferencia entre las dos temporadas de muestreo con respecto a la abundancia de los individuos por metro cuadrado. Como se puede observar en la figura siguiente (Fig. 1), durante el invierno este parámetro alcanza poco más de la mitad del valor del verano

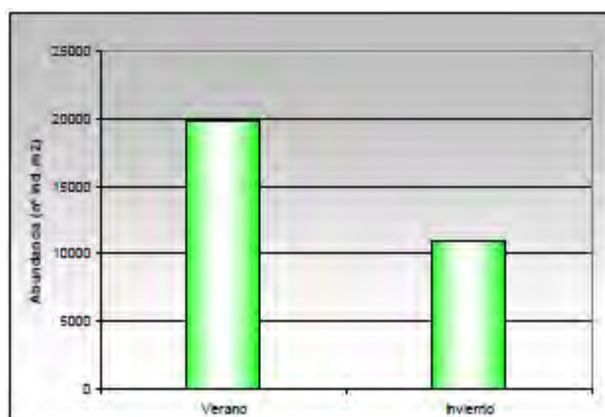


Figura 1. Abundancia de individuos/ m² (Estudio ecocartográfico de la provincia de Málaga. 2006. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Para la provincia de Málaga)

Dominancia de los grupos taxonómicos

Como se puede observar en la figura siguiente (Figura 2), durante el verano los grupos dominantes están representados por los crustáceos que agrupan más del 50% de los individuos muestreados y en segundo lugar por los poliquetos que agrupan casi el 45%. Finalmente los pantópodos y los bivalvos no alcanzan en conjunto el 1% del total de los individuos.

En invierno se puede observar un cambio sustancial en la dominancia de los grupos faunísticos, con claro aumento de los poliquetos que agrupan más del 80% del total de los individuos, y una importante disminución de los



crustáceos, que en esta temporada no alcanzan el 20% del total. Finalmente los sipunculidos no alcanzan el 1% del total.

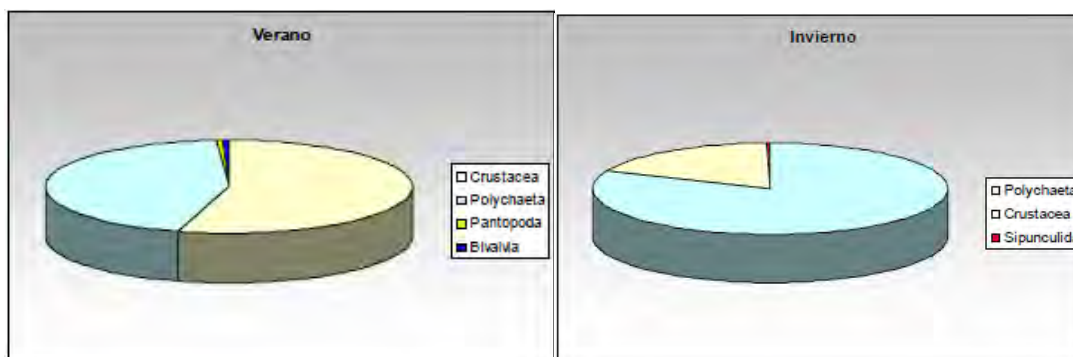


Figura 2. Dominancia de los grupos faunísticos (Estudio ecocartográfico de la provincia de Málaga. 2006. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Para la provincia de Málaga)

Dominancia de grupos tróficos

El análisis de los grupos tróficos en verano, como se puede observar en la figura siguiente (Figura 3), indica una clara dominancia de los detritívoros de superficie que agrupan más del 50% de los individuos. Por otro lado los carnívoros, el segundo grupo en orden de importancia, agrupan casi el 30% del total, seguido por los grupos de mixtos y omnívoros que agrupan respectivamente el 10% y 7 % del total de los individuos muestreados. Finalmente el grupo de los filtradores no alcanza el 1%.

En invierno se puede observar que la estructura encontrada en verano, aunque con cambios en los porcentajes de los grupos, se mantiene.

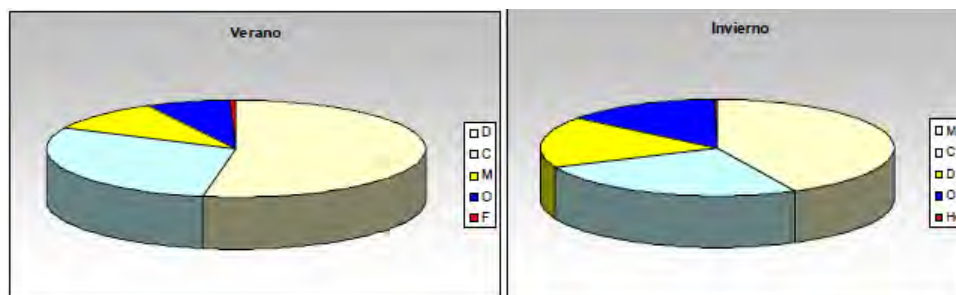


Figura 3. Dominancia de los grupos tróficos (Estudio ecocartográfico de la provincia de Málaga. 2006. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.)



LITHOPHYLLUM INCRUSTANS

04 d. Descripción

Lithophyllum incrustans

Esta comunidad aparece por debajo del piso mediolitoral superior, en una franja sometida a una constante inmersión y emersión por las mareas. Obviamente, su amplitud es mucho mayor en las costas atlánticas que en las mediterráneas por el mayor hidrodinamismo que sufren las primeras. Las condiciones son menos adversas que en la franja superior.

Esta comunidad está representada fundamentalmente por un cinturón de algas calcáreas del género *Lithophyllum*, que forman, en el mejor de los casos, cornisas o “trattoirs” al confluir un gran número de talos. En cambio, la mayoría de los concrecionamientos constituidos por estas algas sólo acumulan pocos centímetros de espesor. Estas cornisas son muy importantes desde el punto de vista ecológico, ya que aumentan la complejidad estructural y con ello la diversidad de ambientes.

El sustrato está cubierto por un tapiz algal más denso, donde se encuentran un gran número de animales. Se pueden distinguir varias facies dispuestas como bandas horizontales, que pueden variar dependiendo principalmente de la exposición al oleaje, pero también de la zona geográfica

La facies de *Lithophyllum incrustans* y erizos (*Arbacia lixula* y *Paracentrotus lividus*): esta, desprovista de algas erectas, suele ser el resultado de la acción de ramoneo de estos erizos herbívoros y del fuerte hidrodinamismo (zonas de batimiento moderado o intenso). Aparece hasta los 5 ó 6 m de profundidad (se sitúa en el margen inferior de la comunidad de algas fotófilas) en zonas expuestas al oleaje y se distribuye por todas las regiones naturales del Mediterráneo (constituyen zonas muy características del paisaje submarino de la demarcación)

Probablemente se originen a partir de éstas por intensos procesos de herbívora de los erizos. La sobrepesca de determinados peces que se alimentan de estos equinodermos podría estar relacionada con las grandes extensiones de estas formaciones submarinas en Andalucía.

La contaminación orgánica o industrial provoca en esta facies de esta comunidad, la desaparición de las algas *Laurencia papillosa*, *Neogoniolithon brassica-florida* y *Lithophyllum byssoides*, y de los animales más sensibles, como *Dendropoma petraeum* o *Actinia equina*, y la aparición de otras especies más resistentes, como las algas *Corallina elongata* y *Ectocarpus siliculosus*, los moluscos *Ostrea stentina* y *Mytilus galloprovincialis* y el cirrípedo *Balanus perforatus*. En condiciones degradadas, aparecen las algas *Cladophora spp.*, *Enteromorpha compressa*, *E. intestinalis* y *Ulva rigida* o el mejillón (*Mytilus galloprovincialis*). En la fase más degradada sólo sobreviven las cianofíceas.

Hábitats asociados (EUNIS):

2.1.1.8.1.-*Blanquizales con *Lithophyllum incrustans*

1.2.2.10.-*Rocas de la zona mediolitoral inferior con horizonte de *Lithophyllum incrustans*



Criterio 1.4: Distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Mediolitoral
	Tipo de sustrato	Rocoso
	Rango de profundidad	Hasta los 6 metros de profundidad
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		En todas las regiones naturales de la demarcación

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

No se ha encontrado mapa de distribución de este hábitat

CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Especies y comunidades características asociadas:

En las facies de *Lithophyllum incrustans* o junto a ella asentada directamente en la roca, se encuentran especies de algas frondosas como *Ceramium ciliatum* o *Laurencia papillosa*, aunque lo más común es encontrar algas de pisos inferiores que emigran desde comunidades típicas infralitorales, entre las que destaca por su abundancia *Corallina elongata* y *Jania rubens*.

La fauna propia de estos ambientes suele estar constituida por el molusco prosobranquio *Monodonta turbinata*, endémico del Mar Mediterráneo, y del “tomate de mar” *Actinia equina*, capaz de soportar los periodos de sequía gracias a su capacidad de retener agua en su interior.

Otro molusco bastante común, es el poliplacóforo *Chiton olivaceus*, quien permanece aparentemente pegado en las rocas mientras se alimenta de los pequeños brotes de algas, que crecen sobre estas.

También es fácil encontrar a los crustáceos decápodos *Eriphia spinifrons* y *Pachygrapsus marmoratus*, en estos ambientes, aunque su gran capacidad de movimiento les permite desplazarse por toda la zona intermareal en busca de alimento.

Además la comunidad de la roca mediolitoral inferior se caracteriza por la presencia de, al menos, alguna de las rodofíceas calcáreas mencionadas anteriormente (*Lithophyllum byssoides*, *Neogoniolithon brassica-florida* o *Lithophyllum papillosum*), Otras especies comunes son las clorofíceas *Bryopsis plumosa* y *Chaetomorpha aerea* y las rodofíceas *Callithamnion granulatum*, *Ceramium rubrum*, *Polysiphonia* spp., *Laurencia papillosa* y la oportunista *Corallina elongata*. Entre los animales, son característicos el gasterópodo *Patella ulyssiponensis* (*P. aspera* en las Islas Canarias) y el poliplacóforo *Lepidochitona corrugata*.

Otras especies acompañantes suelen protegerse de las condiciones adversas en grietas y huecos donde hay más humedad, o entre las algas. Destacan los antozoos del género *Actinia* y el estolonífero *Cornularia cornucopiae*, numerosos nematodos y poliquetos, simpuncúlidos, los gasterópodos *Patella caerulea*, *P. vulgata* y *P. intermedia* (en las costas atlánticas peninsulares, la primera sólo en las del norte), *Fissurella nubecula* (Andalucía), *Osilinus turbinatus*, *Osilinus articulatus*, *Gibbula divaricata* y *G. rarilineata* (en las costas mediterráneas), *Gibbula umbilicalis*, *G. cinerea*, *G. pennanti* y *Onchidiella celtica* (en las costas atlánticas peninsulares) y los bivalvos *Lasaea rubra*, *Cardita calyculata*, *Hiatella arctica*, *Musculus costulatus*, *Modiolus barbatus*, *Mytilaster minimus* y *Mytilus galloprovincialis*. Entre los crustáceos decápodos, los más característicos son *Palaemon elegans*, *Clibanarius*



erythropus, *Pachygrapsus marmoratus* y *Eriphia verrucosa*, siendo también muy abundantes los anfípodos e isópodos. Entre los peces, uno de los más frecuentes es el blénido *Coryphoblennius galerita*. No obstante el número de especies de la flora y fauna que pueden estar presentes en las distintas facies de esta comunidad es muy elevado y cambia dependiendo de las regiones naturales de que se trate.



PHOLAS DACTYLUS

04 e. Descripción

Pholas dactylus (Linnaeus, 1758)

Las facies de *Pholas dactylus* tienen una distribución bastante extensa, están ampliamente distribuida por el Atlántico europeo, desde Noruega hasta Marruecos, y el Mediterráneo.

Es la especie tipo del género y la única del mismo que vive en el Mar de Alborán. Ha sido incluida desde su descripción en el género *Pholas* Linnaeus, 1758 y se han descrito algunas variedades. En Andalucía, esta facie se puede encontrar en Granada, Málaga, Cádiz y Huelva (de las poblaciones de Granada y Málaga, existen referencias aunque no se dan localizaciones exactas), mientras que Huelva presenta poblaciones mixtas junto con *Barnea candida*, las 4 poblaciones de Cádiz presentan únicamente restos de *P. dactylus*.

Vive en el mesolitoral inferior y en el infralitoral superior, generalmente entre la orilla y unos 10 m de profundidad, aunque en Huelva se ha observado hasta los 14 m. Habita en galerías dentro de sustratos de todo tipo, desde distintos materiales rocosos como calizas, pizarras, esquistos, etc., también en arena, en fango o arcilla compactada (lo más habitual), e incluso en madera y troncos hundidos (Tebble, 1976). Los agujeros los realiza de forma mecánica abriendo y cerrando las valvas, que poseen el borde aserrado. Las galerías que excava pueden llegar a medir 24 cm de longitud (Parenzan, 1976). Cuando está presente puede ser muy abundante, llegando a haber más de cien ejemplares en un bloque rocoso de cerca de un metro de diámetro (Capici, 1979: en el Adriático).

Es un animal filtrador que obtiene un flujo de agua a través de sus sifones para capturar el alimento (fitoplancton y partículas en suspensión) y el oxígeno para la respiración. Se desconocen muchos detalles de su reproducción, aunque como otros miembros de la superfamilia, podría ser una especie hermafrodita. La fecundación es externa y posee larvas planctónicas. El animal es fosforescente con tonos verde azulados en los bordes, visibles cuando se encuentra en la oscuridad.

Puede formar poblaciones mixtas con *Barnea candida*. Los agujeros de estas especies perforadoras pueden ser utilizados por otros bivalvos o invertebrados (Capici, 1979).

Aunque pueden ocupar una amplia variedad de sustratos, en la demarcación Estrecho-Alborán tan solo se han encontrado en fangos compactos, donde excavan profundas galerías. Con una sola gran población formadora de facies, localizada en Andalucía, la situación es alarmante, teniendo en cuenta además, que las labores de dragado en el río Piedras (en la provincia de Huelva) acometidas en 2010 han imposibilitado la realización de los censos, por lo que se desconoce si esta única población conocida ha podido ser destruida

Los datos de densidad en la población de río Piedras (8 ejemplares/m²), reflejan poblaciones pequeñas, aunque es posible que la densidad real de la población se asemeje más al censo de galerías (33 galerías/m²), ya que éstas podrían estar ocupadas pese a no observarse ejemplares en su interior. No se han realizado estudios de densidad en las demás poblaciones andaluzas por lo que se estima que las densidades son similares en todas ellas (Informe regional 2010. Consejería medio ambiente)

En Cádiz únicamente han aparecido restos de *P. dactylus*, sin poderse localizar poblaciones.



Las principales amenazas para esta especie son la destrucción del sustrato y la contaminación del medio, siendo extremadamente vulnerables las poblaciones mesolitorales.

No se conocen apenas detalles de su reproducción, pero como otros bivalvos debe poseer fecundación externa y larvas planctónicas.

Facies asociada según EUNIS:

2.4.6. Fondos sedimentarios infralitorales y circalitorales, Arcillas terrígenas compactadas con *Pholas dactylus*

Criterio 1.4: Distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Infralitoral y mesolitoral
	Tipo de sustrato	Sustratos blandos principalmente fangosos
	Rango de profundidad	Fondos someros hasta 15 metros de profundidad
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		En Andalucía: La especie se ha citado en Andalucía por Moreno (2004), y en algunas de sus provincias: en la fachada atlántica de Cádiz (Hidalgo, 1917), en la bahía de Algeciras y Tarifa (García-Gómez, 1997; Aartsen et al., 1984), en Málaga (Hidalgo, 1917) y en Granada (punta de la Mona) (Ocaña et al., 2000). Recientemente se han localizado dos poblaciones vivas en Huelva (G. Gómez, 1997).

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT



Figura 1. Distribución de *Pholas dactylus* (“Libro rojo de los invertebrados de Andalucía”)



Figura 2. Distribución de *Pholas dactylus*. (Datos recogidos del programa de gestión sostenible del medio marino, informe 2010. Junta de Andalucía)

En las provincias de Málaga y Granada existen referencias bibliográficas que sitúan esta facies, no aportando datos de localización exacta por lo que no están integrados en el mapa.



Figura 3. Distribución de *Pholas dactylus*/ *Barneda candida* en el año 2008 (Datos recogidos del programa de gestión sostenible del medio marino, informe 2010. Junta de Andalucía)



CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Especies y comunidades características asociadas:

Pholas dactylus es un molusco perforante que se encuentra principalmente en los pisos mesolitoral e infralitoral, y en algún caso proporciona galerías o ubicaciones donde esconderse, poner o incluso vivir, con otras especies. Así conviviendo en el mismo hábitat podemos encontrar junto a *Pholas* el bivalvo *Barrena candida*, *Tapes decussatus* (almeja babosa), el alga *Enteromorpha linza*, la esponja *Clonia spp.*, el bivalvo *Gastrochaena dubia*, el dátíl de mar *Lithophaga lithophaga*, el ceriantario membranoso *Cerianthus membranaceus*, el molusco *Haliotis tuberculata* y el cefalópodo *Octopus vulgaris*, entre muchos otros.

CRITERIO 6.1: DAÑOS FÍSICOS EN RELACIÓN CON LAS CARACTERÍSTICAS DEL SUBSTRATO

Las principales amenazas son el deterioro del medio por regeneración de playas, contaminación, vertidos, etc., en especial aquellas que llevan implicada la destrucción del sustrato, como son las obras litorales. La recolección por el hombre es poco habitual, ya que perforan rocas o sustratos compactados de difícil acceso, aunque si se extraen se destruye también el medio. Se han considerado plaga en España, principalmente como perforadores de la madera, ya que podían realizar auténticos destrozos en las flotas antiguas, aunque sus daños en nuestro país se han considerado escasos (Rodríguez Barreal, 1979). Se han utilizado distintos tratamientos contra los bivalvos xilófagos, como la impregnación total de la madera con creosota especial, o protectores a base de cromo, cobre y arsénico (Rodríguez Barreal, 1979). Actualmente estos tratamientos de cascos de madera ya no se utilizan puesto que las flotas se construyen con otros materiales, pero sin duda fueron motivo de regresión de algunas poblaciones. Era una especie de poco interés gastronómico en el Adriático (Salvini-Plawen, 1986), aunque cada vez se está recolectando más para consumo humano (Poutiers, 1987). La recolección es muy destructiva, (Templado et al., 2004). Recientemente, se ha prohibido en el Mediterráneo “capturar, mantener a bordo, transbordar, desembarcar, almacenar, vender, exponer o comercializar la barrena (*Pholas dactylus*)” según el Reglamento de Recursos Pesqueros 1967/2006 del Consejo de 21 de diciembre de 2006 (Diario Oficial de la Unión Europea de 8 de febrero de 2007).

Hasta la fecha la especie *Pholas dactylus* Linnaeus, 1758, está incluida en el Convenio de Berna (anexo II), y en el Convenio de Barcelona (anexo II).

CRITERIO 6.2.: ESTADO DE LA COMUNIDAD BENTÓNICA

A pesar de su amplia distribución en Europa y en el Mediterráneo, y de estar citada en varias provincias andaluzas, esta especie es muy escasa y se conocen muy pocas localidades con ejemplares vivos. Posee poblaciones severamente fragmentadas, poco abundantes y en regresión por destrucción o alteración de su hábitat (Texto justificativo de la categoría de amenaza, libro rojo de los invertebrados de Andalucía). La información de que disponemos se debe en gran medida a los esfuerzos realizados por la Junta de Andalucía que presenta un seguimiento de invertebrados amenazados, recogidos en los Catálogos Español (Ley 42/2007) y Andaluz (Ley 3/2003) de Especies Amenazadas, que incluyen 7 especies de invertebrados marinos presentes en Andalucía, dentro de los cuales se encuentra *Pholas dactylus*.

Así desde el año 2004, la Consejería de Medio Ambiente ha levantado una valiosa información a través del seguimiento de cada especie catalogada, así como de otras susceptibles de protección e incorporación a futuros Catálogos. En 2009, se ha llevado a cabo el seguimiento de *Pholas dactylus* y *Barnea candida*, entre otras. El objetivo de este seguimiento es conocer y controlar las mejores poblaciones de estas especies amenazadas, además de evaluar la situación de aquellas poblaciones de estas especies que se encuentran especialmente amenazadas (muestran síntomas de degradación) o están expuestas a amenazas previsibles (p.ej. obras litorales).

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad



Se están estudiando además algunas opciones para el repoblamiento y mantenimiento de esta comunidad la cría en cautividad: se debería estudiar la posibilidad de instalar estructuras para captación larvaria y asentamiento de nuevas poblaciones en las zonas donde se ha documentado la pérdida de sustrato. Medidas legislativas: inclusión en el Catálogo Andaluz de Especies Amenazadas.

En Andalucía hay poblaciones observadas en Cádiz (4 poblaciones de *Pholas dactylus*) y Huelva (4 poblaciones mixtas de *Pholas dactylus* y *Barnea candida*, que se han reducido a 1 por la destrucción del sustrato donde se asentaba una de ellas). También hay datos bibliográficos de la presencia de *Pholas dactylus* en Málaga y Granada. Las poblaciones localizadas en el mesolitoral inferior están muy expuestas, y se encuentran en unas zonas de continuo movimiento de arena con maquinaria pesada.

Los fondos rocosos y los fangos y arcillas compactadas del infralitoral donde vive la especie deben ser protegidos. Se debe prohibir su captura para el consumo humano (Gómez Moliner *et al.*, 2001), que además de diezmar las poblaciones suele implicar la destrucción del hábitat, así como su venta en mercados en caso de producirse. Asimismo debe impedirse el uso de protectores de la madera para su eliminación como plaga ya que es una especie amenazada y dichos productos afectan a otras especies y a la biocenosis en su conjunto. Se debe prohibir también su captura como especie de colección y su comercialización.

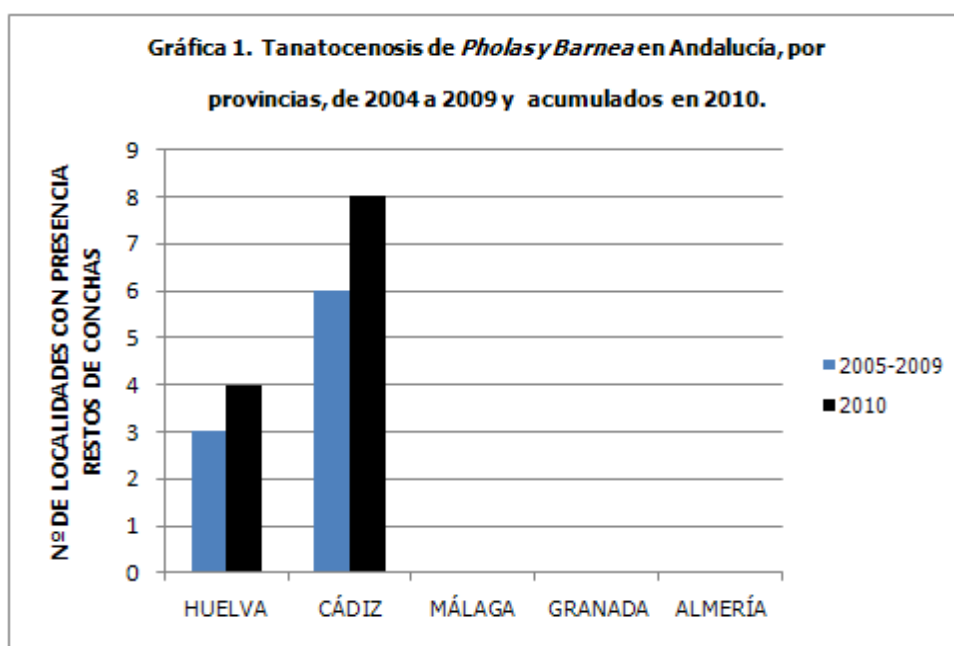


Gráfico 1. Presencia de *Pholas dactylus* en Andalucía. (Datos obtenidos del programa de gestión sostenible del medio marino, informe 2010. Junta de Andalucía)

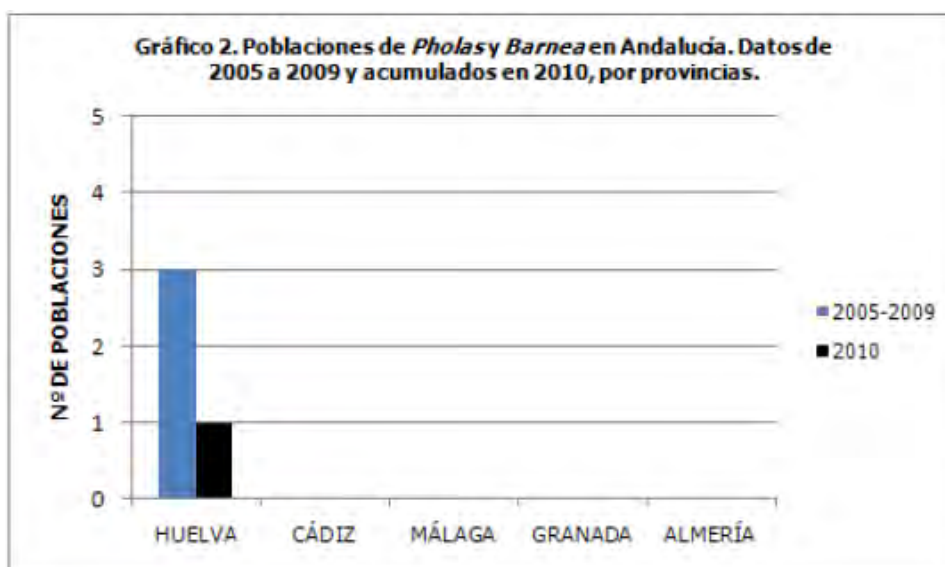


Gráfico 2. Número de poblaciones vivas y referenciadas de *Pholas dactylus*. (Datos obtenidos del programa de gestión sostenible del medio marino, informe 2010. Junta de Andalucía)

Con una sola población localizada en Andalucía, la situación es alarmante, teniendo en cuenta además, que las labores de dragado en el río Piedras acometidas en 2010 ha imposibilitado la realización de los censos, por lo que se desconoce si esta única población conocida ha podido ser destruida.

RISSOELLA VERRUCULOSA

04 d. Descripción

Rissoella verruculosa

Esta comunidad, ocupa la franja superior rocosa del piso mediolitoral, generalmente muy estrecho en el Mediterráneo debido a la escasa amplitud de las mareas, y notablemente más amplia en las costas atlánticas (hasta 4,5 m en el Mar Cantábrico, 1,8 m en el Golfo de Cádiz y 2,7 m en Canarias, en las mareas vivas). Está sometida al barrido de las olas, pero nunca permanece sumergida. La amplitud de esta franja depende de las mareas, del oleaje y de la inclinación del sustrato.

Son rodofíceas comunes sobre todo en zonas bien iluminadas, sometidas a un fuerte hidrodinamismo y bañadas por aguas limpias. Esta facies algal es la única que aparece durante todo el año, aunque en otoño sólo persisten las partes basales de los talos. *Rissoella verruculosa*, que se asienta sobre sustratos no calizos, es sustituida en algunas zonas de Levante, las Islas Baleares y Columbretes por *Polysiphonia sertularioides*. Está presente en las costas mediterráneas, siendo endémicas de las mismas. Suelen ser también frecuentes las algas pardas *Raflesia verrucosa* y *Mesospora macrocarpa*. Las especies *Nemalion helminthoides* y *Raflesia verrucosa* pueden encontrarse también en la costa vasca.

EUNIS asociados:

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV



1.2.1.2.- Rocas de la zona mediolitoral superior, horizonte de *Rissoella verruculosa*

Criterio 1.4: Distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Mediolitoral superior
	Tipo de sustrato	Rocoso
	Rango de profundidad	Hasta los 1.8 metros
	Exposición al oleaje	Expuesta a la misma
Rango de distribución geográfica		Desde las costas de Noruega hasta las costas del norte de África y las Azores, estando también presente en el Mediterráneo.

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

No se han realizado mapas de distribución de esta facies, reduciéndose la información existente a puntos de presencia y no presencia en zonas bien estudiadas como parques y otras ubicaciones con figuras de protección.

CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Especies y comunidades características asociadas:

Además de las algas y cirrípedos que forman las facies características de esta comunidad, mencionados en el apartado anterior, aparecen diversas especies de cianofíceas, los moluscos gasterópodos *Patella rustica* (en las costas peninsulares y de las Islas Baleares), *Littorina saxatilis* (en el Estrecho y Golfo de Cádiz), *Osilinus turbinatus* y *Phorcus richardi* (en las costas mediterráneas), *Osilinus lineatus* y *Gibbula umbilicalis* (en las costas atlánticas peninsulares), y *Siphonaria pectinata* (en el sur y sureste peninsular y en Canarias); y el decápodo *Pachygrapsus marmoratus* (en todas las regiones naturales, al que se une *Grapsus grapsus* en las Islas Canarias).

Dos especies de lapas de gran interés, por estar recogidas en el Catálogo Español de Especies Amenazadas, son, *Patella ferruginea* y *Patella candei*, de las cuales sólo habita en esta comunidad la primera, en las costas del Mar de Alborán y Estrecho de Gibraltar, y la segunda sólo en Fuerteventura.

Así también nos podemos encontrar otras especies interesantes como son: *Lithophyllum lichenoides*, *Patella nigra*, *Paracentrotus lividus*, *Porphyra leucosticta*, *Rissoella verruculosa*, *Polysiphonia sertularioides*, *Melaraphetum neritoidis*, *Mesospora macrocarpa*, *Nemalion helminthoides*, *Polysiphonia tenerrima*, *Cladophora albida*, *Laurencia* y *Cystoseira*



PRADERAS DE POSIDONIA OCEANICA

05. DESCRIPCIÓN

Posidonia oceanica (Linnaeus) Delile

Posidonia oceanica es sin lugar a dudas la fanerógama marina más importante del Mar Mediterráneo, tanto por su tamaño como por la gran extensión de sus praderas. Es una planta endémica del mar Mediterráneo, pues las otras ocho especies del género se encuentran todas en las costas de Australia (grupo *Posidonia australes*: *Posidonia angustifolia* Cambridge & Kuo, *P. australis* Hook. *P. sinuosa* Cambridge & Kuo; grupo *Posidonia ostenfeldii*: *P. coriácea* Cambridge & Kuo, *P. denhartogii* Kuo & Cambridge, *P. kirkmanii* Kuo & Cambridge, *P. ostenfeldii* den Hartog y *P. robertsonae* Kuo & Cambridge).

Las praderas de *Posidonia* constituyen una de las formaciones más características del Mar Mediterráneo, extendiéndose desde niveles superficiales (1 m) hasta los 40 - 50 m en las zonas de aguas más transparentes. Normalmente no sobrepasan los 20-35 m y en el límite más profundo se suelen organizar en forma de "matas" sueltas.

Es una especie protegida por la "Directiva de Hábitat" de la UE, sugerida por la legislación francesa al resto de los países ribereños.

Se enraza sobre fondos arenosos de grano variable o incluso en fondos rocosos, y requiere para su desarrollo un fondo con cierta cantidad de materia orgánica y aguas limpias y bien oxigenadas, con una salinidad superior a 33‰. Esta planta posee unos rizomas que pueden crecer en el plano horizontal, lo que le permite colonizar una mayor superficie, y en el vertical. La acumulación de sedimento en el entramado de rizomas produce una lenta elevación del sustrato (hasta casi un metro por siglo), que en zonas someras puede constituir una formación singular que se denomina "arrecife barrera de *Posidonia*".

Las praderas de *Posidonia oceanica* proporcionan sustrato, alimento y refugio a numerosos organismos, y desempeñan un papel ecológico esencial en el Mediterráneo por su elevada diversidad (estimada entre el 20 y el 25% de las especies mediterráneas), y por ser el lugar de reproducción y cría de numerosas especies. Las praderas tienen una alta producción primaria y de oxígeno, y son un importante sumidero de dióxido de carbono. Tienen, además, un papel importante en la estabilización del fondo y evitan de forma natural la erosión de la costa, especialmente de las playas, ya que favorecen la retención y la fijación de los sedimentos y amortiguan la acción de las corrientes y las olas.

Se considera que la pradera de *Posidonia* es la etapa climácica de una sucesión que se inicia en los fondos rocosos con la comunidad de algas fotófilas, y en los blandos con la comunidad de fondos arenosos, sobre la que se instala una pradera de *Cymodocea nodosa*, que produce una humificación progresiva del sustrato y permite la colonización de *Posidonia oceanica*.

La pradera es una comunidad estructuralmente compleja, sobre todo desde el punto de vista trófico, en la que se superponen al menos dos estratos con diferentes características biológicas: uno esciáfilo, ligado al estrato de rizomas y al sustrato, y otro fotófilo, ligado a las hojas. Sobre las hojas (estrato foliar) se instalan algas rodofíceas incrustantes (*Pneophyllum fragile*, *Hydrolithon farinosum* y *Tithanoderma litorale*, entre otras), la feofíceas



Myrionema magnusii, y algunas algas erectas, como *Giraudia sphacelarioides*, *Cladosiphon spp.*, *Dictyota linearis* y *Stylonema alsidii*. Entre la fauna epifita adherida a las hojas se encuentran, entre otros, los hidrozooos *Sertularia perspusilla*, *Plumularia obliqua* y *P. posidoniae*, los briozoos *Electra posidoniae*, *Chorizopora brongniarti* y *Lichenopora radiata*, el poliqueto *Spirorbis spp.*, y el tunicado *Botryllus schlosseri*.

En el estrato de rizomas aparece una gran diversidad de especies esciáfilas, muchas de ellas comunes con la comunidad de algas esciáfilas en modo calmo (precoralígena) o con la coralígena, como las algas *Peyssonnelia squamaria* y *Udotea petiolata*. Entre las más de un millar de especies de invertebrados sésiles o móviles que pueden encontrarse en las praderas de *Posidonia oceanica*, aparecen prácticamente todos los filos animales con representación marina. Los mejor representados son los anélidos poliquetos, probablemente el grupo más diverso y abundante (unas 250 especies, y hasta 500.000 ejemplares/m²), los moluscos (250 especies), crustáceos (200, 50 de ellas decápodos), peces (100), poríferos (50), cnidarios (30) y equinodermos (30). Entre las especies más características, se hallan diversas especies protegidas, como los equinodermos *Asterina pancerii*, *Paracentrotus lividus*, *Ophidiaster ophidianus*, los gasterópodos *Erosaria spurca* y *Luria lurida*, los bivalvos sésiles *Pinna nobilis* y *Pinna rudis*, y los peces *Hippocampus hippocampus* e *H. ramulosus*, junto a muchas especies de interés pesquero, como el pulpo (*Octopus vulgaris*), la jibia (*Sepia officinalis*), las cigarras de mar (*Scyllarides latus*, *Scyllarus arctus*), la langosta (*Palinurus elephas*), y numerosos peces.

Las praderas de *Posidonia oceanica* parecen estar experimentando una regresión generalizada en el Mediterráneo, por lo que es muy importante su seguimiento para evaluar su estado. Se deberán medir los cambios en cuanto a la densidad y cobertura, tal y como se ha venido llevando a cabo en algunas praderas en Francia, Cataluña, Islas Baleares, Murcia y Almería.

Hábitats relacionados con *Posidonia* (EUNIS):

2.5.8.-Praderas de *Cymodocea nodosa* de zonas abiertas, someras, sobre arena fangosa o mata muerta de *Posidonia*

2.5.9.-Praderas de *Posidonia oceanica*

2.5.9.1.1.-Arrecife barrera de *Posidonia oceanica*

2.5.10.-Mata muerta de *Posidonia oceanica*

1.4.1.-Acúmulos de hojas y restos de *Posidonia oceanica* y otras fanerógamas (banquetas)

Criterio 1.4: Distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Infra y circalitoral
	Tipo de sustrato	Puede crecer tanto sobre sustratos blandos como rocosos; de hecho, buena parte de las praderas de las costas andaluzas están situadas sobre lechos rocosos. Por lo general, se ha observado que se instala sobre fondos duros en las aguas más someras y en zonas abiertas sometidas a un hidrodinamismo intenso, mientras que en las grandes ensenadas, como la de Terreros (Almería), o a mayor profundidad, donde el hidrodinamismo es menor se instala sobre sustratos arenosos
	Rango de profundidad	Entre 0 y 50m. Dependiendo de la transparencia

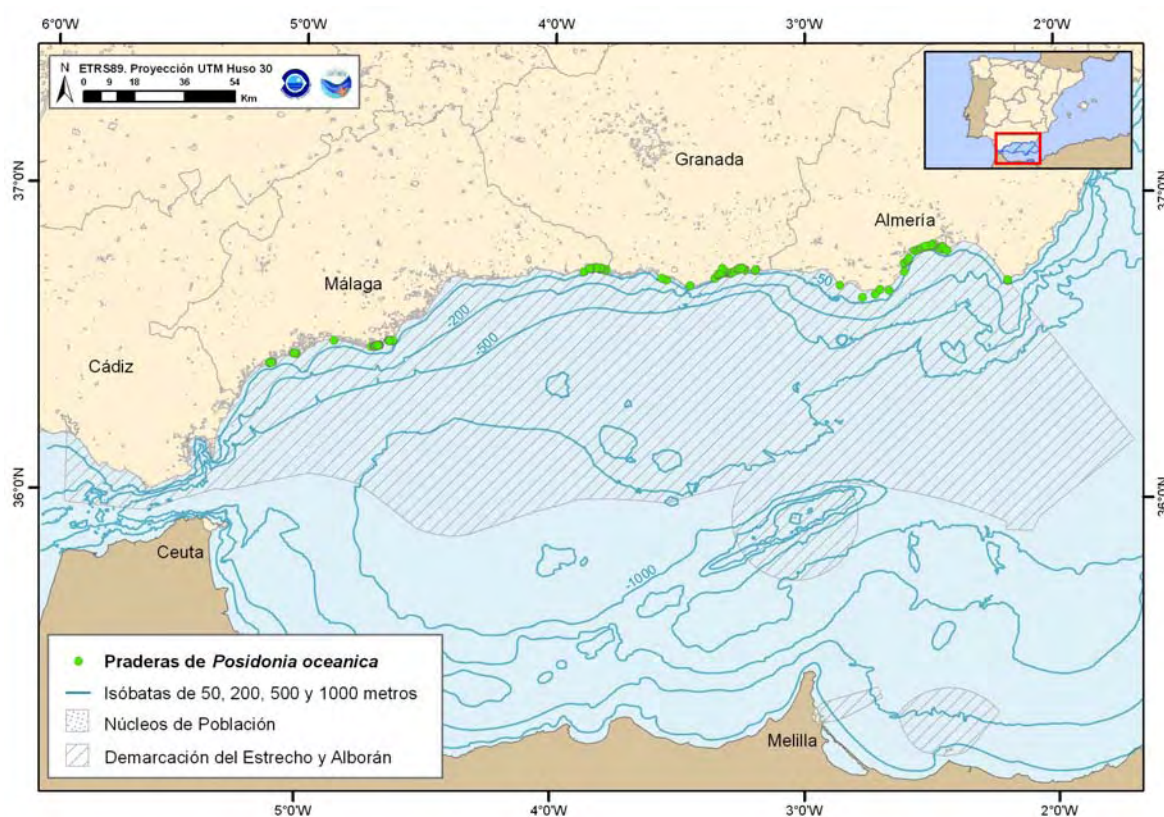
Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV



		del agua. En las áreas insulares mediterráneas con aguas muy claras (Baleares, Córcega, Cerdeña, Malta, Chipre), puede encontrarse hasta más de 50 m de profundidad. Sin embargo, en las costas de la península Ibérica no suele sobrepasar los 30 m, debido a la menor transparencia de las aguas.
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		<i>Posidonia oceanica</i> es exclusiva del mar Mediterráneo, que se distribuye ampliamente tanto en su cuenca oriental como en la occidental, así como en la mayor parte de las áreas insulares (exceptuando algunas, como las islas Columbretes y la de Alborán). El extremo occidental de su área de distribución se halla en el mar de Alborán; en la costa europea se extiende hasta el límite entre las provincias de Málaga y Cádiz, mientras que las praderas de las islas Chafarinas constituyen unas de las más occidentales en la costa africana. Estos límites se han asociado con la influencia del frente Almería-Oran.

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT





Mapa 1. Distribución de *Posidonia oceanica* en la demarcación Estrecho-Alborán. (En, J. OJEDA, Universidad de Sevilla, Consejería de Medio Ambiente)

Posidonia Oceanica es exclusiva del mar Mediterráneo, que se distribuye ampliamente tanto en su cuenca oriental como en la occidental, así como en la mayor parte de las áreas insulares (exceptuando algunas, como las islas Columbretes y la de Alborán). El extremo occidental de su área de distribución se halla en el mar de Alborán; en la costa europea se extiende hasta el límite entre las provincias de Málaga y Cádiz, mientras que las praderas de las islas Chafarinas constituyen unas de las más occidentales en la costa africana. Estos límites se han asociado con la influencia del frente Almería-Oran. *Posidonia oceanica* no se encuentra en las zonas próximas a las desembocaduras de los principales ríos o ramblas mediterráneas, incluyendo los de la península Ibérica (Ebro, Júcar, Segura). Asimismo, está ausente en el sector más oriental del Mediterráneo (Israel, Líbano y Siria) y tiene una distribución muy localizada en Egipto, en el Adriático y en las costas de Marruecos.

En la costa norte del levante almeriense (Cabo de Gata), se encuentran las praderas más extensas de Andalucía, que son una continuación de las existentes en Alicante y Murcia. Estas praderas cubren el fondo marino casi desde la orilla hasta unos 30 m de profundidad, y se extienden desde la cala de los Cocederos, en el límite con la provincia de Murcia, hasta Villaricos, a lo largo de la costa dominada por la sierra Almagrera. En toda esta zona, *Posidonia oceanica* crece tanto sobre roca, cerca de la orilla, como sobre arena, en especial las praderas profundas. Al sur de Villaricos, en la desembocadura del río Almanzora, está el segundo en importancia de la provincia de Almería, impide el crecimiento de las praderas, que desaparecen de forma natural hacia el sur, hasta la costa de Carboneras, desde esta localidad hasta el cabo de Gata se encuentran praderas de forma casi continua, aunque con una considerable gradación de norte a sur en cuanto a su extensión y cobertura, pasando desde las grandes praderas de la zona de Agua Amarga hasta las manchas dispersas pero vigorosas del cabo de Gata. En todo este tramo de costa, las praderas se encuentran principalmente sobre fondos rocosos y están ausentes del centro de las ensenadas más amplias, donde suelen desembocar ramblas, como el Playazo de Rodalquilar, San José y Los Genoveses. Pasado el cabo de Gata, hacia Almería, las praderas desaparecen de forma brusca por la influencia de los vientos de poniente, que son muy fuertes y por el tipo de fondo, sustratos blandos de arenas finas. Las primeras praderas de la bahía de Almería en dirección a poniente son las de Torregarcía. En el centro de la bahía, *Posidonia oceanica* es frecuente y se encuentra frente a Costacabana y la Universidad, frente a Almería capital e incluso dentro del puerto pesquero, y por toda la costa del Cañarete, donde la sierra de Gádor cae a pico al mar, Aguadulce, Roquetas (incluido el interior de los puertos de estas dos localidades) y Cerrillos. Sin embargo, está ausente frente a la desembocadura del río Andarax, el más importante de la provincia y que forma un delta de perfil triangular. En todo este tramo, las praderas se encuentran principalmente sobre arena, que en ocasiones puede llegar a ser muy fangosa, o sobre roca cerca de la orilla, en especial en los Bajos de Roquetas. El extremo occidental de la bahía de Almería, correspondiente a la punta del Sabinar y punta Entinas, presenta extensas praderas, en general poco densas y con una baja cobertura.

En la ensenada de Almerimar, desde punta Entinas hasta Guardias Viejas, se encuentran más densas y vigorosas. Una vez pasada la punta de Guardias Viejas y la Piedra del Moro, la costa gira hacia el noroeste en dirección a Balerna, Balanegra y Adra, con extensas playas arenosas. En este tramo de costa, abierto a los fuertes vientos de poniente con un sustrato arenoso, *Posidonia oceanica* está ausente, por las mismas razones que en la costa oriental de la bahía de Almería. Tampoco se ha encontrado desde Adra hasta el límite con Granada, pero no se descarta que haya alguna mancha sobre las rocas cerca de la orilla. Puede afirmarse que las praderas andaluzas relativamente extensas terminan en Guardias Viejas.

En la costa de Granada se encuentran sólo algunas manchas dispersas en ciertas localidades, donde se instalan sobre rocas o bloques en la base de acantilados y, generalmente, muy cerca de la costa, entre 2 y 5 m de



profundidad. Las manchas más extensas y abundantes se han detectado en playa Cambriles, en Castell de Ferro. También se han encontrado pequeñas manchas de esta planta en Punta Negra, y restos frescos de hojas y rizomas en La Rábida, que indican alguna mancha próxima. Las únicas localidades donde se ha encontrado *Posidonia oceanica* sobre arena en la costa granadina son frente a Castillo de Baños, entre 11 y 15 m de profundidad, y frente a Punta Negra, con plantas sueltas a 16 m de profundidad.

En las costas de Málaga puede decirse que *Posidonia oceanica* no forma ya verdaderas praderas, sino que se encuentra en forma de manchas de pequeña extensión o de plantas sueltas, en la zona de Maro-Cerro Gordo y entre Fuengirola y Marbella. Las plantas más occidentales se han hallado justo en el límite con la provincia de Cádiz, en la zona de Punta Chullera-Cala Sardina, que sería por lo tanto el límite occidental de esta especie, ya que en las costas africanas parece estar situado más hacia el este.

ALMERÍA:

Desde el año 2004, se ha detectado la presencia de biocenosis de *Posidonia oceanica* en el 70% de las localidades establecidas de la provincia. Hay que comentar que en la isla de Alborán y su entorno no se ha encontrado *Posidonia*, ni alguna otra fanerógama marina.

En el litoral de Almería la mayor parte de las praderas se encuentran en buen estado de conservación. No obstante existe un fuerte impacto sobre algunas de ellas como por ejemplo las localizadas en Cocedores, Carboneras, Terreros o Bajos de Roquetas. En Villaricos, la industria química de Carboneras, ha provocado un impacto irreversible sobre la pradera, estando ésta totalmente muerta en unos 2 km al sur del vertido y hasta los 10 m de profundidad. Dado que la pradera de la zona estaba destruida, se seleccionó esta zona para ubicar plantas de *Posidonia oceanica* procedentes del puerto de Roquetas de Mar (donde se iba a realizar un dragado) en una experiencia de traslado que finalizó en 2008 por pérdida de las parcelas por los temporales (trabajo realizado por la empresa *Tecnoambiente*, con la colaboración de la Universidad de Alicante). Aunque uno de los objetivos del proyecto era ver las posibilidades de repoblación de la zona afectada por el vertido, las matas trasplantadas más cercanas al mismo presentaban menor vigor y mayor mortalidad que en otras parcelas de referencia, por lo que parece que el efecto de los contaminantes químicos siguen afectando a la flora y fauna marinas a pesar de la depuradora que existe.

También el Monumento de los Bajos de Roquetas se ha visto afectado a poca profundidad como consecuencia de un vertido en la misma playa y por su parte exterior se han observado numerosas marcas de pesca de arrastre a profundidades no permitidas. En 2009 se pudo comprobar mediante inmersión y en vuelos con avioneta que las marcas de arrastre llegan hasta 9 metros de profundidad, y la pradera prácticamente ha desaparecido por debajo de 10 metros.

Durante 2010, se cartografió el tramo entre Villaricos y El Calón (602 de un total de 1.200 hectáreas).



Mapa 2. Distribución de *Posidonia oceanica*. (Obtenido del informe de Apoyo técnico a la gestión sostenible del medio marino. 2010. Junta de Andalucía)

GRANADA:

Los antecedentes cartográficos disponibles en relación a las praderas de fanerógamas marinas en el litoral andaluz actualmente suponen solo un referente, ya que no reflejan exactamente la distribución actual de las praderas de dichas fanerógamas, por lo que no se puede asegurar su vigencia, presentando además en determinados casos notables incorrecciones como por ejemplo los datos aportados por el SIGLA (2001). Las praderas de fanerógamas son sistemas vivos sujetos a cambios por lo que, pasados más de 10 años desde que se realizó esta cartografía, podría haber cambios en la presencia, cobertura o densidad de las praderas de unas u otras especies. Esta cartografía da una superficie de *Posidonia oceanica* de unas 66 hectáreas para la provincia de Granada. Existen zonas en las que se ha producido una evidente regresión de las praderas, por lo que estos datos no reflejarían exactamente la superficie total cubierta por esta especie así como es también muy dudosa la presencia de esta especie en determinadas zonas como indica esta cartografía.

Desde el año 2004 se ha detectado presencia de biocenosis de *Posidonia oceanica* en el 20% de las localidades establecidas en la provincia de Granada, quedando restringidas además estas biocenosis al extremo oriental de dicha provincia.

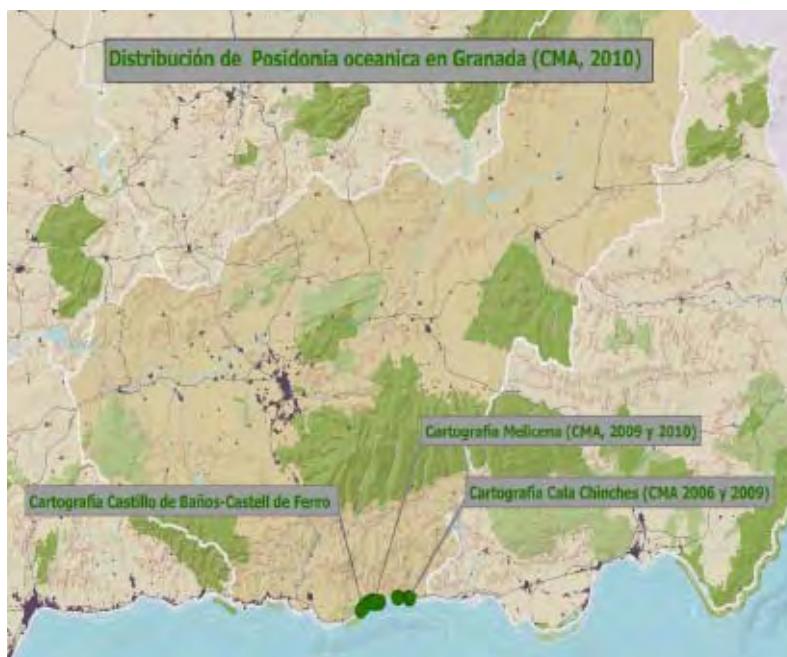
En la provincia de Granada las praderas se pueden catalogar como “semipraderas” con una densidad que oscila entre los 50-400 haces/m², que se localizan tanto sobre sustratos blandos como rocosos, en ambos casos someros no sobrepasando los 14-15 metros de profundidad. En general constituyen manchas más o menos grandes con grandes discontinuidades siendo las más importantes las localizadas en el Cala Chinchas, Melicena y el tramo Castillo de Baños-Castell de Ferro.

En el 2006 se llevó a cabo la cartografía de la pradera de Cala Chinchas y durante el 2008 se llevó a cabo la cartografía de la pradera ubicada en el tramo Castell de Ferro-Castillo de Baños. En 2009 se cartografió en las localidades de Cala Chinchas y Melicena detectándose en menor medida en Castell de Ferro. Los datos de densidad obtenidos en Cala Chinchas fueron de 428 haces/m² y en Melicena 408 haces/m². En algunas de las inspecciones realizadas tanto en 2006 como en 2008 se detectaron huellas de arrastre ilegal en las praderas. En 2009 no se



volvieron a detectar esas huellas de arrastre, pero sí se constató presencia de artes de pesca artesanal (alcatruces) calados en el área de presencia de esta fanerógama.

Durante 2010, se cartografió una localidad de la costa de Granada (Melicena): encontrando 10,57 hectáreas de esta fanerógama, de un total de 60,45 hectáreas cartografiadas. 2,66 hectáreas corresponden a zona de matas muertas de *Posidonia oceanica*.



Mapa 3. Distribución de *Posidonia oceanica* en parte de la demarcación Estrecho-Alborán. (Obtenido del informe de Apoyo técnico a la gestión sostenible del medio marino. 2010. Junta de Andalucía)

MÁLAGA:

Existen zonas en las que se ha producido una fuerte regresión de las praderas de *Posidonia oceanica*, y es por tanto muy dudosa la presencia de esta especie en determinadas zonas como indica esta cartografía. Esta cartografía da una superficie de *Posidonia oceanica* de unas 650 hectáreas para la provincia de Málaga. Desde el año 2004 se ha detectado la presencia de biocenosis de *Posidonia oceanica* en distintos puntos del litoral de la provincia.

Actualmente, en el litoral de la provincia de Málaga aparece de forma irregular y dispersa. Su distribución obedece a dos tipos de causas: causas naturales y causas derivadas de la acción antrópica. Dentro de las primeras se incluye que en el litoral de Málaga la especie se encuentra al borde de su límite de distribución occidental lo que hace que no llegue a formar verdaderas praderas si no que se presente en forma de “semipraderas” o de manchas sueltas. Por otro lado, la poca transparencia del agua en este tramo de litoral no favorece el desarrollo de esta especie más allá de los 14-18 metros de profundidad, lo que determina que las praderas de *Posidonia oceanica* sean por lo general muy someras, no sobrepasando los 14 metros de profundidad. Entre los factores de origen antrópico destacan la pesca de arrastre practicada de forma ilegal sobre estas praderas, o los distintos tipos de obras litorales que generalmente afectan en mayor o menor medida a la transparencia del agua que es el factor que más condiciona el crecimiento y desarrollo de la especie. También se incluyen aquí los derivados de los procesos de contaminación (vertidos) y de las actividades de ocio como el fondeo de embarcaciones de recreo.



En la provincia de Málaga las praderas de *Posidonia oceanica* se pueden catalogar como “semipraderas” con una densidad que oscila entre los 398-1067 haces/m², y en todos los casos, salvo en Molino de Papel, se localizan sobre sustratos rocosos muy someros entre 0.8-11 m de profundidad, o la abrigo de éstos. En general constituyen manchas más o menos grandes con importantes discontinuidades localizándose generalmente en la base de acantilados o asociadas a salientes rocosos, distribuyéndose en tres grandes áreas: zona oriental, en el tramo comprendido entre Molino de Papel-Nerja; zona centro, en el tramo comprendido entre Calaburras-Calahonda; y zona occidental, Estepona-Chullera. La biocenosis de Punta Chullera se puede considerar como el límite de distribución occidental de la especie.



Mapa 3. Distribución de *Posidonia oceanica* en parte de la demarcación Estrecho-Alborán (Obtenido del informe de Apoyo técnico a la gestión sostenible del medio marino. 2010. Junta de Andalucía)

CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Especies y comunidades características asociadas:

Sobre las hojas de la planta se encuentra una comunidad bastante inestable debido a su continua renovación. Por otro lado, las estructuras formadas por los rizomas y la por la mata son más estables y complejas y albergan una gran cantidad de organismos. Las especies que colonizan las hojas de *Posidonia oceanica*, que se conocen con el nombre de “epífitos” pueden ser tanto vegetales (básicamente algas) como animales. Entre las algas pardas cabe subrayar la importancia de *Sphacelaria cirrosa*, *Myrionema orbiculare*, *Giraudia sphacelaroides* y *Cladosiphon cylindricus*, mientras que entre las algas rojas es importante la presencia de las especies *Acrochaetium daviesii*, *Stylonema alsidii*, *Ceramium flaccidum*, *Dasya corymbifera* y *Herposiphonia secunda*. Por otro lado, entre los animales que colonizan las hojas cabe subrayar la presencia de los briozoos incrustantes *Fenestulina joannae*, *Chirozopora brogniartii*, *Lichenophora radiata* y *Disporella hispida*. También los hidroideos con las especies *Sertularia perpusilla*, *Plumularia oblicua*, *Agalophenia harpado*, *Clytia hemisphaerica* y *Campanularia asimétrica*, tienen mucha importancia en la colonización de las hojas. Entre los epífitos animales que colonizan las hojas de destacar la presencia de los poliquetos de la familia Spirorbidae con las especies *Janua pseudocorrugata* y *Pileoraria militaris*.

Además de las especies incrustantes animales y vegetales existe también la fauna móvil asociada a la parte aérea (hojas) de la fanerógama. Las especies más representativas son crustáceos anfípodos que pertenecen a la familia Ampeliscidae (*Ampelisca pseudospinimana*), Corophidae (*Siphonocetes dellavallei*) y Lysianassidae (*Lysianassa*



caesarea). Entre los crustáceos decápodos destaca la familia Hipolitoidae con las especies *Hippolyte inermes*, *Hippolyte holthuisi* y *Hippolyte garciaraso*. Los moluscos que se encuentran en las hojas son en casi su totalidad gasterópodos, representados por las especies *Rissoa auriscalpum*, *Rissoa variabilis*, *Rissoa ventricosa* y *Rissoa violacea*. Entre los peces que se encuentran en las hojas cabe subrayar la presencia de *Opeatogenys gracilis*.

La flora y fauna que se desarrolla en los rizomas y en la mata, depende de las características del sustrato donde se desarrolla la pradera: (i) si el sustrato es arenoso la flora no tendrá una diversidad específica elevada y la fauna estará compuesta por especies propias del sustrato blando adyacente. (ii) si la pradera se desarrolla sobre sustrato rocoso la flora y la fauna serán parecidas a las presentes en una comunidad de algas situada a una profundidad similar, con una mayor riqueza de las especies propias de luz escasa (esciáfilas) o no muy intensa (hemiesciáfilas).

La mayor parte de algas que crece en los rizomas son esciáfilas y están adaptadas a la escasa iluminación debida a la densa cobertura de las hojas. Entre las especies más importantes cabe destacar las algas rojas *Peyssonnelia squamaria*, y *Peyssonnelia rubra*. Por otro lado los poliquetos constituyen la comunidad más importante en los rizomas, pudiendo alcanzar más del 80% del total de la fauna. Entre las familias más importantes cabe destacar Syllidae, Nereidae, Aphroditidae y Phyllodocidae. También en los rizomas, los gasterópodos son el grupo más importantes de los moluscos.

La Ictiofauna asociada a las praderas se puede clasificar entre especies residentes como: *Symphodus rostratus*, *Symphodus cinereus*, *Labrus merula*, *Labrus viridis*, *Coris julis*, *Diplodus vulgaris*, *Diplodus annularis*, *Boops boops*, *Sarpa sarpa*, que utilizan temporalmente la pradera, y especies ocasionales que están presentes en algún momento de su vida en la pradera. Cabe subrayar la importancia de las praderas como zona de alevinaje y de crecimiento para muchas especies de peces y crustáceos de alto interés comercial (Luque y Templado, 2004).

El conjunto de estas características hace que el funcionamiento de las praderas de *Posidonia oceanica* tenga repercusiones importantes tanto desde el punto biológico como ecológico, en los ecosistemas costeros de la demarcación Estrecho-Alborán.

Lista de especies descritas en las praderas de *Posidonia oceanica* del litoral de Almería (Luque y Templado, 2004; Junta de Andalucía, 2010):

FORAMINÍFEROS

Quinqueloculina ungeriana d'Orbigny, 1846
Triloculina rotunda d'Orbigny, 1826
Nubecularia lucifuga DeFrance, 1825
Nubecularia massutiana Colom, 1942
Cibicides lobatulus (Walker y Jacob, 1798)
Discorbis obtusa (d'Orbigny, 1846)
Rosalina globularis d'Orbigny, 1826
Elphidium macellum (Fichtel y Molí, 1798)
Planorbulina mediterraneanensis d'Orbigny, 1826
Rosalina posidonicola (Colom, 1942)
Miniacina miniacea Pallas, 1766

Poríferos

CALCIESPONJAS

Clathrina contorta (Bowerbank, 1866)
Clathrina coriacea (Montagu, 1812)
Leuconia aspera (Schmidt, 1862)
Leucosolenia variabilis (Haeckel, 1870)
Sycon ciliatum (Fabricius, 1780)
Sycon elegans (Bowerbank, 1845)
Sycon raphanus (Schmidt, 1862)

DEMOSPONJAS

Oscarella lobularis (Schmidt, 1862)

Chondrosia reniformis (Nardo, 1847)
Batzella inops (Topsent, 1891)
Ulosa digitata (Schmidt, 1862)
Mycale massa (Schmidt, 1862)
Phorbas fictitius (Bowerbank, 1866)
Phorbas tenacior (Topsent, 1925)
Hamigera hamigera (Schmidt, 1862)
Hymedesmia versicolor (Topsent, 1893)
Hymedesmia pansa Bowerbank, 1882
Crambe crambe (Schmidt, 1862)
Haliclona fulva Topsent, 1893
Haliclona mediterranea Griessinger, 1971
Callyspongia septimaniensis (Griessinger, 1971)
Dysidea fragilis (Montagu, 1818)
Dysidea avara (Schmidt, 1862)
Ircinia variabilis (Schmidt, 1847)
Spongia virgultosa Schmidt, 1868
Cacospongia mollior Schmidt, 1862

Cnidarios

HIDROZOOS

Eudendrium racemosum (Cavolini, 1785)
Obelia geniculata (Linnaeus, 1758)
Clytia haemisphaerica (Linnaeus, 1767)

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV
102



Campanularia assymetrica (Stechow, 1919)
Coryne muscoides (Linnaeus, 1767)
Sertularella gadichaudi (Lamouroux, 1824)
Plumularia obliqua (Johnson, 1847)
Aglaophenia octodonta (Heller, 1868)
Aglaophenia pluma (Linnaeus, 1758)
Aglaophenia harpago von Schneck, 1965
Antenella secundaria (Gmelin, 1791)
Sertularia perspusilla Stechow, 1919

ANTOZOOS

Cornularia cornucopiae (Pallas, 1766)
Cerianthus membranacea (Spallanzani, 1784)
Arachnanthus nocturnus den Hartog, 1977
Alicia mirabilis Johnston, 1861
Anemonia sulcata (Pennant, 1777)
Paranemonia cinerea (Contarini, 1844)
Paractinia striata (Risso, 1826)
Bunodactis verrucosa (Pennant, 1777)
Aiptasia mutabilis (Gravenhorst, 1831)

Platelmintos

Prostheceraeus roseus Lang, 1884
Prostheceraeus giesbrechtii Lang, 1884
Thysanozoon brocchii Grube, 1840

Nemertinos

Tubulanus annulatus (Montagu, 1804)

Equiúridos

Bonellia viridis Rolando, 1821

Simpuncúlidos

Phascolosoma granulatum Leuckart, 1828

Anélidos

POLIQUETOS

Nereiphylla paretii Blainville, 1828
Nereiphylla pusilla (Claparède, 1870)
Nereiphylla rubiginosa (Saint-Joseph, 1888)
Notophyllum foliosum (Sars, 1835)
Phyllodoce lamelligera (Linnaeus, 1791)
Phyllodoce laminosa Savigny, 1818
Phyllodoce longipes Kinberg, 1866
Phyllodoce maculata (Linnaeus, 1767)
Phyllodoce madeirensis Langerhans, 1880
Phyllodoce mucosa Oersted, 1843
Eulalia expusilla Pleijel, 1987
Eulalia tripunctata McIntosh, 1874
Eulalia viridis (Linnaeus, 1767)
Eumida sanguinea (Oersted, 1843)
Mystides caeca Langerhans, 1880
Pseudomystides limbata (Saint-Joseph, 1888)
Pirakia punctifera (Grube, 1860)
Pterocirrus macroceros (Grube, 1860)
Pterocirrus limbata Claparède, 1868
Lacydonia miranda Marión y Bobretzky, 1875
Glycera tessellata Grube, 1863
Ephesiella abyssorum (Hansen, 1878)
Gyptis rosea (Malmgren, 1874)
Hesiospina similis (Hessle, 1925)
Kefersteinia cirrata (Keferstein, 1862)
Podarke paluda Claparède, 1864
Syllidia armata Quatrefages, 1865
Amblyosyllis dorsigera Claparède, 1864

Amblyosyllis madeirensis Langerhans, 1879
Ehlersia ferrugina Langerhans, 1881
Eusyllis assimilis Marenzeller, 1875
Eusyllis lamelligera Marión y Bobretzky, 1875
Odontosyllis ctenostoma Claparède, 1868
Odontosyllis fulgurans (Audouin y Milne-Edwards, 1863)
Odontosyllis gibba Claparède, 1863
Pionosyllis lamelligera Saint-Joseph, 1886
Pionosyllis longocirrata Saint-Joseph, 1886
Pionosyllis pulligera (Krohn, 1852)
Syllides fulvus (Marión y Bobretzky, 1875)
Brania arminii (Langerhans, 1880)
Brania pusilla (Dujardin, 1839)
Exogone (Parexogone) convoluta Campoy, 1982
Exogone (P.) gambiae Lanera, Sordino y San Martín, 1994
Exogone (Exogone) dispar (Webster, 1879)
Exogone (E.) longicornis (Westheide, 1974)
Exogone (E.) naidina Oersted, 1845
Exogone (E.) rostrata Neville, 1933
Exogone (E.) verugera Claparède, 1868
Grubeosyllis euritmica Sarda, 1984
Grubeosyllis limbata (Claparède, 1868)
Grubeosyllis clávala (Claparède, 1863)
Grubeosyllis vieitezi (San Martín, 1984)
Parapionosyllis brevicirra (Day, 1954)
Parapionosyllis labronica Cognetti, 1965
Parapionosyllis minuta (Pierantoni, 1903)
Sphaerosyllis austriaca Banse, 1959
Sphaerosyllis campoyi San Martín, 1982
Sphaerosyllis cryptica Ben-Eliahu, 1977
Sphaerosyllis hystrix Claparède, 1863
Sphaerosyllis pirifera Claparède, 1868
Sphaerosyllis taylori Perkins, 1981
Sphaerosyllis xarifae Hartmann-Schröder, 1960
Eurysyllis tuberculata Ehlers, 1864
Haplosyllis spongicola (Grube, 1855)
Pseudosyllis brevipennis Grube, 1863
Syllis alternata Moore, 1908
Syllis armillaris Müller, 1771
Syllis compacta Gravier, 1900
Syllis columbretensis (Campoy, 1982)
Syllis corallicola Verrill, 1900
Syllis garciai (Campoy, 1982)
Syllis gerlachi (Hartmann-Schröder, 1960)
Syllis hyalina Grube, 1863
Syllis krohni Ehlers, 1864
Syllis lutea (Hartmann-Schröder, 1960)
Syllis mediterranea Ben-Eliahu, 1977
Syllis prolifera Krohn, 1852
Syllis torquata Marión y Bobretzky, 1875
Syllis truncata cryptica Ben-Eliahu, 1977
Syllis variegata Grube, 1860
Syllis westheidei San Martín, 1984
Trypanosyllis coeliaca Claparède, 1868
Trypanosyllis gemmipara Johnson, 1901
Trypanosyllis zebra (Grube, 1860)
Xenosyllis scabra (Ehlers, 1864)
Autolytus benazzi Cognetti, 1953
Autolytus edwardsi Saint-Joseph, 1887
Autolytus prolifer (Müller, 1788)
Autolytus quindecimdentatus Langerhans, 1884
Paraprocerastea crocantinae San Martín y Alós, 1989
Proceraea aurantiaca Claparède, 1864
Proceraea picta Ehlers, 1864



- Umbellysillis clavalis* (Langerhans, 1879)
Ceratonereis costae (Grube, 1840)
Hediste diversicolor (Müller, 1776)
Neanthes caudata (delle Chiaje, 1828)
Neanthes irrorata (Malmgren, 1867)
Nereis fucata (Savigny, 1818)
Nereis funchalensis (Langerhans, 1880)
Nereis rava Ehlers, 1868
Nereis zonata Malmgren, 1867
Platynereis dumerilii (Audouin y Milne-Edwards, 1833)
Perinereis cullrifera (Grube, 1840)
Websterinereis glauca (Claparède, 1870)
Aphrodite aculeata Linnaeus, 1761
Pontogenia chrysocoma (Baird, 1865)
Harmothoe areolata (Grube, 1860)
Harmothoe fraserthomsoni McIntosh, 1897
Harmothoe impar (Johnston, 1839)
Harmothoe longisetis (Grube, 1863)
Harmothoe ljunghmani (Malmgren, 1867)
Harmothoe lunulata (delle Chiaje, 1841)
Harmothoe reticulata (Claparède, 1870)
Harmothoe spinifera (Ehlers, 1864)
Polynoe scolopendrina Savigny, 1818
Subadyte pellucida (Ehlers, 1864)
Lepidonotus clava (Montagu, 1808)
Pholoe synophthalmica Claparède, 1868
Bhawania goodei Webster, 1884
Bhawania reysii Katzmán, Laubier y Ramos, 1973
Chrysopetalum debile (Grube, 1855)
Paleanotus chrysolepis Schmarda, 1861
Euphosine foliosa Audouin y Milne-Edwards, 1833
Spinther arcticus (Sars, 1851)
Hyalinoecia bilineata Baird, 1870
Eunice harassii Audouin y Müne-Edwards, 1833
Eunice torquata Quatrefages, 1865
Eunice vitlala (delle Chiaje, 1828)
Lysidice collaris Grube, 1870
Lysidice ninetta Audouin y Müne-Edwards, 1833
Nematonereis unicornis (Grube, 1840)
Arabella iricolor (Montagu, 1804)
Lumbrineris coccinea (Renier, 1804)
Lumbrineris funchalensis (Kinberg, 1855)
Lumbrineris gracilis (Ehlers, 1868)
Lumbrineris impatiens (Claparède, 1868)
Lumbrineris latreilli Audouin y Müne-Edwards, 1834
Lumbrineropsis paradoxa (Saint-Joseph, 1888)
Dorvillea rubrovittata (Grube, 1855)
Pettiboneia urciensis Campoy y San Martín, 1980
Protodorvillea kefersteini (McIntosh, 1869)
Schistomeringos rudolphi (delle Chiaje, 1828)
Naineris laevigata (Grube, 1855)
Protoaricia oerstedii (Claparède, 1864)
Aonides oxycephala (Sars, 1862)
Microspio meznickowiana (Claparède, 1868)
Polydora hoplura Claparède, 1870
Polydora socialis (Schmarda, 1861)
Prionospio cf. cirrifera Wirén, 1883
Prionospio multibranchiata Berkeley, 1927
Pseudomalacoceros tridentata (Southern 1914)
Spio filicornis (O. F. Müller, 1776)
Aricidea simonae Laubier y Ramos, 1973
Paradoneis lyra (Southern, 1914)
Aphelochaeta marioni (Saint-Joseph, 1894)
Caulleriella alata (Southern, 1914)
Caulleriella bioculata (Keferstein, 1862)
Cirratulus cirratus (Müller, 1776)
Cirriformia tentaculata (Montagu, 1808)
Monticellina dorsobranchialis (Kirkegaard, 1959)
Chaetopterus variopedatus (Renier, 1804)
Piromis eruca (Claparède, 1869)
Polyopthalmus pictus (Dujardin, 1839)
Sclerocheilus minutus Grube, 1863
Euclymene lumbricoides (Quatrefages, 1865)
Eumenia crasa Oersted, 1843
Johnstonia clymenoides Quatrefages, 1865
Micromaldane ornitochaeta Mesnil, 1897
Petaloproctus terricola Quatrefages, 1865
Branchiomaldane vincenti Langerhans, 1879
Capitella capitata (Fabricius, 1880)
Capitomastus minimus (Langerhans, 1880)
Heteromastus filiformis (Claparède, 1864)
Notomastus lineatus Claparède, 1868
Pseudoleiocypris fauveli (Harmelin, 1964)
Galathowenia oculata (Zaks, 1922)
Octobranchus lingulalus (Grube, 1863)
Amage adspersa (Grube, 1863)
Amphicteis gunneri (Sars, 1865)
Amphitrite cirrata Müller, 1776
Eupolymnia nebulosa (Montagu, 1818)
Lanice conchilega (Pallas, 1776)
Nicolea venustula (Montagu, 1818)
Nicolea zostericola (Oersted, 1844)
Pista cretacea (Grube, 1860)
Pista cristata (Müller, 1776)
Polycirrus aurantiacus Grube, 1860
Proclea graffi (Langerhans, 1884)
Sireblosoma bairdi (Malmgren, 1866)
Thelepus cincinnatus (Fabricius, 1780)
Thelepus setosus (Quatrefages, 1865)
Sabellaria spinulosa Leuckart, 1849
Amphiglena mediterranea (Leydig, 1851)
Branchiomma bombyx (Dalyell, 1853)
Branchiomma lucullana (delle Chiaje, 1828)
Chone acustica (Claparède, 1870)
Chone collaris Langerhans, 1880
Chone dunerii Malmgren, 1870
Chone infundibuliformis Kroyer, 1856
Demonax brachychona (Claparède, 1870)
Demonax langerhansii Knight-Jones, 1983
Fabricia sabella (Ehrenberg, 1836)
Fabriciola tonerella Banse, 1959
Megalomma vesiculosum (Montagu, 1815)
Myxicola aesthetica (Claparède, 1870)
Oriopsis armandi (Claparède, 1864)
Oriopsis eimeri eimeri (Langerhans, 1880)
Perkinsiana rubra (Rioja, 1818)
Potamilla torelli Malmgren, 1867
Sabella pavonina Savigny, 1822
Sabella spallanzanii (Viviani, 1805)
Filograna implexa Berkeley, 1827
Hydroides nigra Zibrowius, 1971
Hydroides pseudouncinata Zibrowius, 1971
Hydroides stoichadon Zibrowius, 1971
Josephella marenzelleri Caullery y Mesnil, 1896
Pomatoceros lamarckii (Quatrefages, 1865)
Pomatoceros triqueter (Linnaeus, 1767)
Serpula concharum Langerhans, 1880
Serpula massiliensis Zibrowius, 1971



Serpula vermicularis Linnaeus, 1767
Spirobranchus polytrema (Phüippi, 1844)
Vermiliopsis infundibulum (Linnaeus, 1788)
Vermiliopsis labiata (Costa, 1861)
Vermiliopsis striaticeps (Grube, 1862)
Janua pagenstecheri (Quatrefages, 1865)
Janua pseudocorrugata (Bush, 1904)
Pileolaria heteropoma (Zibrowius, 1968)
Pileolaria militaris Claparède, 1860
OLIGOQUETOS
Ponlodrilus litoralis (Grube, 1855)

Moluscos

POLIPLACÓFOROS

Lepidopleurus cajetanus (Poli, 1791)
Callochiton septemvalvis euplaeae (O. G. Costa, 1829)
Chiton corallinus (Risso, 1826)
Chiton olivaceus Spengler, 1797
Acanthochitona crinita (Pennant, 1777)
Acanthochitona fascicularis (Linnaeus, 1767)

GASTERÓPODOS

Diodora gibberula (Lamarck, 1822)
Diodora graeca (Linnaeus, 1758)
Emarginella huzardii (Payraudeau, 1826)
Emarginula adriatica O. G. Costa, 1829
Scissurella cosiala d'Orbigny, 1824
Sinezona cingulata (O. G. Costa, 1861)
Haliotis tuberculata lamellosa Lamarck, 1822
Clanculus cruciatus (Linnaeus, 1758)
Clanculus jussieui (Payraudeau, 1826)
Calliostoma conulus (Linnaeus, 1758)
Calliostoma laugierii (Payraudeau, 1826)
Gibbula magus (Linnaeus, 1758)
Gibbula rackeri (Payraudeau, 1826)
Gibbula turbinoides (Deshayes, 1835)
Gibbula drepanensis (Brugnone, 1873)
Gibbula umbilicaris (Linnaeus, 1758)
Jujubinus exasperatus (Pennant, 1777)
Jujubinus gravinae (Dautzenberg, 1881)
Jujubinus striatus (Linnaeus, 1758)
Jujubinus ruscurianus (Weinkauff, 1858)
Dikoleps pusilla (Jeffreys, 1847)
Tricolia pullus (Linnaeus, 1758)
Tricolia miniala (Monterosato, 1889)
Tricolia speciosa (von Mühlfeldt, 1824)
Tricolia tenuis (Michaud, 1829)
Bolma rugosa (Linnaeus, 1767)
Smaragdina viridis (Linnaeus, 1758)
Cerithium vulgatum Bruguière, 1792
Bittium simplex (Jeffreys, 1867)
Bittium latreillei (Payraudeau, 1826)
Bittium reliculalum (Da Costa, 1778)
Fossarus ambiguus (Linnaeus, 1758)
Skeneopsis planorbis (O. Fabricius, 1780)
Rissoa auriscalpium (Linnaeus, 1758)
Rissoa guerini Récluz, 1843
Rissoa similis Scacchi, 1836
Rissoa variabilis (von Mühlfeldt, 1824)
Rissoa ventricosa Desmarest, 1814
Rissoa violacea violacea Desmarest, 1814
Alvania beani (Hanley en Thorpe, 1844)
Alvania cancellata (Da Costa, 1778)
Alvania cimex (Linnaeus, 1758)
Alvania discors (Alian, 1818)

Alvania geryonia (Nardo, 1847)
Alvania lactea (Michaud, 1832)
Alvania lineala Risso, 1826
Alvania nestaresi Oliverio y Amati, 1990
Alvania mamillata Risso, 1826
Alvania scabra (Philippi, 1844)
Alvania pseudocingulata (Nordsieck, 1972)
Alvania semistriata (Montagu, 1808)
Alvania carinata (Da Costa, 1778)
Alvania simulans Locard, 1886
Alvania leñera (Philippi, 1844)
Manzonina crassa (Kanmacher, 1798)
Obtusella intersecta (Wood S.W., 1857)
Pusillina inconspicua (Alder, 1844)
Pusillina philippi (Nyst, 1843)
Selia aartseni (Verduin, 1984)
Setia fusca (Philippi, 1841)
Rissoina bruguieri (Payraudeau, 1826)
Circulus striatus (Philippi, 1836)
Nodulus contortus (Jeffreys, 1856)
Pisina glabrata (von Mühlfeldt, 1824)
Caecum auriculatum De Folin, 1868
Caecum trachea (Montagu, 1803)
Tornus subcarinatus (Montagu, 1803)
Calyptrea chinensis (Linnaeus, 1758)
Crepidula unguiformis Lamarck, 1822
Luria lurida (Linnaeus, 1758)
Erosaria spurca (Linnaeus, 1758)
Lamellaria perspicua (Linnaeus, 1758)
Triviapulex (Solander en Gray J. E., 1828)
Trivio monodia (Da Costa, 1778)
Payraudeautia intricata (Donovan, 1804)
Nalica dillwynii Payraudeau, 1826
Charonia lampas (Linnaeus, 1758)
Cheirodonta pallescens (Jeffreys, 1867)
Marshallora adversa (Montagu, 1803)
Monophorus perversus (Linnaeus, 1758)
Monophorus erythrosoma (Bouchet y Guillemot, 1978)
Monophorus thiriolae Bouchet, 1984
Metaxia metaxa (Delle Chiaje, 1828)
Cerithiopsis minima (Brusina, 1865)
Cerithiopsis jeffreysi Watson, 1885
Cerithiopsis nana Jeffreys, 1867
Cerithiopsis tubercularis (Montagu, 1803)
Dizoniopsis bilineata (Hoernes, 1848)
Epitonium commune (Lamarck, 1822)
Epitonium pulchellum (Bivona, 1832)
Gyroscaia lamellosa (Lamarck, 1822)
Ersilia mediterranea (Monterosato, 1869)
Melanella boscii (Payraudeau, 1827)
Melanella polila (Linnaeus, 1758)
Melanella praecurta (Pallary, 1904)
Parvioris microstoma (Brusina, 1864)
Vitreolina antiflexa (Monterosato, 1884)
Vitreolina incurva (Bucquoy, Dautzenberg y Dollfus, 1883)
Vitreolina philippi (Rayneval y Ponzi, 1854)
Hexaplex trunculus (Linnaeus, 1758)
Ocenebrina aciculata (Lamarck, 1822)
Muricopsis cristata (Brocchi, 1814)
Fusinus pulchellus (Philippi, 1844)
Buccinum corneum (Linnaeus, 1758)
Chauvetia mamillata (Risso, 1826)
Pollia dorbignyi (Payraudeau, 1826)
Pollia scabra Locard, 1886



- Nassarius incrassatus* (Stroem, 1768)
Columbella rustica (Linnaeus, 1758)
Vexillum ebenus (Lamarck, 1811)
Vexillum tricolor (Gmelin, 1791)
Gibberula miliaria (Linnaeus, 1758)
Gibberula philippii (Monterosato, 1878)
Conus mediterraneus Hwass en Bruguière, 1792
Mangelia paciniana (Calcara, 1839)
Mangelia smithii (Forbes, 1840)
Mangelia stossiciana Brusina, 1869
Mangelia unifasciata Deshayes, 1835
Mangelia vauquelini (Payraudeau, 1826)
Crassopleura incrassata (Dujardin, 1837)
Mitrolumna olivoidea (Cantraine, 1835)
Raphitoma concinna (Scacchi, 1836)
Raphitoma laviae (Philippi, 1844)
Raphitoma linearis (Montagu, 1803)
Raphitoma leufroyi (Michaud, 1828)
Philbertia philberti (Michaud, 1829)
Haedropleura septangularis (Montagu, 1803)
Rissoella opalina (Jeffreys, 1848)
Chrysallida decussata (Montagu, 1803)
Chrysallida doliolum (Philippi, 1844)
Chrysallida emacialis (Brusina, 1866)
Chrysallida intermixta (Monterosato, 1884)
Chrysallida jeffreysiana (Monterosato, 1884)
Chrysallida obtusa (Brown, 1827)
Chrysallida suturalis (Philippi, 1844)
Chrysallida excavata (Philippi, 1836)
Eulimella acicula (Philippi, 1836)
Odostomia carrozal van Aartsen, 1987
Odostomia pilcala (Montagu, 1803)
Odostomia scalaris MacGillivray, 1843
Odostomia striolala Forbes y Hanley, 1837
Odostomia turnia Hanley, 1844
Odostomia conoidea (Brocchi, 1814)
Ondina vitrea (Brusina, 1866)
Ondina warreni scandens (Monterosato, 1884)
Turbonilla gradala (Bucquoy, Dautzenberg y Dollfus, 1883)
Turbonilla internodula (S. Wood, 1848)
Turbonilla jeffreysi (Jeffreys, 1848)
Turbonilla sriatula (Linnaeus, 1758)
Turbonilla pusilla (Philippi, 1844)
Miralda bulinea (Lowe, 1841)
Retusa truncatula (Bruguière, 1792)
Elysia translucens Pruvot-Fol, 1957
Berthella plumula (Montagu, 1803)
Petalifera petalifera (Rang, 1828)
Aegires palensis Ortea, Luque y Templado, 1990
Aegires leuckarti Verany, 1853
Hypselodoris picta (Schultz en Philippi, 1836)
Paradoris indecora (Bergh, 1881)
Trilonia manicata Deshayes, 1853
Janolus cristatus (Delle Chiaje, 1841)
Facelina rubrovillala (Costa, 1866)
Cuthona caerulea (Montagu, 1804)
Cuthona genovae (O'Donoghue, 1929)
Wüliamiamia gussonii (O. G. Costa, 1829)
- BIVALVOS**
Arca noae (Linnaeus, 1758)
Barbatia barbata (Linnaeus, 1758)
Striarca lactea (Linnaeus, 1758)
Musculus costulatus (Risso, 1826)
Modiolarca subpicta (Cantraine, 1835)
- Modiolula phaseolina* (Philippi, 1844)
Pinna nobilis Linnaeus, 1758
Pinna rudis Linnaeus, 1758
Lissopecten hyalinus (Poli, 1795)
Chlamys varia (Linnaeus, 1758)
Anomia ephippium (Linnaeus, 1758)
Lima exilis Wood S.V., 1839
Lima hians (Gmelin, 1791)
Cieña decussata (O.G. Costa, 1829)
Galeomma turtoni Turton, 1825
Kellia suborbicularis (Montagu, 1803)
Cardita calyculata (Linnaeus, 1758)
Glans trapezia (Linnaeus, 1767)
Venericardia antiquata (Linnaeus, 1758)
Plagiocardium papillosum (Poli, 1795)
Venus verrucosa Linnaeus, 1758
Irus irus (Linnaeus, 1758)
Petricola lajonkairii (Payraudeau, 1826)
Hiatella arctica (Linnaeus, 1767)
- CEFALÓPODOS**
Sepiola rondeleti Leach, 1817
Sepietta obscura Naef, 1916
Sepia officinalis Linnaeus, 1758
Octopus vulgaris Cuvier, 1798
Octopus macropus Risso, 1826
- Artrópodos**
CRUSTÁCEOS
Misidáceos
Anchialina agilis (G. O. Sars, 1877)
Leptomysis posidoniae Whittmann, 1896
Leptomysis buergii (Bacescu, 1966)
Mysidopsis gibbosa G. O. Sars, 1864
Siriella clausi G. O. Sars, 1877
- Anfípodos**
Lysianassa caesarea Ruffo, 1987
Lysianassa ceratina (Walker, 1889)
Lysianassa costae Milne Edwards, 1830
Lysianassa pilicornis Heller, 1866
Orchomene humilis (Costa, 1853)
Scopelochirus hopei (Costa, 1851)
Tmetonyx nardonis (Heller, 1866)
Ampelisca pseudospinimana Bellan-Santini y Kaim Malka, 1977
Ampelisca rubella Costa, 1864
Ampelisca unidentata Schellenberg, 1936
Iphimedia minuta Sars, 1882
Iphimedia serratipes Ruffo y Schiecke, 1979
Colomastix pusilla Grube, 1861
Amphilochus neapolitanus Della Valle, 1893
Amphilochus picadurus Barnard, 1962
Leucothoe euryonyx Walker, 1901
Leucothoe spinicarda (Abilgaard, 1789)
Stenothoe monoculoides (Montagu, 1815)
Hyale nilsoni (Rathke, 1843)
Hyale perieri (Lucas, 1846)
Hyale schmidtii (Heller, 1866)
Hyale stebbingi Chevreux, 1888
Elasmopus pecteniscus (Bate, 1862)
Elasmopus pocillimanus (Bate, 1862)
Elasmopus vachoni A. Mateus y E. Mateus, 1966
Gammarella fucicola (Leach, 1814)
Maera grossimana (Montagu, 1808)
Maera hamigera Haswell, 1880
Maera hirondellei Chevreux, 1900



Maera inaequipes (Costa, 1857)
Perioculodes aequimanus (Kossmann, 1880)
Perioculodes longimanus (Bate y Westwood, 1868)
Synchelidium longidigitatum Ruffo, 1947
Harpinia ala Karaman, 1987
Harpinia antennaria Meinert, 1890
Metaphoxus simplex (Bate, 1857)
Liljeborgia dellavallei Stebbing, 1906
Liljeborgia kinahani (Bate, 1862)
Liljeborgia pallida (Bate, 1857)
Eusiroides dellavallei Chevreux, 1899
Apherusa alacris Krapp-Schickell, 1969
Apherusa bispinosa (Bate, 1857)
Apherusa chiereghinii Giordani-Soika, 1950
Atylus guttatus (Costa, 1851)
Atylus uedlomensis (Bate y Westwood, 1862)
Dexamine spinosa (Montagu, 1813)
Dexamine spiniventris (A. Costa, 1853)
Dexamine thea Boeck, 1861
Tritaeta gibbosa (Bate, 1862)
Amphitoe helleri Karaman, 1975
Amphitoe ramondi Audouin, 1826
Peramphitoe spuria (Krapp-Schickel, 1978)
Aora gracilis (Bate, 1857)
Aora spinicornis Afonso, 1976
Aora typica Krøyer, 1845
Lembos websteri Bate, 1856
Leptocheirus bispinosus Norman, 1908
Leptocheirus guttatus (Grube, 1864)
Leptocheirus pilosus Zaddach, 1844
Microdeutopus algicola Della Valle, 1893
Gammaropsis maculata (Johnston, 1828)
Photis lamellifera Schellenberg, 1928
Monocorophium acherusicum (Costa, 1857)
Erichthonius brasiliensis (Dana, 1855)
Erichthonius difformis Milne Edwards, 1830
Erichthonius punctatus (Bate, 1857)
Caprella acanthifera Leach, 1814
Caprella rapax Mayer, 1890
Phtisica marina Slabber, 1769
Pseudoprotella phasma (Montagu, 1804)
Isópodos
Cymodoce truncata (Leach, 1814)
Limnoria mazzellae Cookson y Lorenti, 2001
Sphaeroma serratum (Fabricius, 1787)
Astacilla mediterranea Koehler, 1911
Idotea hectica (Pallas, 1772)
Leptostráceos
Nebalia hipes (Fabricius, 1780)
Decápodos
Stenopus spinosus Risso, 1827
Processa edulis (Risso, 1816)
Processa macrophthalma Nouvel&Holthuis, 1957
Processa noveli Al-Adhub & Williamson, 1975
Hippolyte garciarasoí D'Udeken dAcoz, 1996
Hippolyte holthuisi Zariquiey-Álvarez, 1953
Hippolyte inermis Leach, 1815
Hippolyte longirostris (Czerniavsky, 1868)
Hippolyte leptocerus (Heller, 1863)
Thoralus cranchii (Leach, 1817)
Eualus occultus (Lebour, 1936)
Lysmata seticaudata (Risso, 1816)
Gnathophyllum elegans (Risso, 1816)
Brachycarpus biunguiculatus (Lucas, 18[^]

Typton spongicola Costa, 1844
Athanas nitescens (Leach, 1814)
Alpheus macrocheles (Halistone, 1835)
Alpheus dentipes Guérin, 1832
Synalpheus hululensis Coutiére, 1908
Synalpheus gambarelloides (Nardo, 1847)
Palaemon xiphias Risso, 1816
Pantonia pinnophylax (Otto, 1821)
Scyllarus pygmaeus (Bate, 1888)
Scyllarus arctus (Linnaeus, 1758)
Scyllarides latus (Latreille, 1803)
Palinurus elephas (Fabricius, 1787)
Upogebia deltaura (Leach, 1815)
Galathea squamifera Leach, 1814
Galathea bolivari Zariquiey-Álvarez, 195
Porcellana platycheles (Pennant, 1777)
Pisidia longicornis (Linnaeus, 1767)
Pagurus anachoretus Risso, 1827
Anapagurus chiroacanthus (Liljeborg, 1830)
Cestopagurus timidus (Roux, 1830)
Calcinus tubularis (Linnaeus, 1767)
Dromia personata (Linnaeus, 1758)
Ebalia deshayesi Lucas, 1846
Ebalia edwardsi Costa, 1838
Illia nucleus (Linnaeus, 1758)
Sirpus zariquieyi Gordon, 1953
Xantho incisus (Leach, 1814)
Xantho pilipes A. Milne Edwards, 1867
Pinnotheres pisum (Linnaeus, 1767)
Pilumnus hirtellus (Linnaeus, 1761)
Pilumnus villosissimus (Rafinesque, 1814)
Paractaea monodi Guinot, 1969
Herbstia condyliata (Fabricius, 1787)
Eurynome spinosa Hailstone, 1835
Acanthonyx lunulatus (Risso, 1816)
Pisa nodipes (Leach, 1815)
Pisa tetraodon (Pennant, 1777)
Pisa cf. carinimana Miers, 1879
Pisa muscosa (Linnaeus, 1758)
Achaeus gracilis (Costa, 1839)
Achaeus cranchii Leach, 1817
Maja crispata Risso, 1827
Inachus phalangium (Fabricius, 1775)
Macropodia czerniauski (Brandt, 1880)
Macropodia longirostris (Fabricius, 1775)
Picnogónidos
Achelia langi (Dohrn, 1881)
Achelia echinata Hodge, 1864
Tanystylum conirostre (Dohrn, 1881)
Ammothella longipes (Hodge, 1864)
Lofoforados
FORONÍDEOS
Phoronis australis Haswell, 1883
Briozoos
Ctenostomata
Arachnidium fibrosum Hincks, 1880
Mimosella verticilata (Heller, 1867)
Amathia lendigera (Linnaeus, 1761)
Cheilostomata
Reptadeonella violacea Johnston, 1847
Aetea sica (Couch, 1844)
Aetea truncata (Landsborough, 1852)
Schizomavella auriculata (Hassall, 1842)
Pentapora ottomulleriana (Moli, 1803)



Scrupocellaria delillii Audouin, 1826
Cellaria salicornioides Lamaoroux, 1816
Turbicellepora magnicostata (Barroso, 1919)
Chlidonia piriformis (Bertoloni, 1810)
Chorizopora brongniartii (Audouin, 1826)
Collarina balzaci (Audouin, 1826)
Electro posidoniae Gautier, 1957
Haplopoma impressum (Audouin, 1829)
Margaretta cereoides (Ellis y Solander, 1786)
Fenestrulina joannae (Calvet, 1902)
Myriapora truncata (Pallas, 1766)
Reteporella septentrionalis (Harmer, 1933)
Schizobrachiella sanguinea (Norman, 1868)

Cyclostomata

Crisia eburnea (Linnaeus, 1758)
Disporella hispida (Fleming, 1828)
Lichenopora radiata (Audouin, 1826)
Platonea stoechas Harmelin, 1976

BRAQUIÓPODOS

Argyrotheca cordata (Risso, 1826)

Equinodermos

CRINOIDEOS

Antedon mediterranea (Lamarck, 1816)

HOLOTURIOIDEOS

Holothuria tubulosa Gmelin, 1788
Holothuria sanctori (Delle Chiaje, 1823)
Holothuria mammata (Grübe, 1840)
Holothuria polii Delle Chiaje, 1823
Holothuria forskali Delle Chiaje, 1823
Holothuria helleri von Marenzeller, 1878
Phyllophorus urna (Grübe, 1840)
Ocnus planci (Brandt, 1935)
Pawsonia saxicola (Brady y Robertson, 1871)

ASTEROIDEOS

Asterina pancerii (Gaseo, 1870)
Echinaster sepositus (Retzius, 1783)
Ophidiaster ophidianus (Lamarck, 1816)
Marthasterias glacialis (Linnaeus, 1758)

OFIUROIDEOS

Amphipholis squamata (Delle Chiaje, 1828)
Acrocnida brachiata (Montagu, 1804)
Ophiomyxa pentagona (Lamarck, 1816)
Ophiothrix fragilis (Abilgaard, 1789)
Ophioderma longicaudum (Retzius, 1805)

EQUINOIDEOS

Arbacia lixula (Linnaeus, 1758)
Sphaerechinus granularis (Lamarck, 1816)
Psammechinus microtuberculatus (Blainville, 1825)
Paracentrotus lividus (Lamarck, 1816)
Genocidaris maculata Agassiz, 1869
Echinocyamus pusillus (Müller, 1766)
Brissus unicolor (Leske, 1778)

Tunicados

ASCIDIÁCEOS

Ascidia mentula Müller, 1776
Phallusia fumigala (Grübe, 1864)
Phallusia ingeria Traustedt, 1883
Didemnum coccineum (Drasche, 1883)
Didemnum commune (Della Valle, 1877)
Didemnum coriaceum (Drasche, 1883)
Didemnum lahillei Hartmeyer, 1909
Didemnum maculosum (Milne-Edwards, 1841)

Diplosoma listerianum (Milne-Edwards, 1841)
Polysyncraton bilobatum Lafarque, 1968
Cystodytes dellechiaiei (Della Valle, 1877)
Eudistoma costai (Della Valle, 1877)
Aplidium albicans (Milne-Edwards, 1841)
Aplidium conicum (Olivi, 1792)
Aplidium hyalinum (Peres, 1956)
Aplidium elegans (Giard, 1872)
Aplidium turbinatum Savigny, 1816
Pseudodistoma crucigaster Gaill, 1972
Pseudisidoma cyrnusense Peres, 1952
Pyura microcosmus (Savigny, 1816)
Halocynthia papulosa (Linnaeus, 1758)
Microcosmus nudisigma C. Monniot, 1962
Botryllus leachi (Savigny, 1816)
Botryllus schlosseri (Pallas, 1776)

PECES

Myliobatis aquila (Linnaeus, 1758)
Torpedo torpedo (Linnaeus, 1758)
Torpedo marmorata Risso, 1810
Muraena helena Linnaeus, 1758
Gymnothorax unicolor (Delaroche, 1809)
Conger conger (Linnaeus, 1758)
Ariosoma balearicum (Delaroche, 1809)
Phycis phycis (Linnaeus, 1766)
Ophidium rosei Müller, 1845
Apletodon incognitus Hofrichter y Patzner, 1997
Diplecogaster bimaculata (Bonnaterre, 1788)
Lepadogaster lepadogasler (Bonnaterre, 1788)
Lepadogaster candollei Risso, 1810
Opeatogenys gracilis (Canestrini, 1864)
Synodus saurus (Linnaeus, 1758)
Cheilopogon heterurus (Rafinesque, 1810)
Atherina hepsetus Linnaeus, 1758
Hippocampus hippocampus (Linnaeus, 1758)
Hippocampus guttulatus Cuvier, 1829
Syngnathus lyphle Linnaeus, 1758
Syngnathus acus Linnaeus, 1758
Nerophis maculatus Rafinesque, 1810
Nerophis ophidion (Linnaeus, 1758)
Scorpaena scrofa Linnaeus, 1758
Scorpaena porcus Linnaeus, 1758
Scorpaena notata Rafinesque, 1810
Dicentrarchus punctatum (Bloch, 1792)
Epinephelus marginatus (Lowe, 1834)
Epinephelus coslae (Steindachner, 1878)
Serranus cabrilla (Linnaeus, 1758)
Serranus scriba (Linnaeus, 1758)
Serranus hepatus (Linnaeus, 1758)
Apogon imberbis (Linnaeus, 1758)
Trachinotus ovalus (Linnaeus, 1758)
Mullus barbatus Linnaeus, 1758
Mullus surmuletus Linnaeus, 1758
Parapristipoma oclolinealum (Valenciennes, 1833)
Pomadasys bonnellii (Lowe, 1814)
Dentex dentex (Linnaeus, 1758)
Sarpa salpa (Linnaeus, 1758)
Boops boops (Linnaeus, 1758)
Spondylisoma cantharus (Linnaeus, 1758)
Oblada melanura (Linnaeus, 1758)
Diplodus cervinus (Lowe, 1838)
Diplodus vulgaris (G. Saint-Hilaire, 1817)
Diplodus annularis (Linnaeus, 1758)



Diplodus sargus (Linnaeus, 1758)
Diplodus puntazzo (Gmelin, 1789)
Pagrus pagrus Linnaeus, 1758
Sparus aurata Linnaeus, 1758
Lithognathus mormyrus (Linnaeus, 1758)
Pagellus erythrinus (Linnaeus, 1758)
Pagellus acarne (Risso, 1826)
Spicara maena (Linnaeus, 1758)
Spicara smaris (Linnaeus, 1758)
Sciaena umbra Linnaeus, 1758
Chromis chromis (Linnaeus, 1758)
Liza aurata (Risso, 1810)
Labrus merula Linnaeus, 1758
Labrus viridis Linnaeus, 1758
Symphodus rostratus (Bloch, 1797)
Symphodus roissali (Risso, 1810)
Symphodus ocellatus (Forsskál, 1775)
Symphodus doderleini Jordán, 1891
Symphodus melops (Linnaeus, 1758)
Symphodus mediterraneus (Linnaeus, 1758)
Symphodus cinereus (Bonnaterre, 1788)
Symphodus tinca (Linnaeus, 1758)
Symphodus melanocercus (Risso, 1810)
Ctenolabrus rupestris (Linnaeus, 1758)
Coris julis (Linnaeus, 1758)
Thalassoma pavo (Linnaeus, 1758)
Tripterygion tripteronotus (Risso, 1810)
Lipophrys nigriceps (Vinciguerra, 1833)
Lipophrys canevai (Vinciguerra, 1880)
Parablennius sanguinolentus (Pallas, 1811)
Parablennius incognitus (Bath, 1968)
Parablennius gattorugine (Brünnich, 1768)
Parablennius rouxi (Coceo, 1833)
Gobius paganellus Linnaeus, 1758
Gobius cruentatus Gmelin, 1789
Gobius bucchichii Steindachner, 1870
Gobius niger Linnaeus, 1758
Bothus podas (Delaroche, 1809)



1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

Localidad/tramo	año	Has	cobertura (%)	densidad (haces/m ²)	Prof. Min (m.)	Prof. Max (m.)
<i>Posidonia oceanica</i>						
Molino	2008	6,6	25,9	398	4,4	12,5
Maro-Caleta Maro	2009	7,1	B	SP	2	11
	2010	14,7				
Nerja	2007	1,9	26,6	855	1,4	6,4
Calaburras-Calahonda	2009	0,8	B	838	1,7	5
Punta Baños	2010	0,03	B	1067	5	6
Estepona	2007	2,9	18,9	838	0,8	4
Punta chullera	2005	-	B	SP	2	4

Tabla 1. Principales descriptores en relación a las cartografías. La primera columna refleja el año en el que se llevó a cabo la cartografía. A continuación las hectáreas cubiertas por la especie en cada localidad. Los datos de cobertura y densidad son valores medios para cada localidad. La letra "B" indica baja cobertura (cobertura estimada) y "SP" (densidad estimada) indica semipraedera, con valores e densidad de haces que oscilan entre los 50-400 haces/m²

Hasta la actualidad se han cartografiado un total de unas 500 hectáreas de los fondos de la demarcación, de las que 34 hectáreas están ocupadas por *Posidonia oceanica*. La cobertura media ronda el 24% y la densidad media los 800 haces/m². En relación a la más importante y significativa de todas ellas, la pradera de Molino de Papel, las observaciones llevadas a cabo tras la grave regresión sufrida como consecuencias de las lluvias torrenciales a finales del año 2007 han puesto de manifiesto que si bien los valores de densidad no han sufrido una fuerte variación desde el 2005 si en cambio se ha observado una importante disminución de la cobertura de esta pradera desde el 46.5% antes de las lluvias torrenciales, 25.9% en el 2010. No obstante, durante este año se ha podido observar una aparente y ligera recuperación de la misma en su parte mas oriental si bien la parte central de ésta mantiene un importante grado de afectación. En el año 2009 se observó un importante episodio de floración obteniéndose valores de densidad floral comprendidos entre 50-200 flores/m².

En el Mediterráneo se ha estimado que ocupan entre 25.000 y 45.000 km², lo que supone cerca del 25% de los fondos de dicho mar de menos 50 m de profundidad, o entre el 1 y el 2% de su superficie total.

Asimismo, se ha estimado que en las zonas con una alta concentración de actividad humana, las praderas de *Posidonia oceanica* ocupan como promedio algo más del 15% de los fondos situados en este rango batimétrico (0-50 m), y cerca del 50% de las zonas bien conservadas y de aguas claras. En las costas españolas se estima que las praderas ocupan unos 3.100 km², lo que supondría algo menos del 10% de la totalidad del Mediterráneo.

CRITERIO 6.1.: DAÑOS FÍSICOS EN RELACIÓN CON LAS CARACTERÍSTICAS DEL SUBSTRATO

En la Unión Europea ha sido incluida en el Anexo I de la Convención de Berna como especie de flora estrictamente protegida. La Directiva de Hábitats de la Unión Europea (92/42 CEE del 21/05/1992) y su posterior adaptación al progreso técnico y científico a través de la Directiva 97/62/CE del 27 de octubre de 1997, incluyen a las praderas de *Posidonia oceanica* en el Anexo 1, hábitat 1120, como hábitat prioritario a conservar dentro del territorio de la Unión Europea. El Reglamento de Pesca de la Unión Europea para el Mediterráneo (Reglamento CE núm.1626/94), prohíbe expresamente la pesca de arrastre sobre praderas de fanerógamas marinas.



En España, el Real Decreto de 7 de diciembre de 1995 (BOE núm. 310, de 28 de diciembre de 1995) recoge la adaptación de la Directiva de Hábitat. Se considera a las praderas como sistemas a conservar, para lo cual se establecen medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestre. Actualizada por la Ley 42/07 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

Además, cabe comentar, tal como ya se ha mencionado con anterioridad la presencia en este poblamiento de especies que poseen por si mismas alguna medida de protección, como *Pinna nobilis*, incluida en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas como especie vulnerable

Las praderas del Monumento Natural de los Bajos de Roquetas, Villa ricos y Cocedores en Almería, las comprendidas entre el tramo Castillo de Baños-Castell de Ferro en Granada y la localizada en el Molino de Papel en Málaga, presentan diferentes grados de amenaza (pesca de arrastre, vertidos, enterramiento, etc.) lo que está provocando la regresión de las mismas. Algunas de estas agresiones, como ocurre en Cocedores, no se ha podido determinar. Se hace necesario su seguimiento y evaluación.

CRITERIO 6.2.: ESTADO DE LA COMUNIDAD BENTÓNICA

Distribuida entre las provincias de Almería, Granada y Málaga tiene su mejor representación en Almería con 8.239 hectáreas. En 2010, de las 1858 hectáreas cartografiadas, 627.8 hectáreas correspondieron a *Posidonia oceanica*. (Almería: 602,5; Granada: 10,6; Málaga: 14,7).

Estado de conservación: **Almería:** la mayoría de las praderas se encuentran en buen estado de conservación con coberturas medias del 50% y densidades medias de 400 haces/m². La pradera cartografiada en el tramo Villaricos-El Calón se encuentra también en buen estado de conservación con una cobertura media del 74% y densidad de haces media de 3250 haces/m² entre 3-29 metros de profundidad. En este tramo se ha observado un área de 20,3 hectáreas de biocenosis de mata muerta de Posidonia; **Granada:** La pradera cartografiada durante el presente año presenta una cobertura del 76% y densidades de 540 haces/m². Se detectaron restos de artes de pesca sobre las praderas. También en esta localidad se ha detectado una superficie de 2.66 hectáreas de biocenosis de mata muerta; **Málaga:** las praderas cartografiadas se pueden catalogar como "semipraderas" (tramo Maro-Caleta de Maro) con coberturas que oscilan en torno al 30% y densidades que oscilan entre los 207-539 haces/m². En Punta de Baños se ha detectado este año la presencia de la especie ocupando un área de 600 m² aproximadamente, entre 5 y 6 metros de profundidad y donde alcanza una densidad de 1067 haces/m². Como en el resto de la provincia se trata se encuentra asociada a sustratos rocosos. Las principales amenazas observadas son: la pesca de arrastre, los vertidos y el enterramiento por avenidas.

Especies amenazadas, que encontramos en las facies de *Posidonia oceanica*: *Cymodocea nodosa*, *Pinna nobilis*, *Charonia lampas*, *Centrostephanus longispinus*, entre otras.

Otras especies de interés: *Pentapora fascialis*, *Halocynthia papillosa*, *Hacelia attenuata*, *Spondylus gaederopus*, *Ophidiaster ophidianus*, *Palinurus elephas*, *Charonia lampas*, *Babelomurex cariniferus*.

Especies exóticas: *Asparagopsis taxiformis*.



PRADERAS DE CYMODOCEA NODOSA

06. Descripción

Cymodocea nodosa (Ucria) Ascherson

Cymodocea nodosa es, después de *Posidonia oceanica*, la segunda fanerógama marina en importancia en el Mediterráneo por su envergadura y por la extensión que ocupan sus praderas, y la primera en la costa noroccidental de África y Canarias, donde no aparece *Posidonia oceanica*. Pertenece a la familia Cymodoceae, que comprende los géneros *Amphibolis*, *Cymodocea*, *Halodule*, *Syringodium* y *Thalassodendron*, todos ellos exclusivamente marinos. El género *Cymodocea* reúne, a su vez, cuatro especies actuales en todo el mundo, ampliamente repartidas por los mares tropicales y templados, a excepción del continente americano (*Cymodocea angustata*, *Cymodocea rotundata* y *Cymodocea serrulata* en el Indo-Pacífico, y *Cymodocea nodosa*, en el Atlántico oriental).

Se trata de una especie perenne, que pese a la capacidad de reproducirse por semillas (fanerógama), utiliza principalmente la división vegetativa, lo que le permite colonizar grandes extensiones de fondos sedimentarios a modo de praderas, o céspedes, con densidades y coberturas muy variables, pero que pueden superar los 1.500 haces/m², con una cobertura total del fondo. Si bien en el Mediterráneo ocupa generalmente pequeñas extensiones, casi siempre sobre sustratos arenosos o arenoso-fangosos, en ambientes bien iluminados y relativamente abrigados de los vientos y las corrientes dominantes, tales como bahías y ensenadas (ya que tolera relativamente bien las bajas salinidades, de hecho, las praderas más densas suelen encontrarse en lagunas litorales), aunque en ocasiones aparecen en zonas más abiertas. También requieren cierta cantidad de materia orgánica en el sedimento. Suele ser la fanerógama dominante en las lagunas costeras poco profundas. Su distribución abarca desde el Mediterráneo, Costa Atlántica del norte de África hasta Senegal y los archipiélagos macaronésicos de Madeira y Canarias, donde si llega a formar grandes praderas, conocidas como “sebadales”. Puede ocupar desde fondos someros hasta profundidades cercanas a los 30 metros de profundidad.

Cymodocea nodosa es una planta típicamente colonizadora o pionera con una amplia tolerancia ambiental. Crece en el piso infralitoral, desde las aguas superficiales hasta unos 30 metros de profundidad. En general ocupa pequeñas extensiones, casi siempre sobre sustrato arenoso o arenoso fangoso. Con frecuencia sus praderas son monoespecíficas, pero también puede formar praderas mixtas junto con el alga verde *Caulerpa prolifera* o con otras fanerógamas como *Posidonia oceanica* o *Zostera marina*. En aguas abiertas, puede colonizar los calveros o claros de las praderas de *Posidonia oceanica* o las zonas de mata muerta.

Las praderas de *Cymodocea* presentan una variación estacional importante. Durante los meses de otoño e invierno, las praderas tienen un menor número de haces y las hojas son más cortas y menos anchas; por el contrario, durante los meses de primavera y verano, los sebadales sufren una transformación, aumenta el número de haces, así como el de hojas nuevas, que alcanzan mayor altura y anchura. Por ejemplo, durante los meses de verano, pueden alcanzarse los 1.600-1.900 haces/m², lo que constituye una pradera densa, mientras que en los meses de invierno se pueden encontrar 900-1.000 haces/m². La floración tiene lugar principalmente en los meses de primavera. Presenta un crecimiento mucho más

Demarcación Estrecho y Alborán

Evaluación inicial y buen estado ambiental

Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV

112



rápido que otras fanerógamas marinas, lo cual le permite ocupar una superficie en menor tiempo, pudiendo recolonizar zonas perturbadas.

La floración tiene lugar, en plantas con edad superior al año, desde finales de marzo a finales de junio, si bien, en ocasiones, no ocurre todos los años. Los frutos tardan de 2 a 3 meses en desarrollarse.

El crecimiento de *Cymodocea nodosa* en los fondos arenosos permite el desarrollo de un ecosistema con características peculiares que en nada se parece al de los fondos arenosos desprovistos de vegetación, transformándose en biotopos mucho más productivos, si bien no tan ricos como los de *Posidonia oceanica*, debido a una menor complejidad estructural, a la menor superficie de colonización que suponen sus hojas y a una tasa mayor de renovación de las mismas.

Al igual que ocurría en *Posidonia*, *Cymodocea* permite el crecimiento de algas epífitas sobre sus estructuras foliares. Estas algas son estacionales, localizándose sobre las hojas durante determinadas épocas del año. Cuando las hojas salen de la vaina, son colonizadas en primer lugar por bacterias y diatomeas. Éstas preparan la superficie de la hoja para la posterior colonización de otras especies de algas. En primer lugar, se instalan las algas con crecimiento costroso y, posteriormente, las especies que crecen erectas.

En la comunidad de epífitos dominan, fundamentalmente, las algas rojas, seguidas, en número de especies, por las pardas, las verdes y las cianofíceas.

Muchos grupos de animales invertebrados están representados, principalmente cnidarios, anélidos poliquetos, crustáceos, moluscos y equinodermos. Por ejemplo, sobre las hojas se puede localizar la actinia *Bunodeopsis strumosa*, mientras que entre los haces y sobre el sustrato arenoso, las especies más frecuentes son: *Anemonia sulcata* y el ceriantario *Arachnanthus nocturnus*. Otro grupo de cnidarios muy característico, es el de los hidrozooos, cuyas colonias se localizan también sobre las hojas, concretamente la especie *Aglaophenia harpago* es frecuente.

Los gusanos poliquetos aparecen con especies sedentarias como *Sabella pavonina*. Las praderas también son ricas en especies de moluscos y crustáceos. Dentro del primer grupo destacan: *Conus mediterraneus*, *Gibberula philippi*, *Spisula subtruncata*, *Cerithium vulgatum*, *Aplysia fascista*, *Sepia officinalis* y *Octopus vulgaris*.

Dentro del grupo de los crustáceos, los Misidáceos forman grandes nubes de individuos en los márgenes de las praderas y desempeñan un papel ecológico fundamental en las cadenas tróficas de este ecosistema, como es la descomposición de la materia orgánica procedente de las plantas (restos de hojas y rizomas). Los crustáceos constituyen la dieta principal de muchas especies de peces en las praderas. Varias especies de crustáceos están adaptadas para desarrollar su vida en medio de las hojas, por ejemplo: *Hyppolite spp* y *Processa spp*.

Varias clases de equinodermos viven en las praderas. Las holoturias (*Holothuria polii* y *H. tubulosa*) se desplazan en medio de los haces, ingiriendo la arena para obtener de ella la materia orgánica que les sirve de alimento. Otras especies frecuentes son: las estrellas *Coscinasterias tenuispina* y *Astropecten aranciacus*, el ofiuroido *Ophiura texturata* y el erizo irregular *Echinocardium mediterraneum*. Entre la fauna nectónica destaca la frecuente presencia de la oblada (*Oblada melanura*), salpas (*Sarpa salpa*), y en general, las mismas especies descritas para *Posidonia*.

Una característica importante de estas praderas es la función que desempeña este ecosistema como zona de cría y refugio para los juveniles de muchas especies de peces de importancia económica, tales



como: salmonetes (*Mullus spp.*), pargo (*Pagrus pagrus*), sargos (*Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris*), raspadón (*Diplodus annularis*), (*Lithognathus mormyrus*), etc.

De forma frecuente, las praderas de *Cymodocea nodosa* establecen asociaciones con otras especies de algas, tales como *Caulerpa prolifera* pudiendo aparecer incluso una asociación tripartita entre esta, *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa racemosa*, donde *C. racemosa* suele ocupar las cotas batimétricas más profundas, actuando a modo de facies de sustitución hacia las comunidades que se desarrollan a partir de estos fondos, constituidas bien por biocenosis de sustratos blandos, o por poblamientos de anguila jardinera (Canarias), con los que llegan a intercalarse, allí donde es posible.

Las praderas de *Cymodocea* poseen gran interés, no solo por la diversidad que albergan, sino porque intervienen activamente en el ciclo de los elementos, fijando el carbono y el nitrógeno de los sedimentos y contribuyen a la fijación y estabilización de sedimentos arenosos, sirviendo como precursoras a la instalación de *Posidonia*.

Si bien no es tan restrictiva en cuanto a las condiciones ambientales como *Posidonia oceanica*, se puede considerar como una especie indicadora de la buena calidad ambiental, ya que es sensible a la contaminación de diferente origen. La regresión de estos poblamientos presenta su sustitución por otras especies más oportunistas y generalistas, como el alga clorofícea *Caulerpa prolifera*, o incluso el poliqueto *Capitella spp.*

Medidas de protección:

Pese a su importancia, estas praderas de fanerógamas marinas, no se encuentran protegidas de una forma específica en el Mar Mediterráneo español. Solamente está protegida en aquellos enclaves que, por otros motivos, poseen medidas de protección, tal como sucede en las Reservas Marinas. En cambio, en otros lugares, la importancia de estos poblamientos dentro de los ecosistemas bentónicos ha motivado la adopción de medidas encaminadas en este sentido, así el Gobierno Canario incluyó a la especie *Cymodocea nodosa* dentro del Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias, como “Sensible a la alteración de su hábitat”, según el decreto 151/2001, de 23 de Julio.

Fragilidad: ALTA

Cymodocea nodosa, pese a ser más tolerante que *Posidonia oceanica* ante las alteraciones ambientales, también acusa los efectos de estas, en especial a la intrusión de contaminantes, pérdida de transparencia, erosión y enterramiento. De este modo, se ve afectada por los vertidos de aguas residuales, los temporales, las obras costeras y a ciertos artes de pesca, como pueden ser los rastros marisqueros, que son utilizados para la captura de moluscos bivalvos, en especial, chirla (*Chamelea gallina*) y la coquina (*Donax trunculus*).

Cymodocea nodosa se presenta a lo largo de todo el litoral andaluz, siendo de las cuatro fanerógamas presentes en Andalucía la que presenta una distribución más continua. Es Almería la provincia en la que mejor está representada, seguida de Cádiz. En el resto de las provincias su presencia es muy puntual y en muchos casos prácticamente ha desaparecido. Se trata de una especie que aunque forma praderas monoespecíficas, frecuentemente aparece asociada a otras fanerógamas como *Posidonia oceanica* o *Zostera noltii*. Si tomamos de referente la cartografía del SIGLA (2001), ésta ofrece una superficie de algo más de 1500 hectáreas para la provincia de Almería y de 13 para la de Granada, no poniendo de manifiesto su presencia en el resto de provincias. Las observaciones llevadas a cabo por el Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz han puesto de manifiesto su presencia en nuevas zonas



no reflejadas en el SIGLA (2001). Desde el 2004 se ha detectado la presencia de la especie en todas las provincias, si bien se ha observado una fuerte regresión generalizada y desaparición de muchas de estas observaciones.

Almería: se ha cartografiado una superficie total de unas 96,4 hectáreas fundamentalmente entre las localidades de Zapillo y Aguadulce y en el tramo Villaricos-El Calón. Las densidades oscilan entre pradera densa y semipradera y el rango batimétrico entre 6 y 20 metros.

Granada: se ha cartografiado una superficie total de 2.9 hectáreas casi exclusivamente en Cala Chinchas entre 9,7-10,5 metros. La densidad varía entre una semipradera y matas sueltas con coberturas entre baja y muy baja. Las últimas observaciones corresponden al 2009 y no se pueden aportar nuevas observaciones que amplíen su distribución. En todos los casos se trata de matas aisladas o manchas de muy poca entidad., que muy probablemente no sean viables y hayan desaparecido.

Málaga: Aparece en el LIC de Calahonda donde ocupa una superficie estimada de 0,1 hectáreas aproximadamente y una densidad de 1292-1810 haces/m², y en Estepona y Punta Chullera, donde se desconoce la extensión total que ocupa. Las últimas observaciones correspondientes a la parte oriental corresponden a plantas aisladas o manchas muy inconspicuas con escasa viabilidad. Las observaciones correspondientes a las provincias de Granada y Málaga confirman el grado de regresión que viene sufriendo esta especie en los últimos años en esta provincia.

Se asienta sobre arenas de diversa granulometría. Se encuentra entre los 7 y 15 metros de profundidad.

Cádiz: se ha cartografiado un total de 5.2 hectáreas con presencia de la especie, generalmente presentando altas densidades y coberturas.

Huelva: En 2007 se dio la primera cita para la especie en esta provincia, en la margen izquierda del río Piedras. En 2008 se calculó que ocupaba una extensión de unas 0.02 hectáreas repartidas en tres manchas, una de ellas de mayor entidad.

Hábitats asociados a esta fanerógama (EUNIS):

2.5.2.-*Praderas mixtas de zonas lagunares con *Zostera noltii* y *Cymodocea nodosa*

2.5.3.-*Praderas de zonas lagunares con *Cymodocea nodosa*

2.5.7.-*Praderas de *Cymodocea nodosa* de zonas abiertas, profundas, sobre arenas

2.5.8.-*Praderas de *Cymodocea nodosa* de zonas abiertas, someras, sobre arena fangosa o mata muerta de *Posidonia*

1.1.4.4.1.-Facies de hojas de fanerógamas (*Cymodocea*, *Zostera*) muertas

Criterio 1.4: Distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Infralitoral y circalitoral
	Tipo de sustrato	Sustratos blandos, principalmente arenosos
	Rango de profundidad	A partir de los 15 metros de profundidad
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Esta especie es principalmente mediterránea, aunque también aparece en el Atlántico, en las costas de Mauritania y en el archipiélago canario



CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

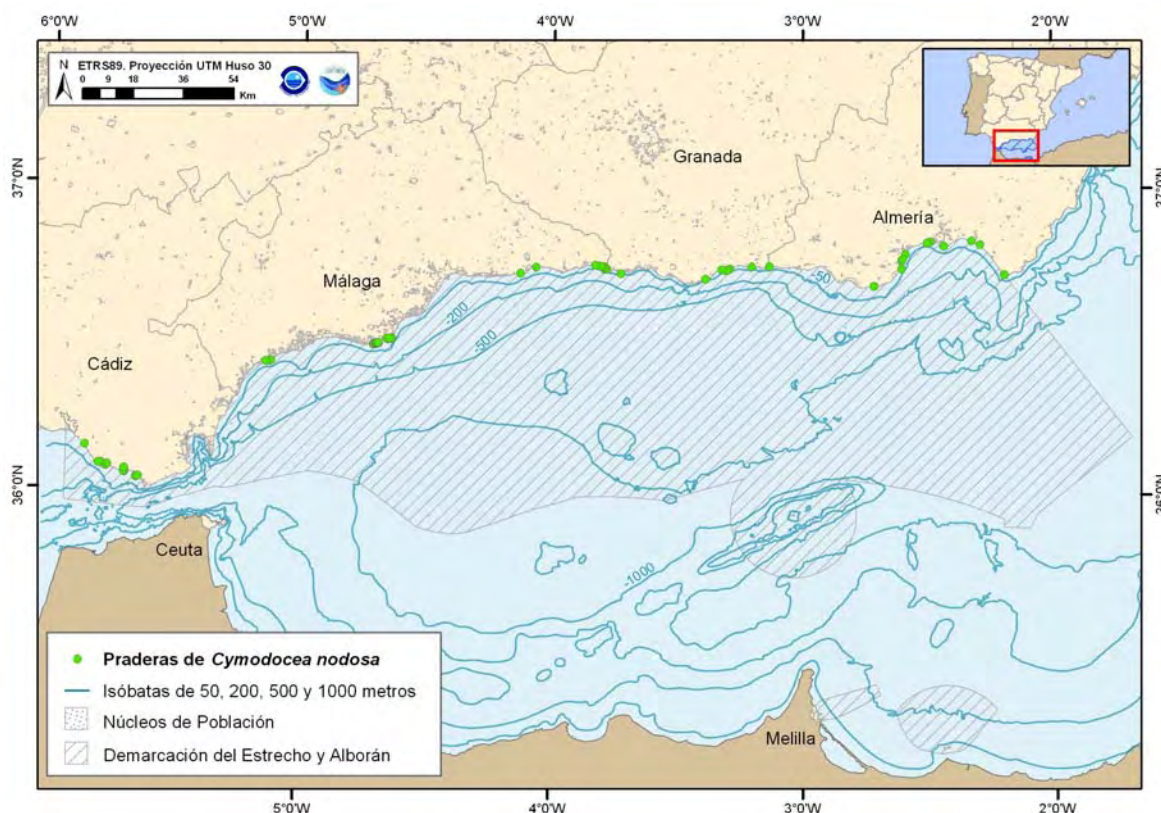


Figura 1. Distribución de *Cymodocea nodosa* en la demarcación Estrecho-Alborán. (Datos obtenidos a partir de las observaciones realizadas por el Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz desde el año 2009)

Las observaciones correspondientes a las provincias de Granada y parte oriental de Málaga (Figura 1), probablemente no existan en la actualidad. Se trata de observaciones correspondientes a los años 2008 y 2009 y que debido al mal estado que presentaban o a su escasísima presencia, es muy probable que hayan desaparecido. No obstante, al no haber podido comprobar su ausencia o desaparición se mantiene su representación.

Esta especie, por tanto, está presente a lo largo de toda la costa andaluza, tanto en el golfo de Cádiz como en el mar de Alborán. Se han localizado praderas de esta especie de fanerógama en Almería, Málaga, Cádiz y Huelva. Es interesante destacar que en el Paraje Natural de Maro-Cerro Gordo parece ser que *Cymodocea nodosa* está sustituyendo a *Zostera marina* que era la especie dominante en fondos arenoso fangosos de la zona. Es posible que *Cymodocea nodosa* parece actuar como colonizadora y oportunista, aprovechando un fondo marino (suelo) preparado previamente por las praderas de *Zostera marina*. Se conoce su presencia en Castillo de Baños en fondos de arena entre los 8 y 11 m de profundidad

Superficie total 1530 hectáreas. El 99.7% de ellas en Almería y el resto en Granada. Aunque observada en todas las provincias, está mejor representadas en las de Almería, Cádiz y Huelva.



Almería: Se ha cartografiado en el tramo Villaricos-El Calón donde ocupa unas 85.4 hectáreas entre 3-23 metros de profundidad.

Granada: no observada durante este año.

Málaga: se ha cartografiado un área de 0,1 hectáreas en el Cabo de Calaburras donde alcanza densidades entre 1292 haces/m² y 1810 haces/m². Aparece al abrigo de sustratos rocosos muy someros, entre 0,5-2 metros

Cádiz: se ha cartografiado una pequeña área de 1,67 hectáreas entre 3,5-4 metros entre los Acantilados de Barbate y Caños de Meca con coberturas que oscilan entre el 20% y 100% y densidades entre 457 haces/m² y 716 haces/m² respectivamente.

Huelva: Regresión de la biocenosis más representativa del río Piedras por dragado de la zona. Las principales amenazas observadas son: la pesca de arrastre, los vertidos, los dragados, el enterramiento por avenidas y marisqueo (Cádiz y Huelva).

ALMERÍA

PLAYA DE LAS PALMERAS. Coordenadas de los límites de la localidad: 620513-4137381 / 619763-4135817 (datum ED1950, huso 30)

Localidad de la zona norte de la provincia de Almería situada entre los promontorios de areniscas calcáreas de Cocedores y de Terreros, junto al que se encuentra la isla Negra de origen volcánico. En el centro de la ensenada desemboca la rambla de los Arejos, que forma un pequeño delta, junto a un cañaveral y un palmeral, que da nombre a la playa. Las arenas son finas, de color amarillento y origen calizo. Los aportes de la rambla hacen que los fondos sean muy someros cerca de costa. Los fondos marinos son predominantemente arenosos con praderas de *Posidonia oceanica*. Desde 1996 existe en la zona central de la playa el emisario de la desaladora de la Comunidad de Regantes de Pulpi, que vierte a 5 m de profundidad en una zona con praderas de *Posidonia oceanica*. La playa concentra en verano buen número de turistas con caravanas y furgonetas, principalmente en el palmeral.

Tipo de litoral	Costa baja y arenosa
Tipo de fondo	Rocas sueltas, arena y pradera
Tª media	21,0°C
Salinidad	37,5 gr/l



Figura 2. Distribución de *Cymodocea nodosa* a lo largo del litoral de Isla Negra (Almería) (Datos obtenidos a partir de las observaciones realizadas por el Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz. 2008)

PUNTA CALA INFALIBLE. Coordenadas de los límites de la localidad: 613719-4128768 / 611933-4126744 (datum ED1950, huso 30)

Localidad situada frente a sierra Almagrera y perteneciente a la ZEPIM de los Fondos Marinos del Levante Almeriense. Se encuentra alejada de los núcleos urbanos de San Juan de los Terreros (8 km al NE) y Villaricos (6 km al SW). El tramo litoral es rocoso (filitas y pizarras, fundamentalmente) de acantilado bajo y pequeñas calas, con escasas urbanizaciones aisladas construidas junto a la costa. Los fondos son rocosos junto al litoral, y a más profundidad predominan los sustratos blandos ocupados por extensas praderas de *Posidonia oceanica*, que se encuentra en la zona desde casi la misma orilla hasta unos 30 m de profundidad. No se conocen vertidos urbanos ni industriales en este tramo costero. En la localidad se encuentran varios bajos rocosos frecuentados por buceadores deportivos, como La Catedral y El Cerro.

Tipo de litoral	Costa rocosa con pequeñas calas
Tipo de fondo	Praderas, arena, bajos rocosos y maërl
Tª media	20,8°C
Salinidad	37,5 gr/l



Figura 3. Distribución de *Cymodocea nodosa* a lo largo del litoral de Villaricos (Almería) (Datos obtenidos a partir de las observaciones realizadas por el Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz. 2008)

SAN JOSÉ. Coordenadas de los límites de la localidad: 580532-4069153 / 578788-4066440 (datum ED1950, huso 30)

El núcleo urbano de San José es el que más ha crecido y se ha desarrollado en el litoral del Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar en los últimos años pasando de un pequeño pueblo de pescadores a un activo centro turístico. El principal factor para el desarrollo de este pueblo ha sido la construcción de su puerto deportivo antes de la declaración del Parque, que es la única instalación portuaria que existe en este espacio protegido. La localidad se posee una pequeña ensenada cerrada a levante por la punta de cala Higuera (otra localidad) y el mismo puerto de San José y a poniente por la punta del cuartel y el cerro Ave María. La playa es de arena fina y el resto del litoral es rocoso de origen volcánico. Los fondos son predominantemente blandos y existen praderas o manchas de *Posidonia oceanica* y *Cymodocea nodosa*.

Tipo de litoral	Pequeños acantilados, calas arena y playa urbana
Tipo de fondo	Arena y pradera
Tª media	20,8°C
Salinidad	37,5 gr/l
Aportes de áridos	No



Figura 4. Distribución de *Cymodocea nodosa* a lo largo del litoral de San José (Almería) (Datos obtenidos a partir de las observaciones realizadas por el Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz. 2008)

ZAPILLO. Coordenadas de los límites de la localidad: 550351-4074875 / 548553-4076343 (datum ED1950, huso 30)

El litoral del Zapillo se sitúa en el extremo oriental del área urbana de Almería capital. Se trata de la zona de playas y baño más extensa de la ciudad, teniendo en cuenta que el resto de litoral arenoso de la zona ha sido modificado en época histórica como área portuaria. El litoral es bajo y arenoso y está muy modificado por la acción humana, incluyendo gran número de construcciones de gran altura en primera línea de playa, lo que ha influido muy negativamente en la dinámica litoral.

Tipo de litoral	Playa urbana
Tipo de fondo	Arena y pradera
Tª media	19,8°C
Salinidad	37,5 gr

La pérdida de áridos ha sido el principal resultado de una lamentable planificación de gestión del litoral que ha intentado ser “remediada” con la instalación de espigones de distinto tipo y con la “regeneración” de las playas, que han dañado de forma irreversible la zona de rompientes y los primeros metros de la parte sumergida. Los fondos marinos son predominantemente arenosos, propicios para la existencia de praderas de fanerógamas marinas de distintas especies.



Figura 5. Distribución de *Cymodocea nodosa* a lo largo del litoral de la ciudad de Almería (Datos obtenidos a partir de las observaciones realizadas por el Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz. 2008)

SAN TELMO. Coordenadas de los límites de la localidad: 545629-4076347 / 544451-4075746 (datum ED1950, huso 30)

La localidad se sitúa en el centro de la bahía de Almería en la base de la sierra de Gádor y, en concreto, bajo el promontorio de roca caliza sobre el que se encuentra el faro o castillo de San Telmo, entre la playa de las Olas y el puntazo de la Mona. Este tramo costero es el acceso a la capital desde el oeste (Aguadulce) y posee una carretera antigua, aunque todavía en uso, cuya obra generó en su día el aporte de numerosos materiales rocosos al litoral. A ambos lados de San Telmo existen dos pequeñas calas de arena gruesa y grava, la de levante (playa de las Olas) junto al puerto pesquero, y la de San Telmo a poniente. Los fondos marinos son predominantemente blandos, con praderas de *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa* y *Zostera noltii*. Se ha realizado en 2009 una cartografía bionómica de detalle de la zona.

Tipo de litoral	Acantilados, materiales de derribo y calas
Tipo de fondo	Paredes y bloques rocosos, praderas y sedimentos
Tª media	19,6°C
Salinidad	37,4 gr/l
Aportes de áridos	Acumulación de fangos por obras portuarias

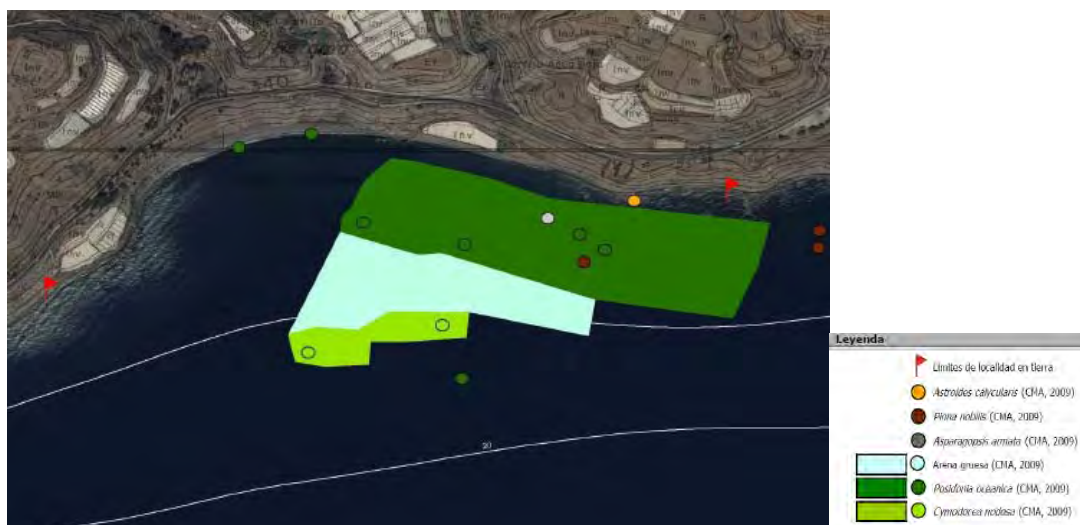


Figura 5. Distribución de *Cymodocea nodosa* a lo largo del litoral de San Telmo en la ciudad de Almería. (Datos obtenidos a partir de las observaciones realizadas por el Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz. 2008)

CALA CHINCHES. Coordenadas de los límites de la localidad: 483048- 4067278 / 481652- 4067046 (datum ED1950, huso 30)

Localidad con una longitud total de 1,6 km, pertenece al término de Albuñol. Presencia una playa de escasa longitud flanqueada por acantilados que se sumergen en el mar. El puerto de Adra (Almería) es el más cercano a esta localidad. El fondo marino es de arena y fango y existe presencia de praderas de *Posidonia oceanica* en la que se distribuyen ejemplares de *Pinna nobilis*. En la rompiente existen rocas emergidas separadas del acantilado donde se localizan colonias aisladas del coral *Astroides calycularis*. En los acantilados se sitúan algunos invernaderos. El acceso a la localidad es difícil por tierra.

Tipo de litoral	Acantilado al este y oeste. Playa estrecha
Tipo de fondo	Arenas finas y pradera
Tª media	18º C
Salinidad	37,2 gr/l



Mapa 6. Distribución de *Cymodocea nodosa* a lo largo del litoral de Albuñol (Almería) (Datos obtenidos a partir de las observaciones realizadas por el Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz. 2008)

GRANADA

LA MAMOLA. Coordenadas de los límites de la localidad: 476180- 4067416/ 474559- 4066638 (datum ED1950, huso 30)

Esta localidad pertenece al término de Polopos y tiene una longitud de 1,8 km. Está constituida por una playa con espigones perpendiculares y escollera de protección en la zona de levante y existe una rambla que desemboca entre dicha escollera y el paseo marítimo. El puerto más cercano es el de Motril, situado a 23 km de distancia. La población presenta numerosos puntos de vertidos urbanos y existe un emisario submarino. Las obras de remodelación de los espigones produjeron la desaparición de casi todos los ejemplares de *Patella ferruginea* que se localizaban en los bloques que constituían dichas estructuras.

Tipo de litoral	Playa con espigones y escollera artificial
Tipo de fondo	Arenas finas y pradera
Tª media	17,8º C
Salinidad	37,2 gr/l



Figura 7. Distribución de *Cymodocea nodosa* a lo largo del litoral de La Mamola (Granada) (Datos obtenidos a partir de las observaciones realizadas por el Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz. 2008)

PUNTA DE JESÚS. Coordenadas de los límites de la localidad: 442043- 4066945 / 440826- 4066759 (datum ED1950, huso 30)

Localidad con una longitud total de 1,7 km y pertenece al termino de Almuñécar. Existen tres playas de escasa longitud flanqueadas por acantilados que se sumergen en el mar. En el fondo marino que es de arena había una pradera de *Zostera marina*. En la rompiente hay rocas emergidas y bloques separados del acantilado donde se localizan ejemplares del molusco amenazado *Patella ferruginea*, existen agregados del vermético *Dendropoma petraeum* y en la franja sumergida abundan las colonias del coral anaranjado *Astroides calycularis* El acceso a la localidad es fácil por los carriles de acceso a las playas y desde el paseo marítimo de Velilla.

Tipo de litoral	Acantilado al este y oeste. Playa estrecha
Tipo de fondo	Arenas finas y praderas
Tª media	16,6°C
Salinidad	37,2 gr/l



Figura 8. Distribución de *Cymodocea nodosa* a lo largo del litoral de Almuñecar (Granada) (Datos obtenidos a partir de las observaciones realizadas por el Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz. 2008)

MÁLAGA

EL CAÑUELO. Coordenadas de los límites de la localidad: 429795-4066880/ 428801-4067163 (datum ED1950, huso 30)

Playa de unos de 900 metros de longitud, en el extremo oriental de la provincia de Málaga. Limita a levante con el Peñón del Fraile y a poniente con la punta de los Genoveses, sobre la que se sitúa una torre almenara. Los fondos son de arena gruesa en las zonas mas someras y de arena fina en las partes mas profundas. Sustratos rocosos en ambos extremos de la localidad. Alberga los restos de una antigua y extensa pradera de *Zostera marina* hoy día prácticamente desaparecida.

Tipo de litoral	Playa
Tipo de fondo	Arenas finas y gruesas. Rocas en el extremo oriental
Tª media	16.8ºC
Salinidad	37,2 gr/l



Figura 9. Detalle de la distribución de *Cymodocea nodosa* en el Cañuelo (Málaga) (Datos obtenidos a partir de las observaciones realizadas por el Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz. 2008)

MARO. Coordenadas de los límites de la localidad 427194-4067818/ 425007-4067923 (datum ED1950, huso 30)

Tramo de costa acantilada de unos 2,5 km, donde se localiza la pequeña playa de Maro en el extremo más occidental. El tramo más oriental queda incluido dentro del Paraje Natural de los Acanuilados de Maro-Cerro Gordo, mientras que el tercio occidental, que incluye toda la playa de Maro y un tramo acantilado a poniente de la misma, queda excluido de dicho Paraje. La zona presenta un alto grado de naturalidad. Entre las comunidades marinas más representativas destaca la presencia de especies como *Patella ferruginea* y *Dendropoma petraeum* en el nivel mesolitoral y en el piso infralitoral las biocenosis de *Astroides calycularis*, *Posidonia oceanica* sobre sustrato duro en la base de los acantilados y *Cymodocea nodosa* sobre los sustratos blandos.

Tipo de litoral	Acantilado con una pequeña playa
Tipo de fondo	Rocoso y arenas finas y gruesas
Tª media	16.8°C
Salinidad	37,2 gr/l



Figura 10. Detalle de la distribución de *Cymodocea nodosa* en el litoral de Nerja (Málaga) (Datos obtenidos a partir de las observaciones realizadas por el Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz. 2008)

CALETA DE MARO. Coordenadas de los límites de la localidad: 425007-4067923/ 423089-4067850 (datum ED1950, huso 30)

Tramo de litoral de unos 2,3 km que abarca desde el extremo oriental de la playa de Burriana (Nerja) hasta el tramo de acantilado localizado a levante de la pequeña playa de la Caleta ubicada en la desembocadura del barranco de Maro. Casi exclusivamente conformado por un acantilado alto y vertical en su parte superior hay numerosos invernaderos, los cuales generan de manera continua y permanente focos de vertidos y filtraciones de agua. Estos aportes de agua provocan la presencia de comunidades propias de ambientes eutrofizados con poblaciones de algas verdes a nivel mediolitoral y paredes rezumantes con abundante desarrollo de algas verde-azules. Entre las especies más significativas presentes en esta localidad destacan las fanerógamas *Posidonia oceanica* y *Cymodocea nodosa*, *Patella ferruginea*, *Astroides calycularis* y *Dendropoma petraeum*.

Tipo de litoral	Acantilado con una pequeña cala
Tipo de fondo	Sustrato duro en infralitoral somero y blando
Tª media	16.8°C
Salinidad	37,2 gr/l



Mapa 11. Distribución de *Cymodocea nodosa* en la caleta de Maro (Málaga) (Datos obtenidos a partir de las observaciones realizadas por el Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz. 2008)

CÁDIZ

ACANTILADO DE BARBATE. Coordenadas de los límites de la localidad: 235122-4008840 / 233452-4008224 (datum ED1950, huso 30)

Localidad ubicada dentro del Parque Natural de la Breña y Marismas del Barbate constituida por un acantilado de gran altura. La base del acantilado presenta algunos pequeños entrantes en los que se han formado estrechas playas que quedan sumergidas durante la pleamar y que continúa hacia el mar por una plataforma de abrasión que aflora durante las mareas bajas y donde son abundantes los bloques erosionados desprendidos del acantilado. El fondo mayoritariamente arenosos en los primeros metros, presenta una pequeña mancha de la fanerógama *Cymodocea nodosa*.

Tipo de litoral	Acantilado
Tipo de fondo	Roca y arena
Tª media	16.6ºC
Salinidad	36,3 gr/l



Mapa 12. Distribución de *Cymodocea nodosa* en Barbate (Cádiz) (Datos obtenidos a partir de las observaciones realizadas por el Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz. 2008)

CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Especies y comunidades características asociadas:

En las praderas de *Cymodocea* más superficiales, los animales que dominan las hojas son los gasterópodos *Jujubinus striatus*, *Gibbula ardens* y *Bittium scabrum*, y los decápodos *Hippolyte inermis*, *H. leptocerus*, *Thorulus cranchii*, *Athanas nitescens* y *Philocheras monacanthus*, entre otros. En el sedimento se entierran el bivalvo *Loripes lacteus* y los opistobranquios *Bulla striata* y *Haminoea hydatis*, y sobre el sedimento es común el gasterópodo *Nassarius cuvierii* y el pez *Clinitrachus argentatus*. Se encuentran juveniles de numerosas especies de peces, y adultos de los singnátidos *Nerophis ophidion*, *Hippocampus ramulosus* e *H. hippocampus*.

En las praderas más profundas, situadas a partir de 8 ó 10 m de profundidad, son característicos sobre las hojas los gasterópodos *Gibbula leucophaea*, *Tricolia tenuis*, *Smaragdia viridis* y *Rissoa monodonta*, y *Nassarius reticulatus*, *N. pygmaeus* y *Hexaplex trunculus* sobre el sedimento. También es frecuente el equinodermo *Holothuria tubulosa* y, en algunas zonas, aparece la anémona *Condylactis aurantiaca*. Entre los animales que viven enterrados en el sedimento, se encuentran los gasterópodos *Tectonatica filosa*, *Bela laevigata* y *Ringicula auriculata*, los bivalvos *Spisula subtruncata* y *Chamelea gallina*, el erizo irregular *Echinocardium cordatum* y el decápodo *Portunus hastatus*. Sobre el fondo destacan los antozoos como *Cerianthus membranaceus* y *Alicia mirabilis*, diversos poliquetos sedentarios, como *Sabella spallanzanii*, bivalvos como *Pinna nobilis*, y equinodermos como *Astropecten bispinosus*, *Holothuria polii* y *H. tubulosa*.

Parámetros y estructura de la comunidad macrobentónica en la parcela localizada en una comunidad de arenas finas con *Cymodocea nodosa*

Abundancia o densidad:

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV
129



En esta parcela existe una sustancial diferencia entre las dos temporadas de muestreo con respecto a la abundancia de los individuos por metro cuadrado. Como se puede observar en la figura siguiente en verano este parámetro es cuatro veces más alto que en invierno.

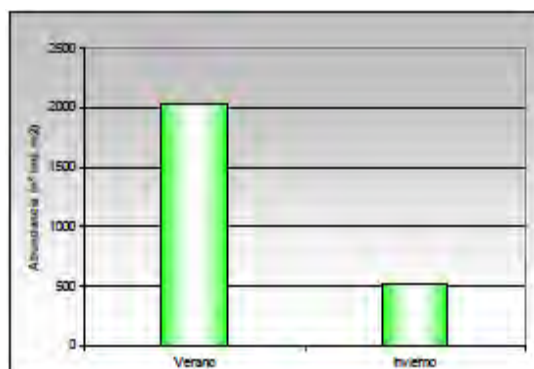


Figura 1. Densidad de individuos por metro cuadrado realizado en la provincia de Málaga

Dominancia de los grupos taxonómicos

Como se puede observar en la (Figura 2), durante el verano los crustáceos son el grupo dominante agrupando más del 80% del total de los individuos clasificados. El segundo en orden de importancia son los poliquetos con poco más del 13% del total. Finalmente los bivalvos alcanzan poco más del 2% del total.

En invierno (Figura 2) se observa una evidente disminución de los crustáceos que sin embargo siguen siendo el grupo dominante con más del 50% del total de los individuos. El segundo grupo en orden de importancia son los poliquetos con más del 40% del total de los individuos. Finalmente los bivalvos alcanzan el casi el 5% del total.

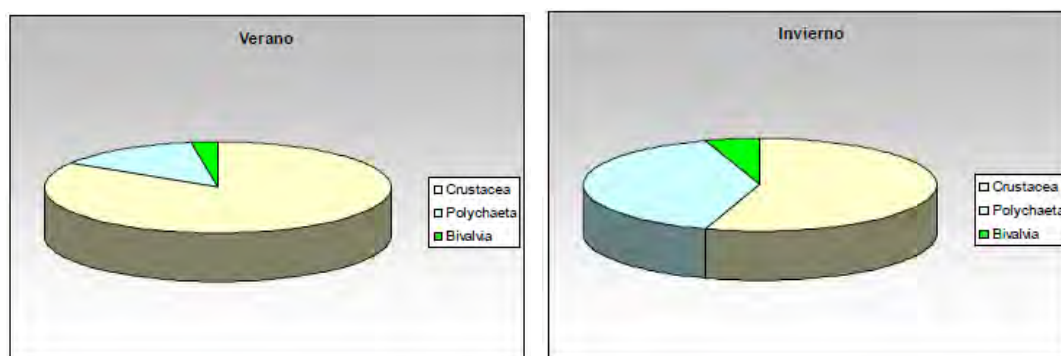


Figura 2. Dominancia de los diferentes grupos tróficos en una pradera de *Cymodocea nodosa*

Dominancia de grupos tróficos

El análisis de los grupos tróficos en verano, como se puede observar en la figura 3, indica una dominancia de omnívoros y detritívoros de superficie que incluyen respectivamente el 43 y 37% del total de individuos. Los otros grupos presentes con porcentaje inferior al 10% son los detritívoros excavadores, carnívoros, herbívoros, mixtos y filtradores.



En invierno se observa un cambio sustancial en la dominancia de los grupos tróficos. Como se puede observar en la figura 3 los detritívoros de superficie son el grupo dominante alcanzando casi el 60% del total de los individuos. Por otro lado los carnívoros son el segundo grupo en orden de importancia con casi el 30%. Finalmente los mixtos, detritívoros excavadores y omnívoros alcanzan en el conjunto el 13% del total

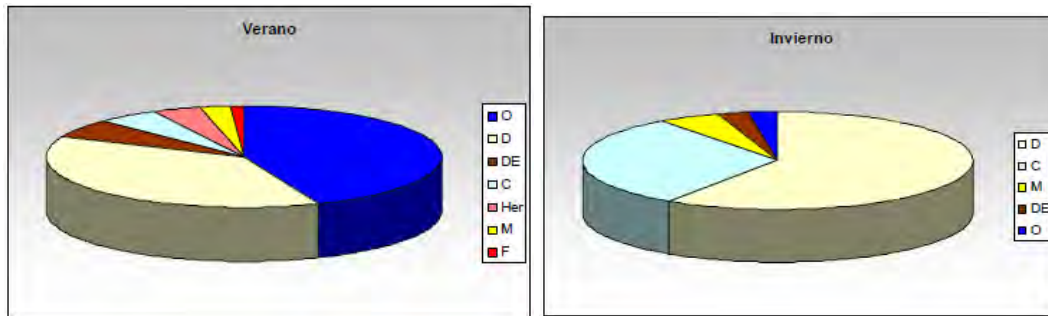


Figura 3. Dominancia de los diferentes grupos tróficos, observaciones estacionales: Carnívoros (C), detritívoros de superficie (D), que incluye las especies que se alimentan del detrito (tanto de origen vegetal como animal) que llega en la parte superficial del sustrato, detritívoros excavadores (DE), que incluye los organismos que se alimentan de detrito parcialmente enterrado que ha empezado la mineralización, filtradores (F) que incluye los organismos que se alimentan de detrito y otro material que se encuentra en suspensión en la columna de agua, herbívoros que incluye organismos que se alimentan exclusivamente de material vegetal, mixtos (M) donde se incluyen las especies que alternan régimen alimentario entre detritívoro y filtrador, y omnívoros (O) que incluye especies capaces de alimentarse tanto de detrito de origen animal como de origen vegetal según la disponibilidad.



PRADERAS DE ZOSTERA MARINA

06 a. Descripción

Zostera marina Linnaeus

Zostera marina es una fanerógama perenne extendida por todo el hemisferio norte, aunque en el Adriático y el Mediterráneo es más rara, ya que prefiere aguas más frías. En la costa mediterránea española forma praderas en algunos puntos de Andalucía, desde 1 a 18 m de profundidad en zonas del litoral próximas a la desembocadura de ríos, o en la parte más externa de las marismas, sobre sedimentos fangosos. Al igual que el resto de vegetación fija sobre los fondos blandos litorales y que el resto de fanerógamas marinas, estas praderas cumplen el doble papel de productores primarios y de estabilización del sedimento, y proporcionan además un sustrato duro secundario para los epifitos y guarida y cobijo para muchos animales. Algunos autores consideran a estas praderas una facies de la “comunidad eurihalina y euriterma” o de la “comunidad de arenas fangosas en modo calmo”, aunque aquí se ha considerado como una comunidad aparte por su especial localización e interés en el Mediterráneo. A veces forma praderas mixtas con *Cymodocea nodosa*.

Esta comunidad ha sido poco estudiada en el Mediterráneo, donde es una formación muy singular. Estudios recientes realizados en la costa andaluza demuestran que es sumamente diversa, habiéndose encontrado hasta ahora casi un centenar de especies de moluscos, una riqueza de crustáceos decápodos comparable a la de las praderas de *Posidonia oceanica*, 66 especies de peces y más de un centenar de especies de otros grupos animales

Zostera marina es la fanerógama que más ha visto disminuida su área de distribución en el litoral andaluz. Si se toma como referencia cartográfica el SIGLA (2001), éste ofrece una distribución para la especie que supone un área de casi 3000 hectáreas en la provincia de **Huelva**, alrededor de 260 para **Cádiz** y **Málaga** respectivamente y tan sólo de media hectárea para **Granada**. En la actualidad solo se puede asegurar de su presencia en Almería (Cala de Enmedio) y en Cádiz (Bahía de Cádiz). Las observaciones llevadas a cabo entre 2004-2006 pusieron de manifiesto su presencia en la zona oriental de la provincia de Málaga y en la zona occidental de la provincia de Granada. En la actualidad tanto las biocenosis del litoral de Granada como las del litoral malagueño están prácticamente desaparecidas. Especialmente patente ha sido su desaparición de las costas de Málaga, en el Paraje Natural de los Acantilados de Maro-Cerro Gordo y Caleta de Vélez, y en la provincia de Granada en la zona Velilla-Punta de Jesús, donde formaba unas extensas praderas entre 14 y 7 m. de profundidad la cuales se pueden considerar desaparecidas, siendo éstos un claro ejemplo de las consecuencias de las presiones como la pesca de arrastre y los artes menores.

Con los datos disponibles en 2010 se confirman las observaciones y tendencias observadas en años anteriores haciéndose evidente la regresión en Granada y Málaga, que podría ser irreversible y donde actualmente la especie se puede catalogar como desaparecida. En Málaga no se ha vuelto a observar la especie y en Granada sólo se ha hecho una observación en Velilla (en 2009) de una mata suelta a 9 metros. Desde que se iniciaron los levantamientos de cartografía (2008) se ha cartografiado mas de 5700 hectáreas por parte del Equipo de Apoyo Técnico a la Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz (de la Junta de Andalucía) y en ninguna de ellas se ha podido observar la especie. Al margen de las observaciones puntuales llevadas a cabo entre 2007-2009.

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad



Hábitats asociados a *Zostera marina* (EUNIS):

2.5.4.-*Praderas de zonas lagunares con *Zostera marina* (probablemente extinguidas en el Mediterráneo español)

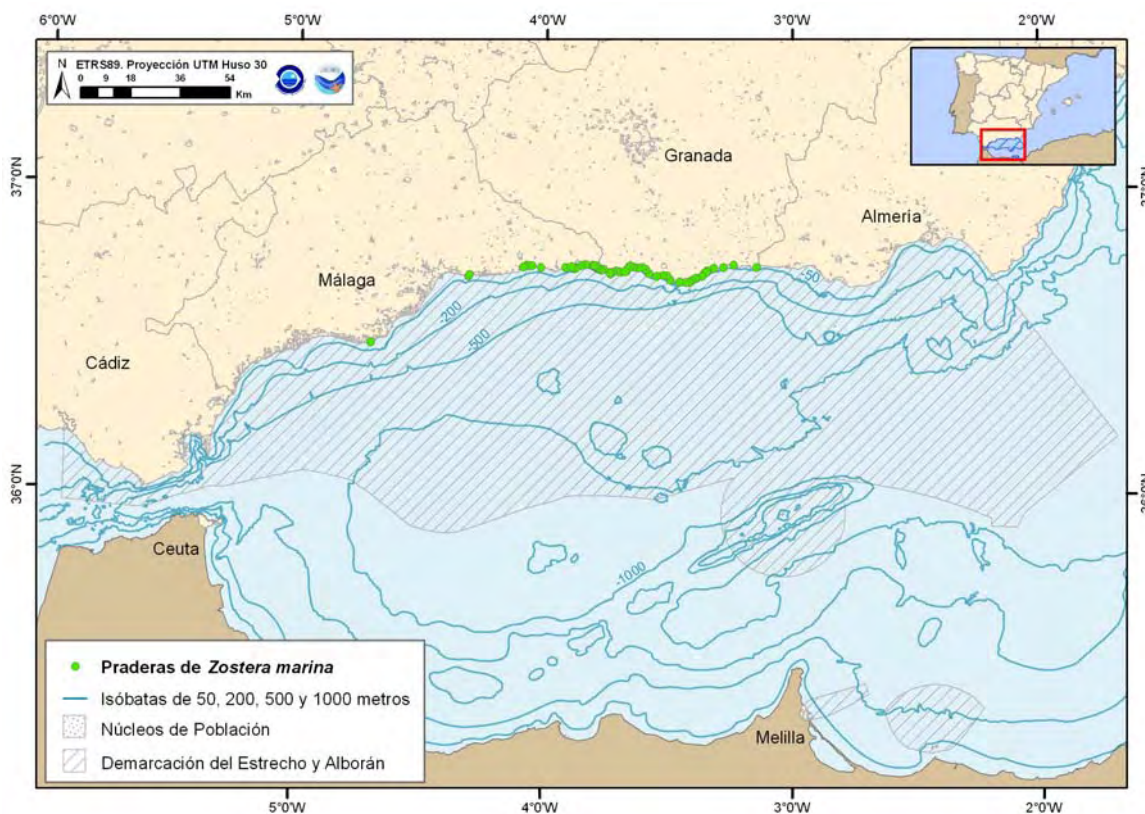
2.5.6.-*Praderas con *Zostera marina* de zonas abiertas

Criterio 1.4: Distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Infralitoral y circalitoral
	Tipo de sustrato	Arenosos o fangosos
	Rango de profundidad	A partir de 1 metro de profundidad
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica	Es una especie circumboreal que está ampliamente distribuida en el Atlántico y el Pacífico Norte, y es la única fanerógama marina que aparece en las aguas del Círculo Polar Ártico. El límite meridional de su área de distribución se halla en las costas españolas, cerca de Gibraltar. En el mar Mediterráneo forma praderas de considerable extensión desde Málaga a Almería, mientras que en el resto es bastante rara y está principalmente restringida a las lagunas litorales (sur de Francia), pequeños enclaves del Mediterráneo occidental (cala Jonquet en Cataluña) y zonas septentrionales de los mares Adriático y Egeo	



CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT



Mapa 1. Distribución de las praderas de *Zostera marina* en la demarcación Estrecho-Alborán. (Datos obtenidos del Informe regional medio marino. 2008. Junta de Andalucía)

Zostera marina era relativamente común a lo largo del litoral oriental andaluz, donde forma desde pequeñas manchas a praderas más o menos extensas en zonas abiertas y, en ocasiones, praderas mixtas con la más frecuente *Cymodocea nodosa*. La configuración en manchas no muy densas se debe, probablemente, a la especial fisonomía del litoral, en el que hay escasas ensenadas someras, que constituyen el hábitat preferente de esta especie en otros lugares. Además, el régimen de lluvias de la costa mediterránea (frecuentemente torrencial) hace que las praderas que se desarrollan en el área de influencia de las ramblas y torrenteras lleguen a desaparecer, debido al fuerte descenso de la salinidad y al enterramiento producidos por el aporte de agua dulce y sedimentos, así como a la disminución de la luz debida al aumento de la turbidez. Todos estos factores y otros, como las corrientes, los temporales, el tipo de sustrato, las ramblas y la presión humana (especialmente la pesca de arrastre, la construcción de infraestructuras costeras y la regeneración de playas), son determinantes de la distribución y del grado de desarrollo o degradación de las praderas de *Zostera marina* en Andalucía.

Málaga: En la costa oriental malagueña existen praderas discontinuas desde el dique de Poniente del puerto de Málaga, hasta el límite con la provincia de Granada. Las praderas situadas entre la playa de la Malagueta y el acantilado de El Cantal, y las del Rincón de la Victoria, Chilches, Benajarafe y Torre del Mar, están muy degradadas. En Algarrobo-Costa existía una considerable pradera desde el río Seco hasta el río del Algarrobo, que quedó muy afectada tras la construcción del puerto pesquero-deportivo de la Caleta de Vélez. A partir de Nerja se inician las praderas más extensas y algo más densas,



principalmente a lo largo de los acantilados de Maro, que finalizan en las proximidades del acantilado de Cerro Gordo (Granada), por el brusco aumento de la profundidad. Estas praderas, paralelas a la línea de costa, se sitúan entre 8 y 17 m de profundidad, y alcanzan unas profundidades mínimas de 4 m junto al arenal próximo al puerto de la Caleta de Vélez y de 5 m frente a la playa de El Cañuelo. En la costa occidental de Málaga existían manchas de *Zostera marina* desde el Morro de la Carihuela hasta cerca de Fuengirola, habiendo desaparecido en la actualidad por la continuada actividad ilegal de la flota pesquera entre otras agresiones.

Granada: En la costa granadina hay praderas extensas a ambos lados de la desembocadura del río Guadalfeo, entre Salobreña y Motril y a 10-17 m de profundidad, aunque se ha observado que la planta desaparece o pierde la hoja después de las grandes avenidas de agua dulce emitidas por el río. Frente al peñón de Salobreña se han localizado pequeñas manchas entre 9 y 12 m.

Almería: En la costa almeriense, *Zostera marina* forma pequeñas manchas en la desembocadura del río Adra a 8 m de profundidad, y una amplia pradera sobre fango frente a la urbanización de Roquetas de Mar entre 11 y 18 m. En esta última zona, aparece una pradera de *Cymodocea nodosa* a unos 6 m que, a partir de 10-11 m y hasta unos 18 m, forma una pradera mixta con *Zostera marina*. Frente a la playa de la Romanilla y a la rambla de Hortichuelas, se encuentran praderas mixtas de *Cymodocea nodosa* y *Zostera marina*, con predominio de la primera especie, entre 6 y 9 m de profundidad. Por último, *Zostera marina* también se ha observado por fuera de la escollera del puerto de Almería entre 8 y 10 m.

Cádiz: En la costa mediterránea de Cádiz y en el Estrecho, la distribución de *Zostera marina* es mal conocida. Se pueden observar plantas arrojadas por el mar en las playas de Tarifa, y es posible que alguna de las citas de *Cymodocea nodosa* en esta zona corresponda a *Zostera marina*. Fue citada en el pasado en diversos puntos del litoral de Cádiz, aunque esta información precisa ser confirmada. La cita de esta especie en el saco interior de la bahía de Cádiz corresponde en realidad a *Cymodocea nodosa*

ALMERÍA.

BAJOS DE ROQUETAS. Coordenadas de los límites de la localidad: 536788- 4071749 / 535767- 4070037 (datum ED1950, huso 30)

Se trata de una de las localidades más interesantes del litoral almeriense, con numerosos valores naturales, algunos únicos como el arrecife barrera de *Posidonia oceanica*, por lo que ha sido declarada como Monumento Natural. Las praderas de *Posidonia* son un hábitat prioritario (Directiva 92/43/CEE). Este arrecife de *Posidonia* es uno de los pocos existentes en España. Posee una cresta donde rompen las olas y una laguna interior (equivalente en estructura a la que tienen las áreas arrecifales de corales de mares tropicales) en la que se encuentran praderas de otras fanerógamas marinas como *Cymodocea nodosa* y de *Zostera noltii*. En zonas cercanas al Monumento Natural, también se conocía la presencia de *Zostera marina* formando praderas mixtas con *Cymodocea nodosa*. La zona litoral fue habitada en época romana y existen restos de un pequeño puerto. También existen unas salinas abandonadas.

Tipo de litoral	Costa baja y arenosa, junto a antiguas salinas
Tipo de fondo	Fondos blandos y de arena y arrecife de posidonia
Tª media	19,4ºC



Salinidad	37,4 gr
-----------	---------



Mapa 2. Distribución de las praderas de *Zostera marina* en Roquetas (Almería). (Datos obtenidos del Informe regional medio marino. 2008. Junta de Andalucía)

GRANADA.

PUNTA DE JESÚS. Coordenadas de los límites de la localidad: 442043- 4066945 / 440826- 4066759 (datum ED1950, huso 30)

Localidad con una longitud total de 1,7 km y pertenece al termino de Almuñécar. Existen tres playas de escasa longitud flanqueadas por acantilados que se sumergen en el mar. En el fondo marino que es de arena había una pradera de *Zostera marina*. En la rompiente hay rocas emergidas y bloques separados del acantilado donde se localizan ejemplares de la lapa *Patella ferruginea*, existen agregados del vermético *Dendropoma petraeum* y en la franja sumergida abundan las colonias del coral anaranjado *Astroides calycularis*. El acceso a la localidad es fácil por los carriles de acceso a las playas y desde el paseo marítimo de Velilla.

Tipo de litoral	Acantilado al este y oeste. Playa estrecha
Tipo de fondo	Arenas finas y pradera
Tª media	16,6°C
Salinidad	37,2 gr



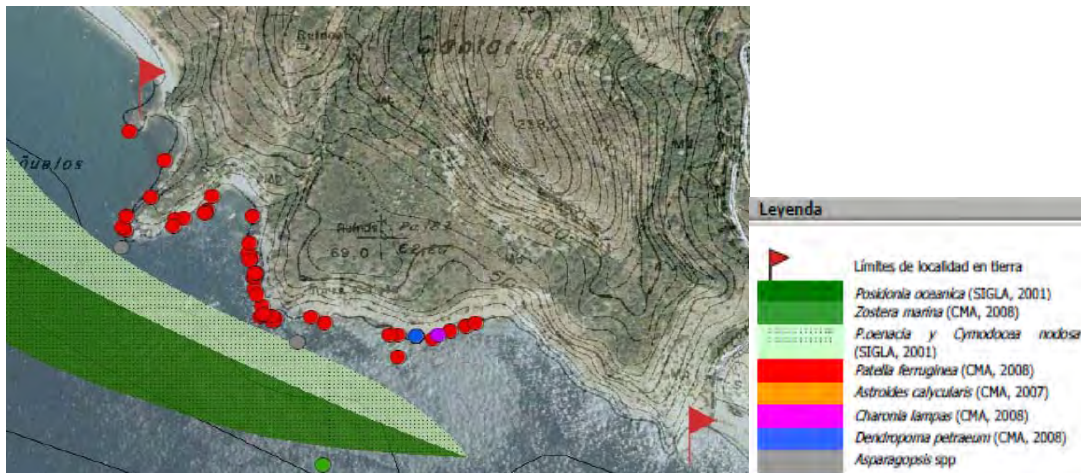
Mapa 3. Mapa de distribución de las praderas de *Zostera marina* en Almuñecar (Datos obtenidos del Informe regional medio marino. 2008. Junta de Andalucía)

MÁLAGA.

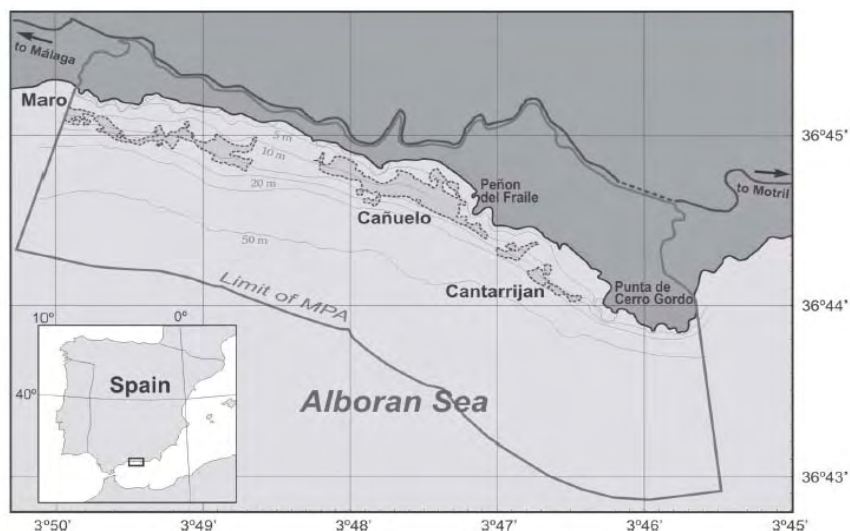
PEÑÓN DEL FRAILE. Coordenadas de los límites de la localidad: 355490-4046002 /429795-4066880 (datum ED1950, huso 30)

Localidad situada en el extremo oriental de la provincia de Málaga, constituye el límite entre ésta y la provincia de Granada. Tramo de costa acantilada de algo más de 1500 m de longitud, en el que en su extremo occidental se localiza una pequeña cala. En su extremo oriental limita con la playa de Cantariján (provincia de Granada) y en el occidental con la playa del Cañuelo. Presenta fondos rocosos en la base del acantilado y estratos blandos de arenas gruesas el resto. Zona muy atractiva para la práctica del buceo recreativo. Esta localidad alberga la población más importante de *Patella ferruginea* en la provincia de Málaga, la cual cuenta con 44 individuos censados hasta 2008. También es importante la presencia de *Dendropoma petraeum* y el coral *Astroides calycularis*. Sobre los sustratos duros infralitorales predominan las comunidades de algas fotófilas con una importante representación de *Asparagopsis armata* y *A. taxiformis*.

Tipo de litoral	Acantilado
Tipo de fondo	Sustrato blando con distintas granulometrías y duro
Tª media	16,8°C
Salinidad	37,2 gr



Mapa 4. Mapa de distribución de las praderas de *Zostera marina*, entre Maro y El Cañuelo (Málaga) (Datos obtenidos del Informe regional medio marino. 2008. Junta de Andalucía)



Mapa 5. Mapa de distribución de las praderas de *Zostera marina* en el Este de la provincia de Málaga

CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Especies y comunidades características asociadas:

En las praderas del *Zostera marina* podemos encontrar una extensa fauna, por detrás de las praderas de *Posidonia*. Entre las especies más destacadas, podemos diferenciar las siguientes:

Moluscos: (lista de moluscos asociados a las praderas de zostera de la zona de acantilados de Maro, Cerro Gordo):

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad



POLIPLACÓFOROS

Lepidochitona cinerea

Chiton olivaceus

GASTERÓPODOS

Calliostoma planatum

Calliostoma zizyphinum

Gibbula magus

Gibbula racketti

Gibbula varia

Jujubinus striatus

Phorcus richardi

Tricolia pullus

Tricolia tenuis

Bolma rugosa

Smaragdia viridis

Bittium latreillii

Bittium reticulatum

Bittium submamillatum

Turritella communis Risso

Turritella turbona Monterosato

Triphoridae

Cerithiopsis jeffreysi Watson

Cerithiopsis tubercularis

Cirsotrema cochlea

Epitonium commune

Epitonium turtonis

Crinophtheiros spp.

Eulima glabra

Melanella spp.

Vitreolina philippi Ponzi

Skeneopsis planorbis

Pusillina inconspicua

Pusillina philippi

Pusillina cf. *radiata*

Rissoa guerinii Récluz

Rissoa membranacea

Rissoa monodonta Philippi

Rissoa violacea Desmarest

Barleeia unifasciata

Aporrhais pespelecani

Calyptraea chinensis

Crepidula unguiformis

Euspira macilenta

Euspira pulchella

Payraudeautia intricata

Tectonatica filosa

Phalium undulatum

Hexaplex trunculus

Ocenebra erinaceus

Ocenebrina aciculata

Orania fusulus

Gibberula miliaria

Cymbium olla

Pollia dorbignyi

Nassarius cuvierii

Nassarius heyneimanni

Nassarius incrassatus

Nassarius pygmaeus

Nassarius reticulatus

Mitrella minor

Fusinus pulchellus

Cancellaria cancellata

Bela costulata

Bela laevigata

Bela nebula

Comarmondia gracilis

Mangelia attenuata

Mangelia paciniana

Mangelia unifasciata Deshayes

Raphitoma cordieri

Raphitoma linearis

Crassopleura maravignae

Haedropleura septangularis

Rissoella diaphana

Ammonicera rota

Chrysallida brusinae

Chrysallida emaciata

Odostomia conspicua Alder

Odostomia turrita Hanley

Odostomia unidentata

Turbonilla rufa

Acteon tornatilis

Cyllichnina crossei

Pyrunculus hoernesii

Retusa minutissima

Volvulella acuminata

Ringicula auriculata

Bulla striata Bruguière

Haminoea hydatis

Aglaja tricolorata Renier

Berthella cf. *aurantiaca*

Pleurobranchaea meckeli Leue

Aplysia parvula

Aplysia punctata

Trapania cf. *lineata*

Polycera quadrilineata

Hancockia uncinata

Doto spp.

Williamia gussonii

BIVALVOS

Nucula nitidosa

Nuculana pella

Solemya togata



Glycymeris violascens
Gregariella semigranata
Modiolarca subpicta
Modiolus adriaticus
Musculus costulatus
Mytilaster minimus
Mytilus galloprovincialis
Aequipecten opercularis
Chlamys flexuosa
Chlamys varia
Pecten maximus
Anomia ephippium
Limea loscombii
Lucinella divaricata
Scacchia oblonga
Kellia suborbicularis
Kurtiella bidentata
Tellimya ferruginosa
Sportella recondita
Digitaria digitaria
Acanthocardia aculeata
Acanthocardia tuberculata
Papillicardium papillosum
Parvicardium exiguum
Parvicardium scabrum
Parvicardium scriptum
Spisula subtruncata
Macoma melo
Tellina compressa
Tellina distorta
Tellina fabula
Tellina planata
Tellina pulchella
Donax venustus
Gari depressa
Gari fervensis
Gari pseudoweinkauffi
Abra alba
Ervilia castanea
Azorinus chamasolen
Callista chione
Chamelea gallina
Clausinella fascista
Dosinia lupinus
Gouldia minima
Irus irus
Pitar rudis
Timoclea ovata
Venerupis aurea
Corbula gibba
Gastrochaena dubia
Hiatella arctica

Xylophaga praestans
Thracia villosiuscula
CEFALÓPODOS
Sepia officinalis
Sepietta oweniana
Sepiola affinis
Octopus vulgaris



Decápodos: *Thia scutellata*, *Hippolyte holthuisi*, *Hippolyte niezabitowskii*, *Hippolyte inermis*, *Periclimenes scriptum*, *Philocheras echinulatus*, *Sicyonia carinata*, *Processa macrophthalma* y *Processa módica*, *Philocheras bispinosus*, *Thorulus cranchii*, *Scyllarus pygmaeus*, *Macropodia Rostrata*, *Liocarcinus vernalis*, *Diogenes pugilator*, *Paguristes eremita*, *Calcinus tubularis*, *Pagurus anachoretus*, *Pagurus prideaux*, *Dardanus calidus*, *Dardanus arrosor*, *Maja crispala* y *Maja squinado*, *Inachus communissimus*,

Isópodos: *Idotea hectica*,

Equinodermos: *Spatangus purpureus*, *Ophiura texturata*, *Antedon mediterránea*, *Coscinasterias tenuispina*, *Marthasterias glaciales*, *Echinaster sepositus*, *Luidia sarsi*, *Paracentrotus lividus* y *Sphaerechinus Granularis*, *Echinocardium mediterraneum*, *Spatangus purpureus*, *Holothuria tubulosa*,

Anfioxo: *Branchiostoma lanceolatum*

Cnidarios: *Cerianthus membranáceas*, *Anemonia sulcata*, *Condylactis aurantiaca*, *Adamsia carciniopados*, *Calliactis parasítica*,

Briozoo: *Electra pilosa*,

Ascidia: *Phallusia mammillata*,

Poliquetos: *Sabella spallanzanii*, *Myxicola infundibulum*, *Lanice cohchilega*, *Oerstedio cf. Dorsalis*,

Algas: *Predaea ollivieri*, *Lithophyllum racemus*, *Codium bursa*, *Caulerpa prolifera*,

Fanerogamas: *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*

Peces: *Hippocampus hippocampus*, *Hippocampus ramulosus*, *Syngnathus typhle*, *Syngnathus acus*, *Nerophis ophidion*, *Opeatogenys gracilis*, *Callionymus risso*, *Arnoglossus thori*, *Blennius ocellaris*, *B. boops*, *Buglossidium luteum*, *Pomatoschistus marmoratus*, *Gobius niger*, *Parablennius pilicornis*, *Parablennius tentacularis* y *Parablennius rouxi*, *Diplodus annularis*, *Mullus surmuletus*, *Mullus barbatus*, *Serranus cabrilla*, *Serranus hepatus*, *Chelidonichthys lucerna*, *Uranoscopus scaber*, *Ophisurus serpens*, *Trachinus draco*, *Conger coger*, *Apogon imberbis*, y *Atherina presbyter*,



PRADERAS DE ZOSTERA NOLTII

06 b. Descripción

Zostera noltii Hornemann

Esta fanerógama marina crece en zonas intermareales resguardadas de las corrientes y del fuerte hidrodinamismo, sobre sedimentos fangosos. Está ampliamente distribuida a lo largo de las costas del Atlántico nororiental y del Mediterráneo, y puede cubrir extensas superficies. Las praderas de *Zostera noltii* desempeñan diversos papeles ecológicos de gran importancia, al igual que el resto de las fanerógamas marinas: son unos eficientes productores primarios; contribuyen a la oxigenación del agua, lo que tiene gran importancia en las bahías cerradas o lugares protegidos donde suele instalarse; modifican la estructura del sedimento, ya que son colonizadores primarios y se extienden hasta donde lo permiten los factores físico-químicos, sin apenas competencia de las algas; estabilizan el sedimento con los rizomas y las hojas desempeñan una función de filtro que favorece la sedimentación de partículas finas. Crean, además, una heterogeneidad de hábitats que no existe normalmente en los sustratos blandos, ofreciendo resguardo y alimento a numerosas especies animales. Es una especie adaptada a sistemas oligotróficos y es sensible a la eutrofización del medio. En ocasiones, *Zostera noltii* aparece mezclada con algas como *Ulva* y *Enteromorpha* o con *Zostera marina*. La endofauna del sedimento está compuesta por poliquetos (*Pygospio elegans*, *Arenicola marina*, *Capitella capitata*), bivalvos (*Cerastoderma edule*, *Venerupis pullastra*, *Tapes rhomboides*, *Tellina tenuis*, *Scrobicularia plana*, *Loripes lacteus*) y anfípodos excavadores (*Corophium volutator*). Entre la epifauna de la planta o del sustrato se hallan gasterópodos (*Hydrobia ulvae*, *Cyclope neritea*, *Jujubinus striatus* y *Haminoea* spp.), anfípodos (*Gammarus locusta*, *Melita palmata* y *Chaetogammarus marinus*), isópodos (*Idothea chelipes*), decápodos (*Crangon crangon*, *Carcinus maenas*), la ofiura *Amphipholis squamata*, el erizo *Psammechinus microtuberculatus* y la ascidia colonial *Botryllus schlosseri*.

Zostera noltii es relativamente frecuente en las costas atlánticas andaluzas generalmente asociada los estuarios de los grandes ríos y se muestra algo menos abundante en la vertiente mediterránea. Si se toma como referencia cartográfica el SIGLA (2001), éste ofrece una distribución para la especie que supone un área de 685 hectáreas en la provincia de **Huelva**. Las observaciones realizadas por el Equipo de Apoyo a la Gestión Sostenible del Medio Marino desde el año 2004 ponen de manifiesto una distribución algo más amplia para esta especie en el litoral andaluz. Con distribución eminentemente intermareal en Huelva aparece en los estuarios del Odiel, Piedras y Guadiana y en **Cádiz** en el área de la Bahía de Cádiz. En la vertiente mediterránea aparece en diversos puntos de **Almería** (0.02 hectáreas cartografiadas en 2009) presentando una distribución infralitoral y generalmente formando praderas mixtas con *Cymodocea nodosa*. En la provincia de **Granada** no se ha vuelto a observar la presencia de esta especie en las inmediaciones del puerto de Motril donde se detectó en el 2008, si bien se tratada de un grupo de matas asiladas. En **Málaga** hay algunos registros puntuales y aislados.

Almería: se observa en ambientes infralitorales someros (hasta 6 m de profundidad), formando praderas mixtas con *C. nodosa* o formando manchas de escasa superficie monoespecíficas sobre sustrato arenoso. Algunas de las más extensas se encuentran en el Monumento Natural Arrecife Barrera de Posidonia, en Roquetas.



Cádiz: Se distribuye fundamentalmente en el entorno de la Bahía de Cádiz, Sancti Petri y Bahía de Algeciras (río Palmones), si bien en esta última localidad durante el presente año no se ha podido confirmar la presencia de la especie en 12 hectáreas cartografiadas en la que se tenía constancia de su presencia. Se ha calculado una superficie de 20,4 hectáreas para la especie, entre la Bahía de Cádiz y Sancti Petri. En la provincia se ha cartografiado el 60% de la especie. Quedan por cartografiar unas 325 hectáreas en el entorno de la Bahía de Cádiz. Existe una pequeña zona interior próxima a la desembocadura del río Barbate donde se cree puede tener una pequeña representación esta especie, no superior a 5 hectáreas.

Huelva: Se distribuye en la ría de Punta Umbría, Río Piedras, Marismas de Isla Cristina, Isla Canela y Desembocadura del Guadiana. Hasta la actualidad se han cartografiado un total de 62, 23 hectáreas, la mayor parte de ellas repartidas entre la Ría de Punta Umbría (27,45 hectáreas) y Marismas de Isla Cristina (17.98 hectáreas). Todas las praderas presentan una distribución intermareal, excepto la pradera de Isla Canela (8,8 hectáreas) que es infralitoral. En esta provincia quedan por cartografiar unas 1000 hectáreas en la ría de Huelva.

Gran parte de las praderas de *Zostera noltii* del litoral andaluz presentan claros síntomas de regresión. Las causas, principalmente originadas por el hombre, son la disminución de la luz que llega a las praderas por el aumento de la turbidez o por la proliferación de algas a consecuencia de la eutrofización, o el daño directo producido fundamentalmente por el marisqueo incontrolado en extensas zonas intermareales, como ocurre en la bahía de Cádiz.

Hábitats o facies asociadas (EUNIS):

2.5.2.-*Praderas de zonas lagunares con *Zostera noltii*

2.5.2.-*Praderas mixtas de zonas lagunares con *Zostera noltii* y *Cymodocea nodosa*

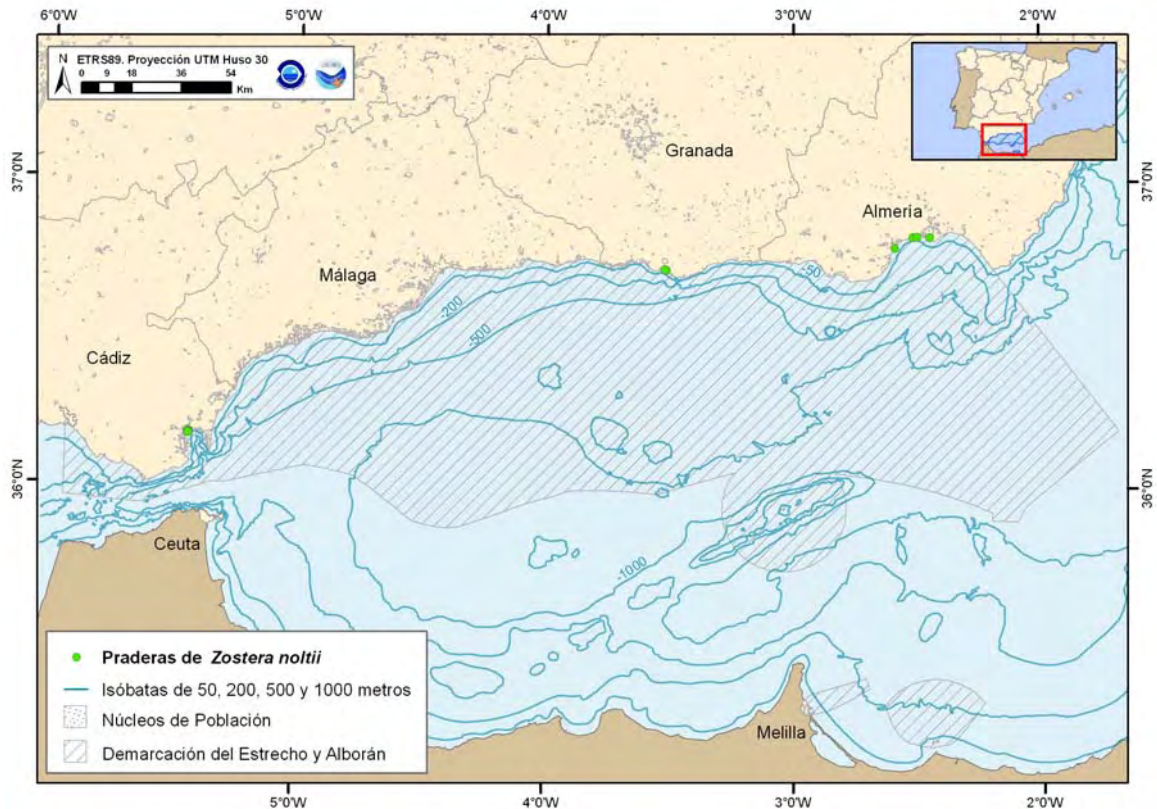
2.5.5.-*Praderas con *Zostera noltii* de zonas abiertas

Criterio 1.4: Distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Infralitoral y circalitoral
	Tipo de sustrato	Blandos arenas o fangos
	Rango de profundidad	De fondos someros a profundos
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Ampliamente distribuida en las zonas intermareales de las costas atlánticas de Europa y América del Norte, alcanzando su límite septentrional en el sur de Noruega y el meridional en las costas de Mauritania. También se encuentra en el Mediterráneo y Mar Negro, donde se restringe a ambientes más o menos poiquilohalinos (estuarios, lagunas costeras o albuferas). Es la única especie de fanerógama marina que aún habita en mares continentales (relictos), como el Mar Caspio o el Aral. En el Mar Mediterráneo se encuentra en bahías costeras protegidas y en mar abierto. En España se encuentra por toda la costa atlántica y en zonas concretas de la costa mediterránea, y ha sido citada en Canarias (Lanzarote), donde es muy rara.



CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT



Mapa 1. Distribución de *Zostera noltii* en la demarcación Estrecho-Alborán, a partir de las observaciones del Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz desde el año 2004. Informe 2010. Junta de Andalucía.

Zostera noltii es relativamente frecuente en las costas atlánticas andaluzas generalmente asociada los estuarios de los grandes ríos y se muestra algo menos abundante en la vertiente mediterránea. Si se toma como referencia cartográfica el SIGLA (2001), éste ofrece una distribución para la especie que supone un área de 685 hectáreas en la provincia de Huelva. Las observaciones realizadas por el Equipo de Apoyo a la Gestión Sostenible del Medio Marino desde el año 2004, ponen de manifiesto una distribución algo más amplia para esta especie en el litoral andaluz. Con distribución eminentemente intermareal en Huelva aparece en los estuarios del Odiel, Piedras y Guadiana y en Cádiz en el área de la Bahía de Cádiz. En la vertiente mediterránea aparece en diversos puntos del litoral almeriense (0.02 hectáreas cartografiadas en 2009) presentando una distribución infralitoral y generalmente formando praderas mixtas con *Cymodocea nodosa*. En la provincia de Granada no se ha vuelto a observar la presencia de esta especie en las inmediaciones del puerto de Motril donde se detectó en el 2008, si bien se trata de un grupo de matas asiladas, como en la provincia de Málaga.

ALMERÍA.

ZAPILLO. Coordenadas de los límites de la localidad: 550351-4074875 / 548553-4076343 (datum ED1950, huso 30)

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV
144



El litoral del Zapillo se sitúa en el extremo oriental del área urbana de Almería capital. Se trata de la zona de playas y baño más extensa de la ciudad, teniendo en cuenta que el resto de litoral arenoso de la zona ha sido modificado en época histórica como área portuaria. El litoral es bajo y arenoso y está muy modificado por la acción humana, incluyendo gran número de construcciones de gran altura en primera línea de playa, lo que ha influido muy negativamente en la dinámica litoral. La pérdida de áridos ha sido el principal resultado de la planificación urbanística de la gestión del litoral que ha intentado ser “remediada” con la instalación de espigones de distinto tipo y con la “regeneración” de las playas, que han dañado de forma irreversible la zona de rompientes y los primeros metros de la parte sumergida. Los fondos marinos son predominantemente arenosos, propicios para la existencia de praderas de fanerógamas marinas de distintas especies.

Tipo de litoral	Playa urbana
Tipo de fondo	Arena y pradera
Tª media	19,8°C
Salinidad	37,5 gr

Biocenosis de la roca supralitoral: *Verrucario-Melarhaphetum neritoidis*

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro, facies de *Nemalio-Rissoelletum verruculosae*

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro, facies de *Porphyretum leucostictae*

Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro, facies de *Chthamaletum stellati*

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Mytilus galloprovincialis*



Mapa 2. Distribución de *Zostera noltii* en Almería capital (Datos obtenidos del Informe regional del medio marino. 2008. Junta de Andalucía)



BAJOS DE ROQUETAS. Coordenadas de los límites de la localidad: 536788- 4071749 / 535767- 4070037 (datum ED1950, huso 30)

Se trata de una de las localidades más interesantes del litoral almeriense, con numerosos valores naturales, algunos únicos como el arrecife barrera de *Posidonia oceanica*, que le han valido para ser declarada como Monumento Natural. En ella también se encuentran praderas de otras fanerógamas marinas como *Cymodocea nodosa* y de *Zostera noltii*. En zonas cercanas al Monumento Natural también se conocía la presencia de *Zostera marina* formando praderas mixtas con *Cymodocea*. La zona litoral fue habitada en época romana y existen restos de un pequeño puerto. También existen unas salinas abandonadas.

Tipo de litoral	Costa baja y arenosa, junto a antiguas salinas
Tipo de fondo	Fondos blandos, de arena y arrecife de posidonia
Tª media	19,4°C
Salinidad	37,4 gr

Biocenosis de "mata" muerta de *Posidonia oceanica*

Biocenosis de áreas de desecación lenta, facies de acúmulos de restos de Posidonia

Biocenosis de *Posidonia oceanica*

Biocenosis de pradera de *Cymodocea nodosa*

Biocenosis de pradera de *Zostera noltii*

Biocenosis de supralitoral de sustrato blando de áreas de desecación rápida

Biocenosis de supralitoral de sustrato blando de áreas de desecación lenta

Biocenosis mesolitoral de sustrato blando de arenas



Mapa 3. Distribución de *Zostera noltii* en Roquetas (Almería) (Datos obtenidos del Informe regional del medio marino. 2008. Junta de Andalucía)

SAN TELMO. Coordenadas de los límites de la localidad: 545629- 4076347 / 544451- 4075746 (datum ED1950, huso 30)

La localidad se sitúa en el centro de la bahía de Almería en la base de la sierra de Gádor y, en concreto, bajo el promontorio de roca caliza sobre el que se encuentra el faro o castillo de San Telmo, entre la playa de las Olas y el puntazo de la Mona. Este tramo costero es el acceso a la capital desde el oeste (Aguadulce) y posee una carretera antigua, aunque todavía en uso, cuya obra generó en su día el aporte de numerosos materiales rocosos al litoral. A ambos lados de San Telmo existen dos pequeñas calas de arena gruesa y grava, la de levante (playa de las Olas) junto al puerto pesquero, y la de San Telmo a poniente.

Los fondos son predominantemente blandos, con praderas de *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa* y *Zostera noltii*, y con zonas de rocas, situadas entre San Telmo y la playa de las Olas, que llegan desde 3 a más de 30 m de profundidad.

Tipo de litoral	Acantilados, materiales de derribo y calas
Tipo de fondo	Paredes u bloques rocosos, praderas y sedimentos
Tª media	19,6ºC
Salinidad	37,4 gr

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Raflesia verrucosa*

Biocenosis de la roca supralitoral: *Verrucario-Melarhaphetum neritoidis*

Biocenosis de *Posidonia oceanica*

Biocenosis de pradera mixta de *Cymodocea nodosa* y *Zostera noltii*

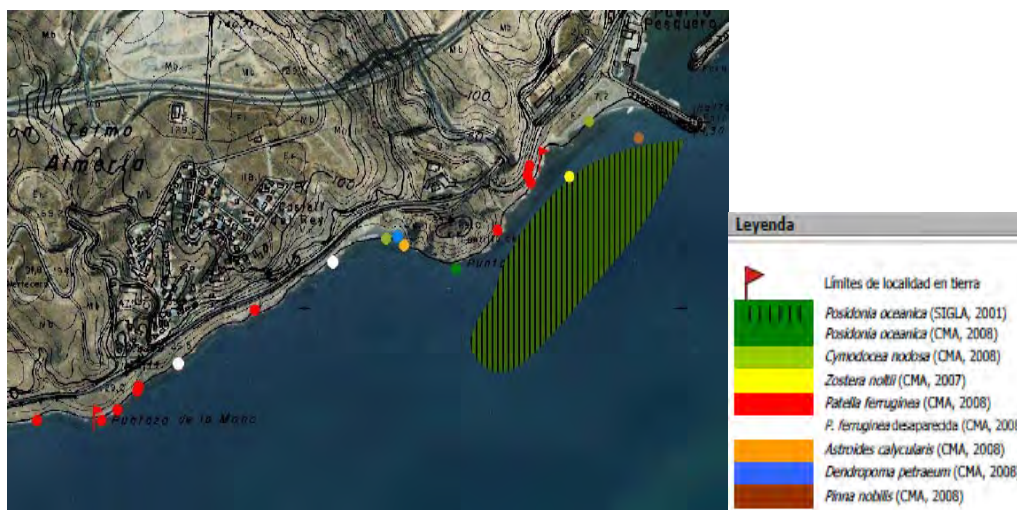
Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad



Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro, facies de *Nemalio-Rissoelletum verruculosae*

Biocenosis Fotófilas de la roca infralitoral superior en calmo facies sin fucales

Biocenosis Fotófilas de roca infralitoral superior calmo de *Cystoseira*



Mapa 4. Distribución de *Zostera noltii* en Aguadulce (Almería) (Datos obtenidos del Informe regional del medio marino. 2008. Junta de Andalucía)

MÁLAGA.

PEÑÓN DEL FRAILE. Coordenadas de los límites de la localidad: 355490-4046002 /429795-4066880 (datum ED1950, huso 30)

Localidad situada en el extremo oriental de la provincia de Málaga, constituye el límite entre ésta y la provincia de Granada. Tramo de costa acantilada de algo más de 1500 m de longitud, en el que en su extremo occidental se localiza una pequeña cala. En su extremo oriental limita con la playa de Cantariján (provincia de Granada) y en el occidental con la playa del Cañuelo. Presenta fondos rocosos en la base del acantilado y pos estratos blandos de arenas el resto. Zona muy atractiva para la práctica del buceo recreativo. Esta localidad alberga la población más importante de *Patella ferruginea* en la provincia de Málaga, la cual cuenta con 44 individuos censados hasta 2008. Es importante la presencia de *Dendropoma petraeum* y el coral *Astroides calycularis*. Sobre los sustratos duros infralitorales predominan las comunidades de algas fotófilas con una importante representación de *Asparagopsis armata* y *A. taxiformis*.

Tipo de litoral	Acantilado
Tipo de fondo	Sustrato blando de distinta granulometría y duro
Tª media	16,8°C
Salinidad	37,2 g/l



Biocenosis de arenas finas bien calibradas

Biocenosis de fondos detríticos costeros

Biocenosis de la roca supralitoral: Verrucario-Melarhaphetum neritoidis

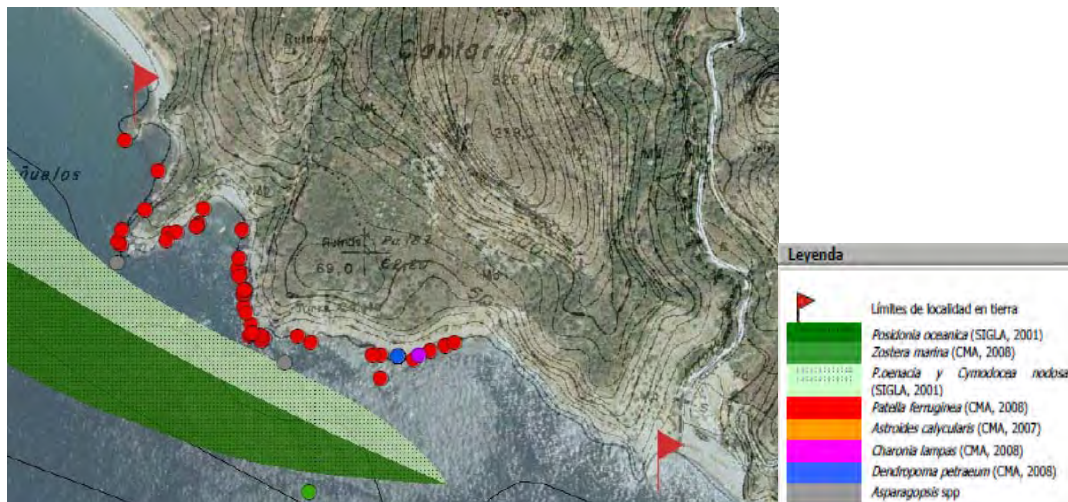
Biocenosis del mesolitoral superior de sustrato duro, facies de *Nemalio-Rissoelletum verruculosae*

Biocenosis de la franja mesolitoral inferior de sustrato duro, facies de *Dendropoma petraeum*

Biocenosis de roca infralitoral esciáfilas sin concreciones biológicas (=Precoralígeno)

Biocenosis del coralígeno: facies de *Astroides calycularis* y *Ophidiaster ophidianus*

Biocenosis de cuevas semioscuras y extraplomos



Mapa 5. Distribución de *Zostera noltii* en el Peñón del Fraile (Málaga) (Datos obtenidos del Informe regional del medio marino. 2008. Junta de Andalucía)

CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Especies y comunidades características asociadas:

No existe mucha información sobre la diversidad de la flora y de la fauna de las praderas de *Zostera noltii*, y es prácticamente nula en las costas andaluzas. Debido a las condiciones de salinidad variable y el tipo de fondos en los que suele vivir esta fanerógama, la diversidad es menor que en las praderas de *Zostera marina*. La riqueza específica y, por lo tanto, la diversidad, suelen seguir un patrón de variación estacional.

Como ocurre con las praderas de otras fanerógamas, las praderas de *Zostera noltii* constituyen una zona de refugio, reproducción y cría de muchas otras especies. Las zonas en las que se encuentran (estuarios, bahías semicerradas y marismas) son también muy utilizadas para los cultivos marinos.

Entre las especies de algas presentes en las praderas de *Zostera noltii*, caben destacar la bacilariofita *Cocconeis spp.*, la rodofita *Gracüaria gracilis* y las clorofitas *Caulerpa prolifera*, que forma praderas,

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV
149



relativamente extensas, en las bahías de Cádiz y Algeciras, con *Enteromorpha spp.*, y *Ulva spp.*, indicadoras de condiciones eutróficas.

Entre las especies de fauna más abundantes que aparecen en estas praderas cabe citar la anémona de mar (*Anemonia sulcata*), los gasterópodos *Hydrobia ulvae* y *Bittium reticulatum*, que suelen encontrarse sobre las hojas y rizomas, y *Cyclope neritea* y *Nassarius reticulatus*, que se entierran entre los rizomas, al igual que muchos bivalvos, como el berberecho (*Cerastoderma edule*), *Abra alba*, *Loripes lacteus* y *Paphia aurea*, y numerosos poliquetos: *Arenicola marina*, *Hediste diversicolor*, *Notomastus spp.*, *Euclymene oerstedii*, *Tharyx marioni*. Entre las hojas se encuentran también numerosas especies de pequeños crustáceos (anfípodos e isópodos), y algunos decápodos, como la quisquilla (*Palaemon serratus*) y el cangrejo de mar común (*Carcinus maenas*). Entre los peces, aparecen diversos góbidos, algunos lábridos, y otras de interés comercial, como el salmonete (*Mullus surmuletus*), los sargos (*Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris*), la herrera (*Lithognathus mormyrus*), el pargo (*Pagrus pagrus*) y la dorada (*Sparus aurata*).

Las praderas situadas en mar abierto, como las de Almería, comparten con las praderas próximas de *Posidonia oceanica* o *Cymodocea nodosa* un gran número de especies, como las estrellas de mar *Coscinasterias tenuispina* y las del género *Astropecten*, que viven sobre la arena, y, muchos peces como las salemas o salpas (*Sarpa salpa*) y diversos lábridos.



CAULERPA PROLIFERA

07. Descripción

Caulerpa prolifera (Forsskál-Lamouroux)

Las algas verdes (clorófitas) del género *Caulerpa* pertenecen a la familia Caulerpalidae y comprenden más de 100 especies en todo el mundo, distribuidas por los mares tropicales y subtropicales.

Aunque existen seis especies en el Mar Mediterráneo (*C. prolifera*, *C. ollivieri*, *C. mexicana*, *C. scalpelliformis*, *C. racemosa* y *C. taxifolia*), sólo *Caulerpa prolifera* (Forsskál-Lamouroux) puede considerarse como una especie autóctona y es la única que se halla en el litoral andaluz.

Con respecto a las otras cinco especies, *Caulerpa ollivieri* es similar a *C. prolifera*, tiene una distribución muy localizada en la región de los Alpes Marítimos franceses y está incluida en la lista de las especies estrictamente protegidas por el Consejo de Europa (Convención de Berna). *Caulerpa mexicana* (Sonder) J. Agardh y *C. scalpelliformis* (R. Brown ex Turner) C. Agardh, son dos especies tropicales introducidas en el Mediterráneo que han colonizado la costa de Siria, Israel y Egipto. *Caulerpa racemosa* (Forlskali) J. Agardh y *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh son dos especies invasoras de rápida dispersión y desarrollo, que constituyen actualmente una grave amenaza para las praderas de fanerógamas, sobre todo de *Posidonia oceanica*. *Caulerpa racemosa*, que procede del Mar Rojo, fue localizada en el Mediterráneo por primera vez en 1926 y ha estado confinada en el Mediterráneo oriental durante más de 60 años, pero desde 1994 se ha extendido rápidamente hasta las costas francesas e italianas, invadiendo toda clase de sustratos desde 0 a 40 m de profundidad. La presencia más próxima de esta especie al litoral andaluz la constituyen una serie de pequeñas praderas observadas en las proximidades del puerto de **Ceuta**.

Caulerpa taxifolia es un alga originaria de áreas tropicales, como el Caribe, océano Índico y Pacífico Sur, y fue introducida accidentalmente en las costas de Mónaco en 1984; desde entonces, se ha dispersado y desarrollado por amplias zonas del Mediterráneo (especialmente en las costas francesas e italianas), siendo las islas Baleares la cita más cercana al litoral andaluz.

Aunque son muy diversos los factores, tanto abióticos como bióticos, que pueden limitar su distribución y desarrollo, *Caulerpa prolifera*, al ser una especie de afinidad subtropical, está muy influida por las fluctuaciones estacionales del medio y muestra un ciclo de crecimiento y reproductor muy dependiente de la temperatura del agua. En algunos puntos del Mediterráneo francés se ha observado que las praderas de este alga sufren una fuerte regresión durante los años con inviernos rigurosos y, por el contrario, una expansión notable los veranos que siguen a inviernos suaves.

Hábitats relacionados (EUNIS):

2.5.11.-*Praderas de *Caulerpa prolifera*

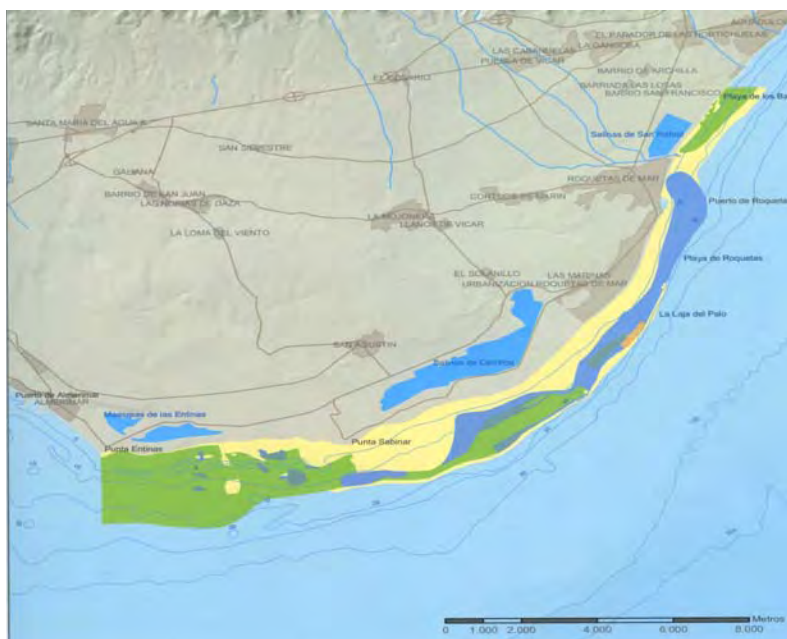


Criterio 1.4: Distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Infralitoral y Circalitoral
	Tipo de sustrato	Si bien puede desarrollarse sobre diversos tipos de sustratos, lo normal es que forme densas praderas sobre fondos blandos, preferentemente en fondos fangosos. No obstante, también puede desarrollarse sobre sedimentos arenosos o sustratos rocosos, y puede aparecer asociada con otras especies vegetales, como las fanerógamas marinas <i>Cymodocea nodosa</i> y <i>Zostera noltii</i> , que también pueden crecer en estos sedimentos fangosos y con las que a veces forma praderas mixtas.
	Rango de profundidad	De 0 a 40 metros de profundidad
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		<i>Caulerpa prolifera</i> se distribuye ampliamente por el Atlántico nordeste, entre el sur de España y Canarias, Atlántico noroeste (área caribeña), Mediterráneo (excepto en la zona de los golfos de León y de Génova y en el Adriático) y en el Mar Negro. En las costas españolas se encuentra por todo su litoral mediterráneo, en algunos puntos de Cádiz y Huelva, y en las islas Canarias.

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

El conocimiento de la distribución de *Caulerpa prolifera* en Andalucía es bastante incompleto. Se ha citado en diversos puntos de **Cádiz**: Tarifa, Cádiz y Rota, y en la costa de Málaga, aunque sin determinar una localización concreta. Trabajos más recientes señalan praderas bien desarrolladas de esta especie en distintas zonas de la bahía de Cádiz (puerto pesquero de Cádiz, Punta de Santa Catalina) y en otras áreas del litoral atlántico gaditano, frente a Sancti Petri (Chiclana), Torregorda (San Fernando).



Mapa 1. Distribución de las comunidades marinas en el sur de Roquetas (Almería) (Fuente Red de Información Ambiental de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente)

Se ha constatado su presencia en la bahía de Cádiz, sobre todo en la desembocadura del río Guadalete, playa de Valdelagrana, desembocadura del río San Pedro y en la zona intermareal de la propia bahía (asociada a *Cymodocea nodosa* en pequeñas pozas intermareales de sustrato fangoso).

En el **Estrecho de Gibraltar**, también está presente en el interior de la bahía de Algeciras frente a La Línea y en el interior del área portuaria de Gibraltar. Aunque no hay citas en el litoral de Huelva es previsible que existan praderas del alga, sobre todo en los sistemas estuarios que abundan en esta zona. En el litoral de **Málaga** existen datos poco precisos sobre su presencia y es muy escasa en la costa de **Almería**: Roquetas (en los Bajos de Roquetas, a 2 m de profundidad entre *nodosa*) y en La Romanilla, a 7 m de profundidad (también en una pradera densa de *C. nodosa*). En la costa del levante almeriense sólo se ha observado a *Caulerpa prolifera* en la ensenada de Terreros y el interior de puertos, como en el de San José, dentro de una pradera de *Cymodocea* (febrero de 1995), y en el de Villaricos, muy abundante también junto con *Cymodocea* (julio de 1995). En esta última localidad se dragó y reconstruyó el puerto en 1996 y, como consecuencia de ello, desapareció el fondo mixto de *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa prolifera*, aunque es posible que alguna mancha de esta última especie haya podido mantenerse en la zona

En **Melilla** también la podemos ver praderas, que han sustituido en gran medida a de la fanerógama *Cymodocea nodosa*.

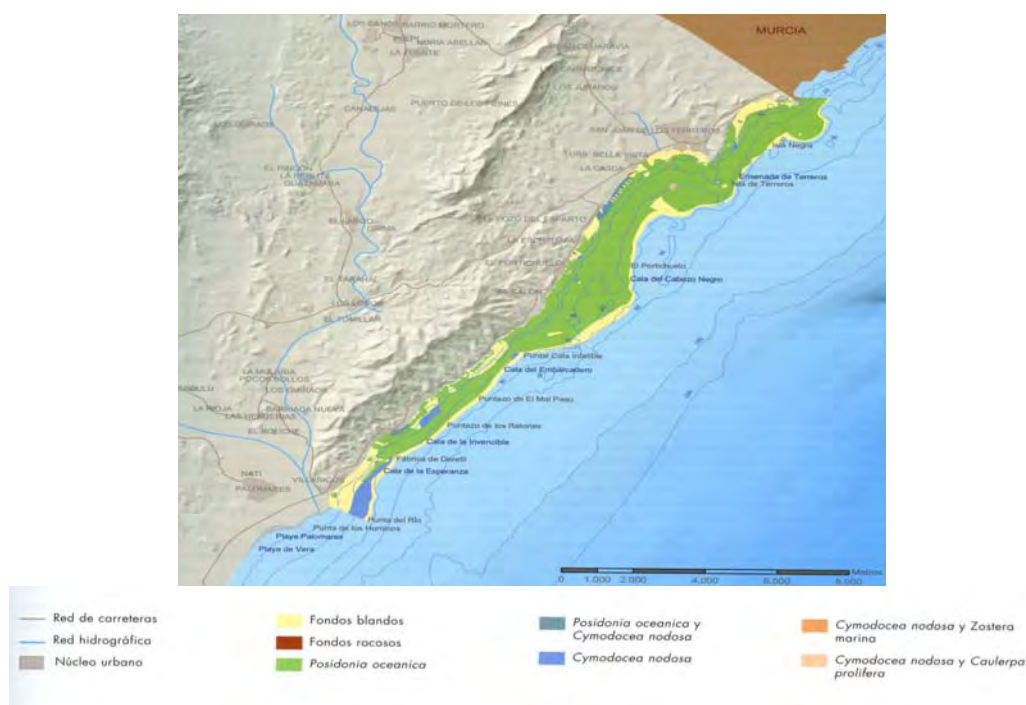


Figura 2. Distribución de las comunidades marinas en la costa de Villaricos (Almería) (Fuente Red de Información Ambiental de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente)

CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Especies y comunidades características asociadas:

El ciclo biológico de *Caulerpa prolifera* y los cambios estacionales de la densidad de las praderas tienen una gran influencia en la composición de las comunidades vegetales y animales asociadas a estos sistemas. Por otro lado, muchas de las especies de la familia, producen una serie de metabolitos secundarios, con propiedades tóxicas o disuasorias, para los microorganismos, las larvas de erizos y otros invertebrados o para los peces herbívoros.

En *Caulerpa prolifera* el metabolito secundario más abundante es la caulerpenina que, por un lado, impide el asentamiento de epífitos y, por otro, evita la depredación por parte de los herbívoros. Las especies que nos podemos encontrar en el hábitat de *Caulerpa prolifera* entre otras, se detallan a continuación:

Moluscos: *Amyclina corniculum*, *Ascobulla fragilis*, *Abra alba*, *Anomia ephippium*, *Aplysia fasciata*, *Bittium reticulatum*, *Corbula gibba*, *Gastrana fragilis*, *Jujubinus striatus*, *Loripes lacteus*, *Lobiger serradifalci*, *Macoma melo*, *Nassarius cuvierii*, *Nassarius pygmaeus*, *Nassarius vaucher*, *Oxynoe olivácea*, *Pusillina radiata*, *Pusillina margínala*, *Pandora inequalvis*, *Parvicardium exiguum*, *Pecten jacobaeus*, *Rissoa membranácea*, *Sepia officinalis*, *Octopus vulgaris*, *Rissoa labiosa*, *Tricolia tenuis*, *Tapes decussatus*.

Amfípodos: *Ampithoe ramondi*, *Ampelisca diadema*, *Caprella caulerpensis*, *Corophium annulatum*, *Lembos websteri*, *Microdeutopus versiculatus*, *Neanthes caudate*, **Briozoos:** *Watersipora subovoidea*,



Decápodos: *Hippolyte* spp., *Palaemon adspersus*, *Philocheras monacanthus*, *Hippolyte inermes*, *Hippolyte varians*, *Diogenes pugilator*, *Macropodia parva*, *Processa edulis*

Tanaidáceos: *Apseudes talpa*, **Poliquetos:** *Pileolaria militari*, *Neanthes caudata*. **Capitélidos:** *Capitella capitata*, *Notomastus latericeus*.

Poríferos: *Mycale macilenta*, *Hymeniacion sanguínea*. **Cnidarios:** *Anemonia sulfata*, *Condylactis aurantiaca*

Equinodermos: *Holothuria tubulosa*, *Sphaerechinus granularis*. **Ascidias:** *Phallusia mamillata*, *Microcosmus squamiger*, *Styela alicata*.

Peces: *Hippocampus hippocampus*, *Hippocampus ramulosus*, *Anguilla anguilla*, *Sparus aurata*, *Sarpa salpa*, *Dicentrarchus labrax*.

Fanerógamas (en caso de formar praderas mixtas)

CAULERPA RACEMOSA, PRADERAS

07 a. Descripción

Caulerpa racemosa es un alga (Cloroficeae) de origen tropical que durante la última década se ha expandido a lo largo de la costa mediterránea occidental colonizando los hábitats bentónicos autóctonos. Su carácter invasor es más marcado que la conocida *Caulerpa taxifolia*, aunque sus posibles efectos sobre los hábitats bentónicos y la biodiversidad marina no parecen haber despertado la misma preocupación a las instituciones científicas y políticas.

C. racemosa procede del Mar Rojo y entró en el Mediterráneo Oriental a través del Canal de Suez. Fue observada por primera vez en 1926, quedando confinada su expansión a la cuenca oriental durante más de 60 años. Durante este periodo coexisten en el Mediterráneo Oriental dos especies: *C. racemosa* var. *turbinata*-uvifera y var. *lamourouxii* f. *requienii*. La variedad invasora fue introducida más recientemente y corresponde a otra especie endémica de la localidad australiana de Perth, denominada *C. racemosa* var. *cylindracea*. La colonización del Mediterráneo Occidental no se inicia hasta 1991 (Trípoli, Libia), mostrando un comportamiento invasor más agresivo e imparable. En 1998 aparece en Baleares, en 1999 a Castellón, en 2001 llega a las costas de Alicante y en 2005 alcanza las costas de la Región de Murcia, donde actualmente muestra una activa expansión hacia el Mar de Alborán.

En 2008 se observó por primera vez en Almería, en la isla Terreros (ZEPIM Levante Almeriense). La zona afecta a 3,5 hectáreas en el piso infralitoral entre 13 y 17 metros. En 2009 se localizó en una nueva posición, a unas 4 millas al sur de isla Terreros entre 20 y 30 metros de profundidad, invadiendo el piso circalitoral. Actualmente en esta localidad la especie se extiende regularmente sobre fondos de maërl, la pradera de *Posidonia* y la comunidad de algas fotófilas, llegando a una extensión de al menos 117 hectáreas. La extensión real de la presencia de *Caulerpa racemosa* debe ser muy superior a la cartografiada en la zona ya que solo se ha buceado hasta la cota de 30 metros y en muchos puntos se puede observar como la especie se extiende más allá de esta profundidad.

En las aguas del Mediterráneo occidental este tipo de especies invasoras pueden verse favorecidas por los cambios previstos en los modelos de cambio climático:

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV
155



1. El alga *Caulerpa racemosa* crea extensas praderas en las áreas ya ocupadas por especies de fanerógamas propias del Mediterráneo como las praderas de posidonia (*Posidonia oceanica*) o de alguero (*Cymodocea nodosa*). También es capaz de colonizar sustratos rocosos. Su gran habilidad competitiva ante Posidonia y Cymodocea se debe a su rápido crecimiento y a que puede reproducirse a partir de pequeños trozos, como esquejes, que pueden ser transportados fácilmente por las embarcaciones. Además, prácticamente carece de depredadores: de momento parece que hay pocas especies animales que hayan sido capaces de incorporar esta especie en su dieta. La invasión de *Caulerpa racemosa* únicamente se ha conseguido paliar, en aquellos casos en los que se ha detectado precozmente.

2. Una de las consecuencias del cambio climático será el calentamiento del agua del mar, y no sólo en superficie, sino también en profundidad, hecho que podría afectar al estado de las praderas de fanerógamas marinas. No hay que olvidar que uno de los hábitats que se encuentran más amenazados por la invasión de *Caulerpa* son las praderas de Posidonia, un importante sumidero de CO₂ en el Mediterráneo occidental. Por otra parte, algunos estudios indican que en profundidades a partir de 30 m, *C. racemosa* puede formar un tapiz continuo y muy denso. Por todo ello, es de prever que su expansión podría ser mayor de lo previsto.

Caulerpa spp. Tiene dos especies principales, *C. racemosa* que tiene un crecimiento invasivo en las zonas más someras (hasta los 10 m de profundidad) y *C. prolifera*, que crece de forma más ordenada formando praderas que pueden llegar hasta los 25 m de profundidad.

Se ha comprobado que *C. racemosa* tiene claros efectos negativos sobre el bentos mediterráneo, y muestra una amplia valencia ecológica se puede presentar en todo tipo de sustratos a profundidades que oscilan desde los 0 a los 60m y en aguas tanto limpias como contaminadas. Todo ello comporta una progresiva regresión de los taxones autóctonos, hasta su posible extinción.

Hábitats asociados (EUNIS):

2.5.12.-*Praderas de *Caulerpa racemosa*

Criterio 1.4: Distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Infra y circalitoral
	Tipo de sustrato	Arenosos y rocosos
	Rango de profundidad	De 0 a más de 60 metros de profundidad
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Australia, introducida en el Mediterráneo

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

ALMERÍA.

PUNTA CALA INFALIBLE. Coordenadas de los límites de la localidad: 613719-4128768 / 611933-4126744 (datum ED1950, huso 30)

Localidad situada frente a sierra Almagrera y perteneciente a la ZEPIM de los Fondos Marinos del Levante Almeriense. Se encuentra alejada de los núcleos urbanos de San Juan de los Terreros (8 km al NE) y Villaricos (6 km al SW). El tramo litoral es rocoso (filitas y pizarras, fundamentalmente) de

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV
156



acantilado bajo y pequeñas calas, con escasas urbanizaciones aisladas construidas junto a la costa. Los fondos son rocosos junto al litoral, y a más profundidad predominan los sustratos blandos ocupados por extensas praderas de *Posidonia oceanica*, que se encuentra en la zona desde casi la misma orilla hasta unos 30 m de profundidad. No se conocen vertidos urbanos ni industriales en este tramo costero. En la localidad se encuentran varios bajos rocosos frecuentados por buceadores deportivos, como La Catedral y El Cerro.

Tipo de litoral	Costa rocosa con pequeñas calas
Tipo de fondo	Praderas, arena, bajos rocosos y maërl
Tª media	20,8°C
Salinidad	37,5 gr/l

Biocenosis del coralígeno

Biocenosis de cuevas semioscuras y extraplomos: facies de *Parazoanthus axinellae*

Fondos de Maërl

Biocenosis de roca infralitoral esciáfilas sin concreciones biológicas (=Precoralígeno)



Mapa 1. Distribución de *Caulerpa racemosa* en Villaricos (Almería) (Datos obtenidos del informe. Apoyo a la gestión del medio marino. 2008. Junta de Andalucía)

Caulerpa racemosa, hasta el momento, solo se ha detectado en el este de la provincia de Almería, cartografiándose un área de unas 120,5 hectáreas. No obstante, el área real de ocupación de esta especie debe ser mucho mayor a la indicada ya que solo se ha cartografiado hasta la cota de -30 metros, observándose que se extiende en muchos puntos a más profundidad.



Mapa 2. Distribución de *Caulerpa racemosa*. (Villaricos - Almería) (Datos obtenidos del informe. Apoyo a la gestión del medio marino. 2008. Junta de Andalucía)

CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Especies y comunidades características asociadas:

Al ser *Caulerpa racemosa* un alga invasora, podemos encontrar donde existe esta, especies propias de las facies a las cuales se va extendiendo, como las propias de las fanerógamas marinas.

Stypocaulon scoparium, *Padina pavonica*, *Caulerpa racemosa*, *C. webbiana*, *Corallina elongata*, *Jania rubens* o *Cottoniella filamentosa*, el hidrozoo *Aglaophenia pluma*, la anémona *Anemonia melanaster*, y los gasterópodos *Smaragdia viridis* y *Jujubinus spp.* La fauna móvil de las praderas está representada por numerosos poliquetos, gasterópodos, crustáceos Misidáceos, isópodos, anfípodos y decápodos (*Hyppolite longirostris*, *H. inermis*, *Latreutes fucorum*, *Palaemon serratus*, *Pagurus anachoretus* y *Dardanus callidus*), las estrellas *Coscinasterias tenuispina* y *Astropecten aranciacus*, la ofiura *Amphipholis squamata*, los erizos *Sphaerechinus granularis* y *Psammechinus microtuberculatus*, y holoturias (*Holothuria spp.*).

Entre los peces, en los sebadales de las Islas Canarias, están bien representados los espáridos y los tamboriles (*Canthigaster rostrata* y *Sphoeroides marmoratus*). Los peces mejor adaptados, son los singnátidos (*Hippocampus hippocampus*, *H. ramulosus*, *Syngnathus acus*, *S. typhle* y *Nerophis ophidion*). En las praderas menos densas pueden aparecer grandes poblaciones de anguilas jardineras (*Heteroconger longissimus*, *Nystaticthys halis*). Entre las especies de interés comercial se encuentran la sepia (*Sepia officinalis*), el salmonete (*Mullus surmuletus*), la vieja (*Sparisoma cretense*), la chopá (*Spondylisoma cantharus*), la herrera (*Lithognathus mormyrus*), el besugo (*Pagellus acarne*), el bocinegro (*Pagrus pagrus*), los sargos (*Diplodus spp.*), la boga (*Boops boops*), el gualde (*Atherina presbyter*), las cabrillas (*Serranus spp.*) o las samas (*Pagrus spp.*, *Dentex spp.*).



FONDOS DE LAMINARIALES. LAMINARIA RODRIGUEZII

Código EUNIS A.5.- Sedimentos sublitorales – A.5.5. Sedimentos sublitorales dominados por macrófitos – A.5.52L Asociación con *Laminaria rodriguezii* / Listado Hábitats del Mediterráneo: A.5. Fondos sedimentarios infra- y circa-litorales - *Fondos detríticos costeros - *Fondos de *Laminaria rodriguezii*

09. DESCRIPCIÓN

Laminaria rodriguezii

En las costas atlánticas de la Península Ibérica, en las costas occidentales de Europa y parte del Mar Mediterráneo, el piso infralitoral rocoso se caracteriza por la presencia de grandes poblaciones de algas feofíceas laminariales, que reciben el nombre de “bosques de laminarias”. *Laminaria rodriguezii* es un endemismo del Mediterráneo que ha sido citado en Argelia, Túnez, España, Córcega, Sicilia y Mar Adriático (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2003). Se distribuye a profundidades entre 60 y 120 m en zonas en las que existen corrientes unidireccionales y bajas temperaturas (Feldman, 1934; Giaccone, 1967). En las costas españolas esta especie parece ser más abundante en la franja central de la Península Ibérica situada entre las provincias de Castellón y Murcia, y en las Islas Baleares (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2003; Barberà *et al.*, 2012; Joher *et al.*, 2010).

Existe poca información sobre los fondos de *L. rodriguezii*. Posiblemente debido a que normalmente esta alga aparece como especie acompañante de otras comunidades de algas, pero no como especie dominante, como es el caso de los fondos de maërl. Sin embargo, los fondos dominados por *L. rodriguezii* han sido descritos recientemente en las Islas Baleares, donde aparecen a profundidades entre 70 y 100 m, en áreas barridas por corrientes moderadas (Joher *et al.*, 2010).

Las asociaciones de detrítico costero con *L. rodriguezii* están incluidas entre los hábitats marinos de interés para la conservación recogidos en el Convenio de Barcelona, y como especie se encuentra recogida en el Anexo II (especies amenazadas) de ese mismo convenio debido a su vulnerabilidad a la pesca de arrastre (Barberà *et al.*, 2009). Las algas laminariales son estenohalinas y estenotermas, por lo que estas comunidades se encuentran en zonas abiertas, por lo general expuestas al hidrodinamismo y en aguas con una temperatura inferior a 20 °C. La dependencia de la luz las restringe asimismo a zonas de aguas claras y, por lo general, relativamente poco profundas. Las especies presentes en la costa atlántica ibérica normalmente se hallan a profundidades inferiores a 20 ó 30m, pero en el Mar de Alborán pueden alcanzar hasta los 60 m.

Son algas de gran porte (hasta 2-3 m) y bastante longevas, que viven entre uno y catorce años, pero las poblaciones sufren variaciones estacionales debido al ciclo de las especies presentes, como *Saccorhiza polyschides* que desaparece en el invierno, o por las tormentas, que arrancan a los ejemplares de mayor edad. La pérdida de individuos viejos permite la instalación de nuevas plantas, al tiempo que produce un aumento de luminosidad para los ejemplares fijados en el sustrato, acelerando el crecimiento. Este



proceso es importante, porque los individuos alcanzan la capacidad reproductora con una talla determinada.

Esta comunidad tiene una gran importancia ecológica, ya que, debido a su estructura, amortigua la erosión provocada por el oleaje (Madsen *et al.*, 2001), y proporciona refugio a una gran cantidad de especies. Cuando son arrancadas por el oleaje, se rompen en fragmentos y se dispersan por el fondo, sirviendo de alimento a los organismos detritívoros, incluso cuando llegan a la orilla.

Los bosques de laminariales más extensos y densos de Andalucía se hallan alrededor de la **isla de Alborán**. En esa primera descripción se destacaban su gran tamaño y densidad, la amplia extensión que ocupaban y la riqueza de vida observada. En las cotas menos profundas, los bosques de la isla de Alborán están formados por *Saccorhiza polyschides*, que empieza a aparecer entre 15 y 19 m de profundidad y llega hasta unos 35 m, con una densidad de entre 5 y 6 talos por m². *Laminaria ochroleuca* aparece en torno a los 25 m, y forma un ancho cinturón casi continuo entre 35 y 55 m, que se solapa parcialmente con la comunidad de maërl (fondo de rodolitos), la cual se extiende entre 35 y 80 m. Entre 30 y 60 m de profundidad cubre grandes extensiones, tanto sobre los fondos rocosos como sobre los rodolitos, alcanzando una densidad máxima de hasta 4 talos por m² entre 35 y 50 m (los talos tienen aquí 4 m de longitud media). A partir de los 50 m, la densidad de los bosques disminuye y a 60 m, sólo se observan ejemplares aislados.

Phyllariopsis brevipes y *Phyllariopsis purpurascens* alcanzan una longitud máxima menor que las precedentes (0,4 m y 1,5 m, respectivamente). La primera de ellas se une al sustrato por pequeños hapterios no ramificados, tiene un estipe corto (nunca supera 3 cm de longitud) y la base de la lámina es cordiforme, mientras que *Phyllariopsis purpurascens* se fija al sustrato por un disco, el estipe es más largo (hasta 12 cm), y la base de la lámina es lanceolada. Además, los esporófitos fértiles de esta última especie presentan un soro con una típica forma de riñón en la base de la lámina, que llega hasta el borde de la misma, mientras que los de *Phyllariopsis purpurascens* presentan soros irregulares dispersos por toda la lámina, que en ningún caso llegan hasta el borde

Laminaria ochroleuca: se encuentra presente en la costa occidental de la Península Ibérica, entre Tarifa y Estepona, puntualmente en Almería y en el Mar de Alborán están presentes los bosques más representativos de este hábitat (señalado en 1972 por Giaccone como un fenómeno de “gigantismo”).

El grado de exposición al hidrodinamismo es el factor fundamental que condiciona la instalación de cada una de las especies de laminarias. Se pueden distinguir así diferentes facies:

- Facies de *Laminaria hyperborea*: se halla en zonas expuestas al oleaje o con fuertes corrientes en un rango de profundidad de entre unos 5 y 15 m. La fauna asociada está compuesta principalmente por animales sésiles que soportan el fuerte hidrodinamismo, como cnidarios y esponjas masivas e incrustantes.
- Facies de *Saccorhiza polyschides*: suele encontrarse en la parte superior del piso infralitoral en zonas batidas, y normalmente asociada a *Corallina elongata*, excepto cuando el hidrodinamismo es muy fuerte. En la zona del estrecho de Gibraltar y en algunos puntos del Mar de Alborán donde está presente, esta laminarial suele asociarse a *Cystoseira usneoides* en un rango de profundidad que va desde unos 5 a 25 m.
- Facies de *Laminaria ochroleuca*: aparece en zonas menos batidas, asociada generalmente a algas como *Pterosiphonia spp.*, *Calliblepharis ciliata*, *Gelidium spp.* y *Cystoseira spp.* En la zona de la Isla de



Alborán esta laminaria forma densos bosques entre 35 y 60 m, pero en otras áreas se encuentra a menor profundidad.

- Facies de *Phyllariopsis purpurascens*: en las costas del norte de España suele aparecer entre 15 y 20 m en zonas muy expuestas o de fuertes corrientes. En el Mediterráneo está presente a mayor profundidad, formando parte de la comunidad de algas circalitorales (ver más adelante), en la zona del Mar de Alborán y ocasionalmente más hacia el interior.

Las algas Laminariales son características de aguas frías y templadas del Atlántico, aunque también pueden encontrarse en aguas más cálidas al sur de Europa, y en el Mediterráneo, si bien, es norma general que en estos lugares sean menos frecuentes (OSPAR, 2000), ya que suelen preferir temperaturas de entre 10°C y 15°C (Davison, 1987).

Todas estas especies son muy sensibles, precisan de aguas muy claras y con una renovación continua. El enturbiamiento del agua del mar Mediterráneo, por un lado, y la pesca de arrastre, por otro, son las principales amenazas para esta comunidad

La profundidad a la que pueden encontrarse estas facies varía mucho dependiendo de las características del medio, siendo uno de los factores más limitantes la penetración de la luz. Por ejemplo *Laminaria hyperborea* puede alcanzar hasta 30 m de profundidad (Gunnarsson, 1991), y en el estrecho de Mesina se ha encontrado *Laminaria ochroleuca* entre 45 y 85 m de profundidad (Cabioc'h *et al.*, 1995). La máxima profundidad a la que se han observado algas de este grupo corresponde a *Laminaria rodriguezii*, especie endémica del Mediterráneo que suele encontrarse entre 80 y 150 m de profundidad (Cabioc'h *et al.*, 1995).

EUNIS asociados:

2.2.2.-*Fondos circalitorales rocosos dominados por Laminariales

2.2.2.1.-*con *Laminaria rodriguezii*

2.2.2.2.-*con *Phyllariopsis brevipes/Phyllariopsis purpurascens*

2.2.2.3.-*con *Laminaria ochroleuca* (Mar de Alborán)

2.2.2.4.-*con *Saccorhiza polyschides* (Mar de Alborán)

2.4.14.3.-*Fondos con *Laminaria rodriguezii*

2.4.14.4.-*Fondos con *Laminaria ochroleuca*, *Saccorhiza polyschides*, *Phyllariopsis spp.* (Mar de Alborán)

2.1.2.1.3.-con *Cystoseira usneoides/Saccorhiza polyschides/Laminaria ochroleuca* (Mar de Alborán)

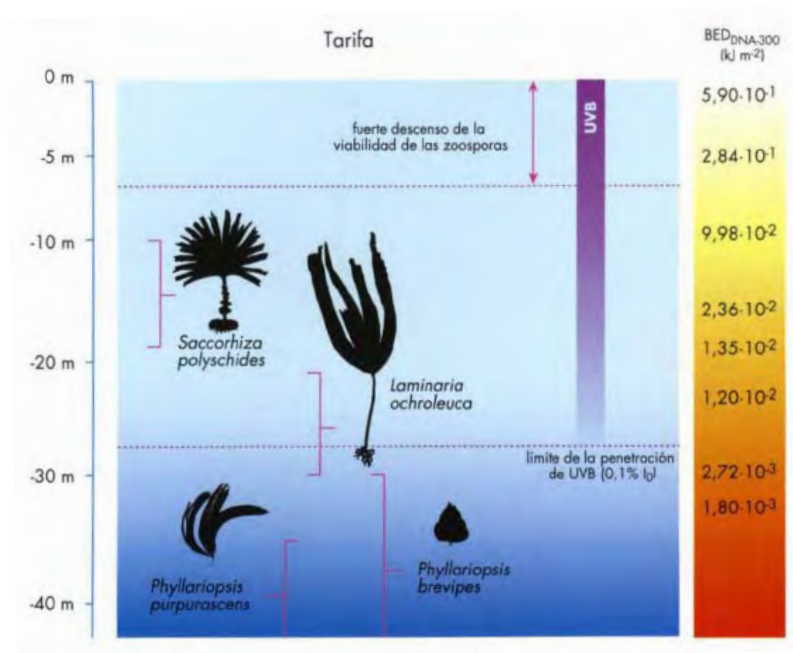
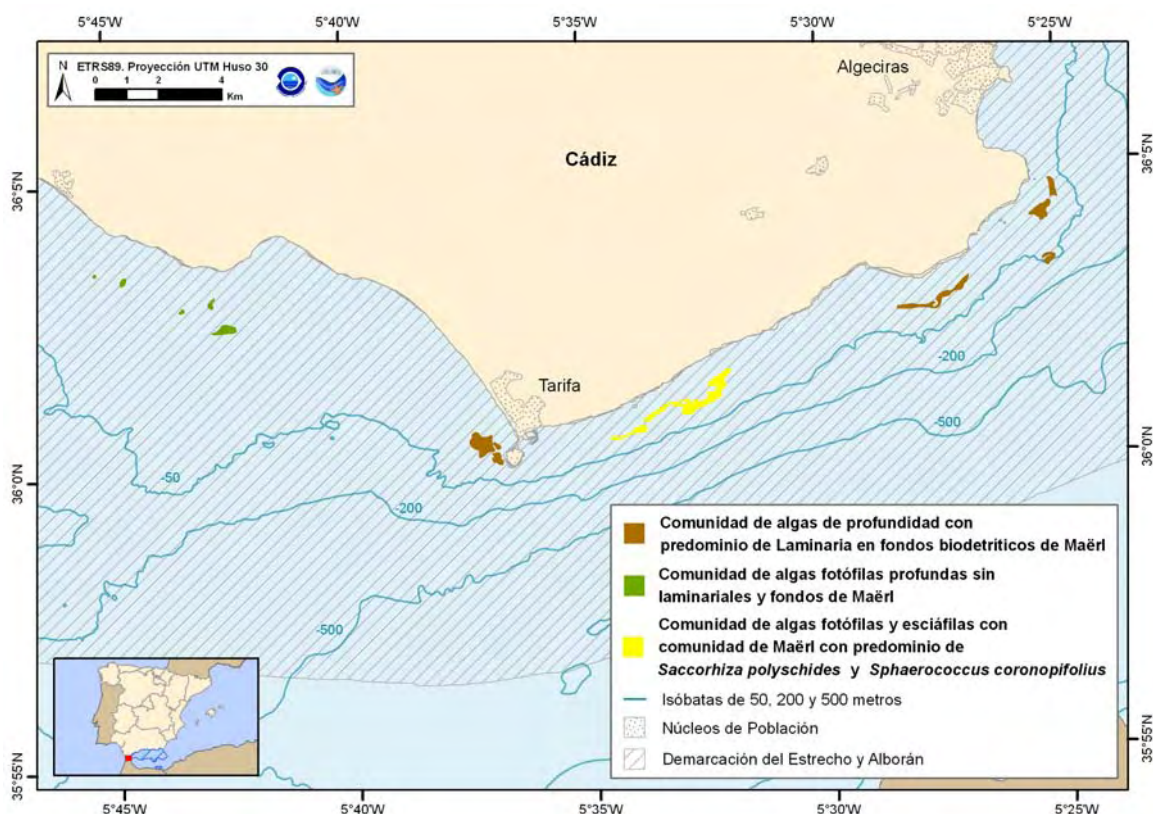


Figura 1. Penetración de la radiación ultravioleta B (longitud de onda comprendida entre 280 y 315nm) en la costa de Tarifa, expresada como dosis biológicamente efectiva para daño en el ADN (BED ADN-300) y presencia de las principales formas de laminariales. La BED ADN-300 que se registra en los primeros 7 m de la columna de agua provoca daños irreversibles en el ADN de las meiosporas de las 4 especies de laminariales, comprometiendo su capacidad de germinación. Las formaciones de *Saccorhiza polyschides* más someras se localizan a partir de los 10m de profundidad. Las profundidades a las que se registran los valores de BED ADN-300 que inhiben la capacidad de germinación de las meiosporas de cada una de las especies esta correlacionada con aquellas a las que se encuentran las formaciones respectivas. (Dibujo J. Corbera, de Praderas y bosques marinos de Andalucía)

Criterio 1.4: Distribución del hábitat

1.4.1. Rango de distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Circalitoral
	Tipo de sustrato	Fondos detrítico costeros
	Rango de profundidad	<i>Laminaria ochroleuca</i> 35 a 60 m <i>Phyllariopsis</i> 25 a 60 m
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Mar Mediterráneo



Mapa 1. Distribución de Laminariales en la zona del Estrecho de Gibraltar

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

Saccorhiza polyschides (Lightfoot) Batters. Especie atlántica citada en el Cabo de Tres Forcas (Melilla) (de Buen, 1913) y confirmada por nosotros, también en Ceuta y Melilla (Werner, 1962).

Cádiz: Se ha descrito en la zona de Punta de Pescadores formando extensas praderas, de hasta 2 m de altura y gran densidad de individuos, entre -8m y -15m, desapareciendo, más o menos rápidamente, a profundidades superiores. Estas praderas recubren roca viva subhorizontal, encontrándose poblaciones en distintas fases o estadios de su ciclo vital. Los ejemplares se encuentran profusamente epifitados por Ectocarpáceas.

Menos citada en el Mediterráneo que *Phyllariopsis brevipes*, se ha recolectado en Estepona (**Málaga**) (Conde y Seoane, 1982) y en las proximidades del Estrecho de Messina (Sicilia) y Golfo de Nápoles (Italia) (Ribera et al., 1992). También se halló de arribazón en el litoral de Grecia (Athanasiadis, 1987).

Cystoseira usneoides (L.) Roberts. Taxón atlántico boreal, que se ha descrito como arrojado o flotando, durante el verano, en el Norte de África: **Melilla** (de Cabo de Tres Forcas) y en la Bahía de **Alhucemas**. En Cala Iris forma densas poblaciones entre -2 a -6 m, que presentan receptáculos de mayo a agosto. En el resto del Mar Mediterráneo presenta una distribución muy restringida, con citas en **Ceuta** (Bornet, 1892), Mar de Alborán norte (Conde, 1984), Estrecho de Messina, Sicilia (Giaccone *et al.*, 1985) y en Argelia (Perret-Boudouresque & Seridi, 1989).

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad



Mapa 2. Distribución de *Cystoseira usneoides* en la península Ibérica

CADIZ: 30STE68: Tarifa Seoane, J. A. (1956) Tarifa Vera & F. Conde 06-10-1990, MGCOO20055. 30STE69: Playa de lances, Seoane, J. A. (1960). Lances de Tarifa, Seoane J. A. (1965). 30STE79: Punta Canales, Seoane J. A. (1965)

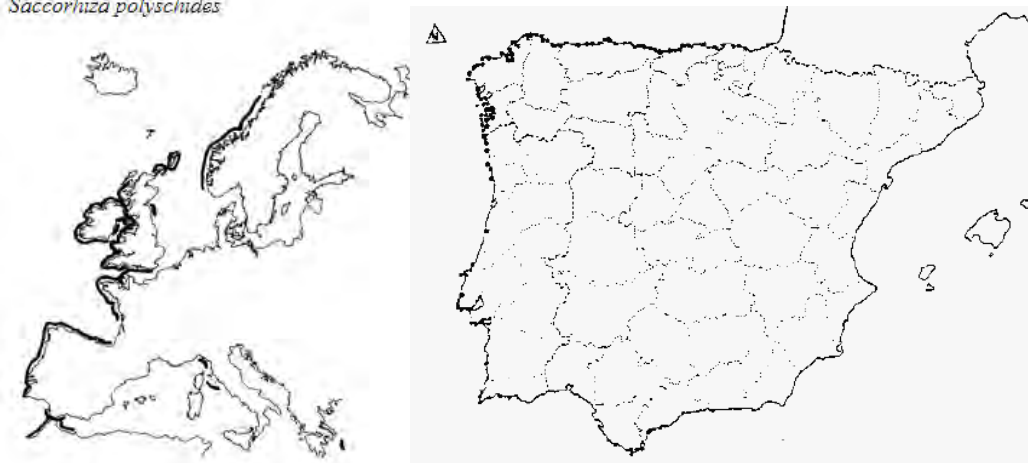
MALAGA: 30SUF03 Estepona, Conde F. & Seoane J. A. (1982). Puerto de Estepona F. Conde 23-09-1976, MGC000163. 30SUF23 Las Bóvedas, Conde F. & Seoane J. A. (1982). 30SUF34 Marbella Conde F. Seoane J. A. (1982)

Laminaria ochroleuca



Mapa 3 y 4. Distribución de *Laminaria ochroleuca*, en Europa y en la península ibérica

Saccorhiza polyschides



Mapa 5 y 6 Distribución de *Saccorhiza polyschides* En Europa y en la Península Ibérica

Phyllariopsis breviceps



Phyllariopsis purpurascens



Mapa 7 y 8 Distribución de *Phyllariopsis breviceps* y *Phyllariopsis purpurascens*





Mapa 9 y 10 Distribución de *Phyllariopsis purpurascens* y *Phyllariopsis brevipes* en la Península Ibérica.

P. purpurascens se distribuye en la Península Ibérica por la fachada atlántica de Galicia y norte de Portugal, zona del Estrecho de Gibraltar y Mar de Alborán, llegando hacia el este hasta las Islas Hormigas (Murcia). Se han encontrado ejemplares arrojados en la costa del Algarve (Ardré, 1969) y en el litoral de Cantabria; por lo tanto, es posible que el área de esta especie sea mayor. Otras áreas, diferentes a la Península Ibérica, donde se ha descrito son: costas de Melilla, Argelia, Estrecho de Messina, Cerdeña (Ribera *et al.*, 1992) y noroeste de Marruecos (Feldmann, 1934).

P. brevipes subespecie *brevipes* se encuentra en las costas de Asturias y, desde los alrededores de Lisboa, se distribuye de forma casi continua por el sur de Portugal y las costas mediterráneas de la Península Ibérica. Este taxón también se ha citado, para la zona atlántica, en las costas del Golfo de Vizcaya (donde estaría su límite septentrional) y noroeste de Marruecos (Feldmann, 1934). En el Mediterráneo se ha descrito su presencia hasta el departamento de Pirineos Orientales (Francia), Córcega, Estrecho de Messina, Argelia y Marruecos (Ribera *et al.*, 1992; González-García y Conde, 1993). *P. brevipes* subsp. *pseudopurpurascens* se encuentra restringida, según los ejemplares estudiados, a las costas de Galicia y Minho, y a los alrededores de Lisboa. La escasa cantidad de pliegos es el principal problema para abordar el estudio corológico de estos taxones; evidentemente, ello se debe a que estas especies suelen aparecer siempre en profundidad, por debajo de 25 m en el caso de *P. purpurascens* (Giaccone, 1969; Flores-Moya *et al.*, 1997) y a profundidades aún mayores, de varias decenas de metros, en el caso de *P. brevipes* subsp. *brevipes* (Ballesteros, 1984; Henry, 1987b; Soto, 1987; Boisset, 1991; González-García y Conde, 1993). No obstante, se han encontrado poblaciones intermareales (si se puede aplicar este término al Mediterráneo) de este último taxón en el Estrecho de Messina (Henry, com. pers.).

***Phyllariopsis purpurascens* (C. Agardh) Henry & South:**

CADIZ. 30STE69: «Tarifa: camping de Tarifa », J. J. Vera y F. Conde 06-X-1990, MGC-Phyc 2056; arrojada. 30STE68: «Tarifa», desde IV a X- 1991; -30 m (Flores-Moya *et al.*, en prensa). 30STE89: «Algeciras: Punta Carnero», F. Conde 13-V-1983, MGC-Phyc 1210. Localidades a las que no se ha podido asignar referencia UTM: Agardh (1823), holotipo, (ver Henry & South, 1987).

MALAGA. 30SUF03: «Estepona», F. Conde 28-1-80, MGC-Phyc 604; arrojada. «Estepona», J. A. Fernandez 03-VII-1981, MGC-Phyc 744; arrojada. 30SUF13: «Estepona: camping La Chimenea », A. Flores 22-X-1989, MGC-Phyc 1861; a -4 m. «Estepona: camping La Chimenea», A. Flores y A. Giráldez 10-XII-1989, MGC-Phyc 1862; arrojada (Conde *et al.*, 1990). «Estepona» desde IV a X-1990, a -30 m (Flores-Moya *et al.*, en prensa). 30SUF23: «San Pedro de Alcántara: Placer de las Bóvedas», F. Conde 06-VI-1978, MGC-Phyc 603; arrojada. «Marbella: Puerto Bands», A. Flores 11-VI-92, MGC-Phyc 2148; dragado a -20 m. «Marbella: Puerto Bands», A. Flores y R. Sierra 17-IX-1992, MGC-Phyc 2118; dragado a -20 m. 30SUF86: «Chilches», A. Flores y A. Barrajón 16-1-1993, MGC-Phyc 2152; dragado a -60 m.

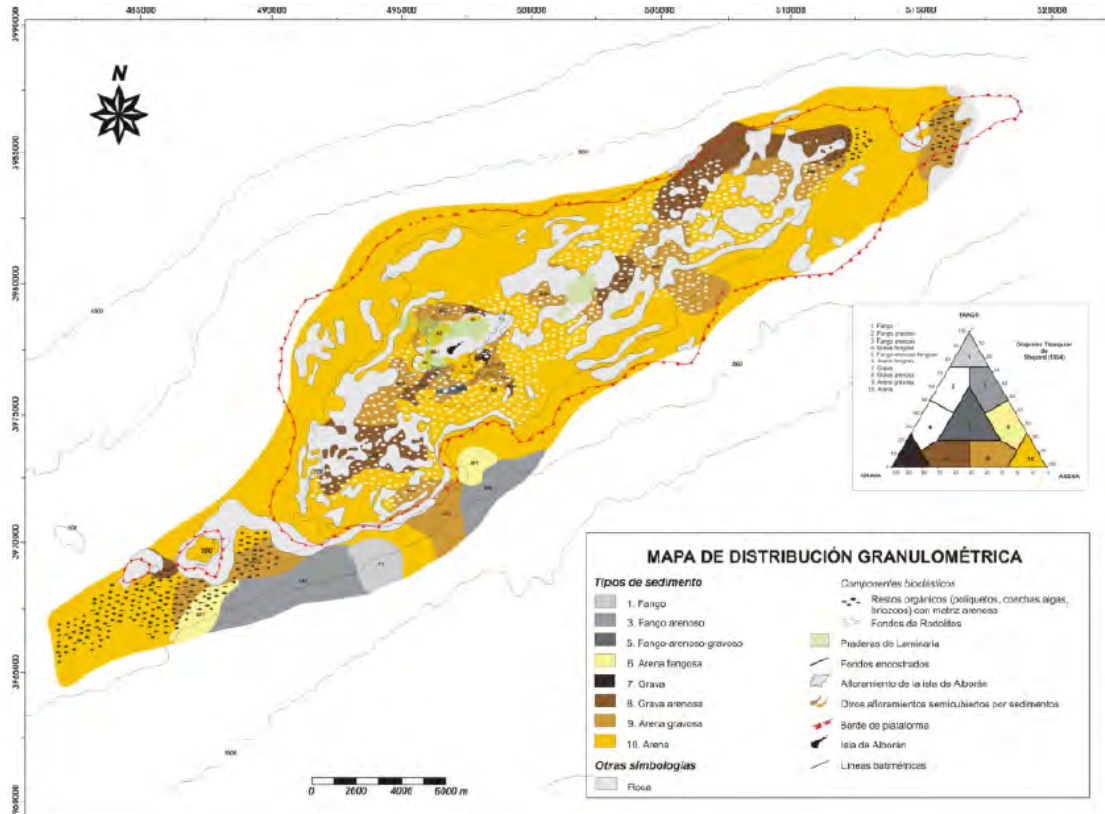
ALMERÍA. 30SWF06: «Adra: castillo de Guardias Viejas», A. Flores 05-XI-1990, MGCPhyc 2112; dragado a -35 m

Phyllariopsis brevipes* (C. Agardh) Henry & South subsp. *brevipes

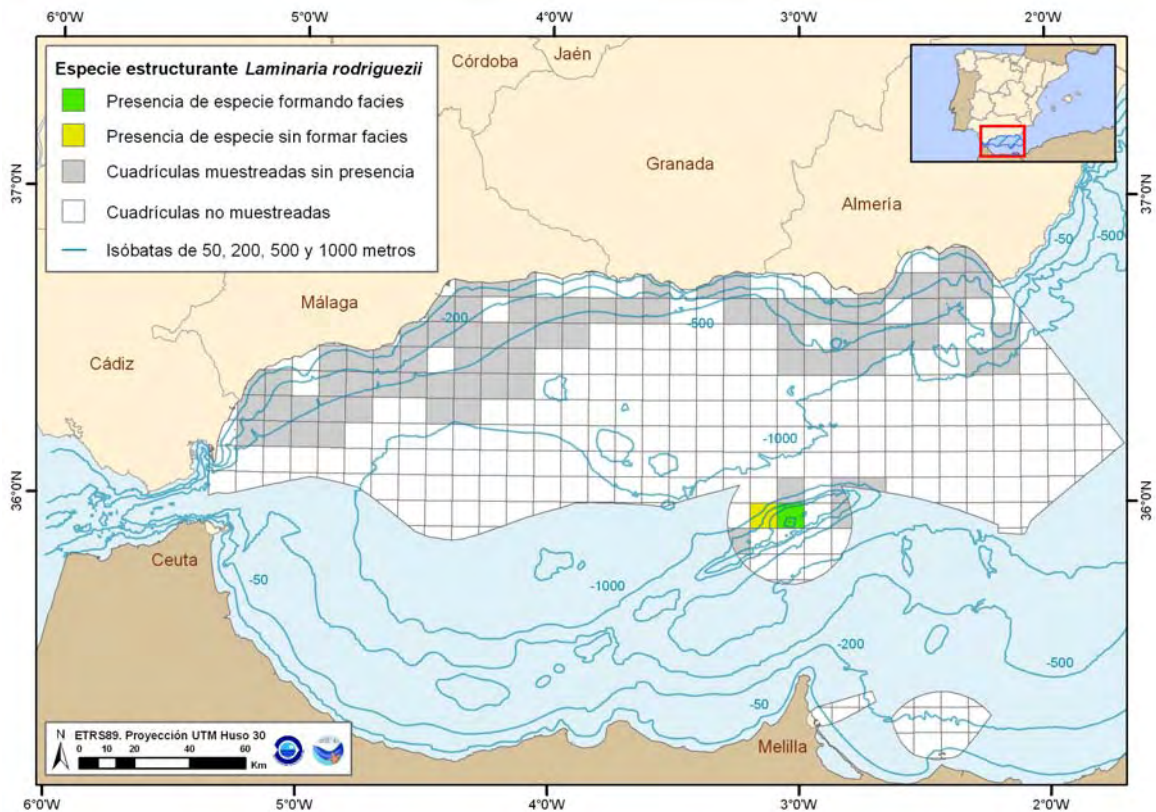
CADIZ. 30STE68: «Tarifa», J. Seoane V- 1961, BCF-A 560. «Tarifa», fija (Seoane, 1965). «Tarifa», 17-V-1988, BCF-A 558; fija. Localidades a las que no se ha podido asignar referencia UTM: Cabrera, holotipo, (ver Henry & South, 1987).



MALAGA. 30SUF03: «Estepona», 24-VIII- 1988, BCF-A 556; recogida en arrastre. 30SUF86: «Frente estación de Chilches», A. Barraión 3-VIII- 1993, MGC-Phyc 2192; -8 m. Localidades a las que no se ha podido asignar referencia UTM: Simón de Rojas Clemente, Herbario de la Sociedad Malagueña de Ciencias, actualmente en GDA (Pérez- Cirera et al., 1991).



Mapa 11. Distribución de las praderas de laminariales en la isla de Alborán.



Mapa 12. Distribución de *Laminaria rodriguezii* en la demarcación de Estrecho-Alborán. Campañas MEDITS.

CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Especies y comunidades características asociadas:

Los llamados bosques de laminarias están compuestos por comunidades de una alta diversidad de flora y fauna. Habitualmente pueden encontrarse, en esta comunidad, más de 100 especies de algas y más de 500 de fauna. Al igual que ocurre en los bosques terrestres, presentan una fuerte estratificación (estratos arbóreo, arbustivo, herbáceo e incrustante), constituida por distintos vegetales y animales de diferentes tallas. Las laminarias son un sustrato idóneo, por su estructura y longevidad, para las especies epífitas. En las distintas partes de las plantas se instalan o habitan determinados organismos, dependiendo de su ontogenia. El proceso de colonización suele presentar el siguiente protocolo: el hapterio es invadido por organismos sésiles, después en las cavidades e intersticios que se forman, se refugian o camuflan. De esta manera se protegen de los depredadores y de las condiciones adversas, hasta 400 especies de fauna vágil: pequeños crustáceos (anfípodos, isópodos, decápodos), poliquetos, moluscos o erizos juveniles. El sedimento retenido por el hapterio permite la instalación de especies detritívoras y meiofauna. La composición específica de la fauna del hapterio es un indicador la calidad del agua circundante. En las zonas contaminadas, la diversidad faunística desciende dominando la fauna suspensívora, mientras que en las zonas no contaminadas, la diversidad es alta, existiendo un equilibrio entre las distintas categorías tróficas. Según las especies, el estipe puede ser liso o rugoso; este último es el más adecuado para los epífitos, que se distribuyen longitudinalmente mostrando una

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV
168



microzonación y una polaridad dorsoventral. Por último, los frondes albergan organismos que necesitan una mayor cantidad de luz, como las algas, y herbívoros que se alimentan de ellas.

Entre las algas acompañantes de las laminarias cabe citar a *Cystoseira usneoides*, *Dilsea carnosa*, *Halidrys siliquosa*, *Desmarestia ligulata*, *Callophyllis laciniata* o *Rodymenia pseudopalmata*, entre otras muchas. Las esponjas, como *Tethya aurantium* y *Cliona celata*, son muy comunes. Los poliquetos son también muy diversos y abundantes, tanto los errantes (sílidos, eunícidos, filodócidos, nereidos), como los sedentarios (tubícolas) de las familias Espirorbidae, Serpulidae (*Serpula vermicularis*) y Sabelidae (*Dasychone lucullana* y *Pseudopotamilla reniformis*). Los moluscos más numerosos son los gasterópodos, como *Haliotis tuberculata*, *Ansates pellucidus* (una especie que siempre vive sobre laminarias), *Tectura virginea*, *Diodora reticulata*, *Gibbula cineraria*, *Calliostoma zizyphinum*, *Calyptrea chinensis*, *Trivia monacha*, *T. arctica*. Los crustáceos también son muy comunes, como diversos anfípodos, isópodos y varias especies de decápodos, como *Pilumnus hirtellus* o *Porcellana platycheles*. Sobre los frondes viven diversos briozoos, entre los que los más comunes son *Membranipora membranacea* y *Electra pilosa*. Los equinodermos más frecuentes son los erizos *Echinus esculentus* y *Sphaerechinus granularis*, las ofiuras *Ophiocomina nigra*, el crinoideo *Antedon bifida* en zonas más abrigadas y la holoturia *Holothuria forskali*. Entre los tunicados, son habituales *Ascidia mentula*, *Phallusia mamillata*, *Ciona intestinalis* y *Dendrodoa grossularia*.

Entre la fauna móvil característica de esta comunidad destacan diversas especies de interés comercial como la sepia (*Sepia officinalis*), el calamar (*Loligo vulgaris*), el pulpo (*Octopus vulgaris*), la nécora (*Necora puber*), el buey (*Cancer pagurus*), el centollo (*Maja squinado*), el bogavante (*Homarus gammarus*) o la langosta (*Palinurus elephas*). Entre los peces, se encuentran, el salmonete (*Mullus surmuletus*), la boga (*Boops boops*), la dorada (*Sparus aurata*), el besugo (*Pagellus bogaraveo*), el dentón (*Dentex dentex*) o el cabracho (*Scorpaena spp.*).

RHODOPHYCEAE	<i>Acrosymphiton purpuriferum</i>	<i>Fauchea repens</i>	LAMINARIALES
	Gymnophlaeaceae	<i>Rhodymenia ardissoni</i>	Laminariaceae
CERAMIALES	<i>Platoma cyclocolpa</i>		<i>Laminaria ochroleuca</i>
Ceramiaceae	<i>Predaea ollivieri</i>	PHAEOPHYCEAE	Phyllariaceae
<i>Anthamion cladodermum</i>	<i>Predaea pusilla</i>	SPOROCHNALES	<i>Phyllariopsis brevipes</i>
Delesseriaceae	<i>Predaea pusilla</i> f. <i>alboranensis</i>	Sporochneaceae	<i>Phyllariopsis purpurascens</i>
<i>Acrosorium venulosum</i>	Halymeniaceae	<i>Carpomitra costata</i>	<i>Saccorhiza polyschides</i>
<i>Hypoglossum hypoglossoides</i>	<i>Halymenia floresia</i>		FUCALES
<i>Nitophyllum punctatum</i>	Kallymeniaceae	DESMARESTIALES	Cystoseiraceae
<i>Radicilingua reptans</i>	<i>Callophyllis laciniata</i>	Desmarestiaceae	<i>Cystoseira usneoides</i>
CORALLINALES	<i>Kallymenia patens</i>	<i>Desmarestia dresnayi</i>	CHLOROPHYCEAE
Corallinaceae	<i>Kallymenia reniformis</i>	CUTLERIALES	ULVALES
<i>Corallina officinalis</i>	<i>Kallymenia requienii</i>	Cutleriaceae	Ulvaceae
<i>Jania rubens</i>	Peyssonneliaceae	<i>Zanardinia prototypus</i>	<i>Ulva olivascens</i>
<i>Lithothamnion fruticosum</i>	<i>Peyssonnelia polymorpha</i>	SPHACELARIALES	CLADOPHORALES
<i>Lithothamnion philippii</i>	<i>Peyssonnelia rosa-marina</i>	Sphacelariaceae	Cladophoraceae
<i>Lithophyllum stictaeforme</i>	<i>Peyssonnelia squamaria</i>	<i>Sphacelaria cirrosa</i>	<i>Cladophora prolifera</i>
(= <i>Pseudolithophyllum</i>	Phylloporaceae	Stypocaulaceae	Siphonocladaceae
<i>expansum</i>)	<i>Phyllophora heredia</i>	<i>Halopteris filicina</i>	<i>Valonia macrophysa</i>
<i>Lithophyllum racemus</i>	Plocamiaceae	DICTYOTALES	BRYOPSIDALES
<i>Lithophyllum incrustans</i>	<i>Plocamium cartilagineum</i>	Dictyotaceae	Codiaceae
<i>Mesophyllum alternans</i>	Sebdeniaceae	<i>Dictyopteris polypodioides</i>	<i>Codium effusum</i>
(= <i>M. lichenoides</i>)	<i>Sebdenia monardiana</i>	<i>Dictyota dichotoma</i>	Udoteaceae
GIGARTINALES	Sphaerococcaceae	<i>Zonaria tournefortii</i>	<i>Flabellia petiolata</i>
Cystocloniaceae	<i>Sphaerococcus coronopifolius</i>		
<i>Rhodophyllis divaricata</i>	RHODYMENIALES		
Dumontiaceae	Rhodymeniaceae		
	<i>Botryocladia botryoides</i>		

Tabla 1. Algas asociadas a los bosques de laminariales de las costas andaluzas (Extraído de "Praderas y bosques marinos de Andalucía". Junta de Andalucía. 2006)



FONDOS CIRCALITORALES ROCOSOS

09 a. Descripción

Esta facies es típica de los fondos circalitoral y batial, es endémica del Mar Mediterráneo y se encuentra en las costas de Argelia, Túnez, Mallorca, Córcega, Sicilia y las costas del Mar Adriático. Sin embargo, se limita a una profundidad de 50 a 120 m, donde la temperatura del agua no supera los 15 °C

Aparece principalmente en fondos detríticos con gran abundancia de algas coralíneas de vida libre, necesitando siempre un hidrodinamismo importante, la amenaza principal que sufren es la pesca de arrastre y el deterioro de los fondos de maërl que esta conlleva.

Esta facies se encuentra recogida dentro de la comunidad de fondos detrítico costeros, ocupa una gran parte de la plataforma continental (desde unos 30 a 100 m de profundidad) y se asienta sobre gravas biógenas procedentes de la destrucción de organismos (algas calcáreas y esqueletos calcáreos de equinodermos, moluscos y briozoos), además de una fracción arenoso-fangosa que rellena los intersticios. Si la deposición de sedimentos finos es elevada, los fondos detríticos costeros desaparecen y son remplazados por los fondos de fangos detríticos o los fondos de fangos terrígenos de la plataforma.

Macroalga protegida bajo el Anexo II del Convenio de Barcelona

EUNIS asociados:

2.2.2.1.-*Fondos circalitorales rocosos dominados por Laminariales

2.4.14.3.-*Fondos detríticos costeros con *Laminaria rodriguezii*

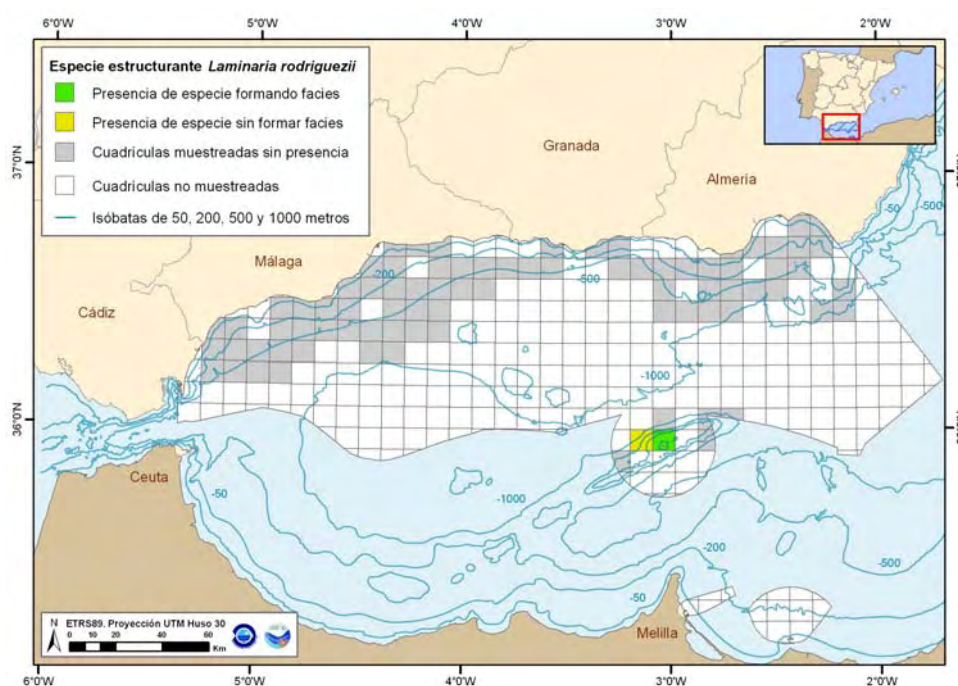
Laminaria rodriguezii





Criterio 1.4: Distribución del hábitad

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Circalitoral y batial
	Tipo de sustrato	Fondos blandos y detríticos
	Rango de profundidad	30- 600m
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica	Mediterráneo, se encuentra en las costas de Argelia, Túnez, Mallorca, Córcega, Sicilia y Mar Adriático	



Mapa 1. Distribución de *Laminaria rodriguezii* en fondos circalitorales de la demarcación Estrecho-Alborán.

Además de los datos bibliográficos utilizados para la realización de la presente ficha, se han utilizado los datos obtenidos de las campañas MEDITS (IEO) (Mapa 1).

La macroalga *Laminaria rodriguezii*, no ha estado bien representada en los muestreos realizados, durante las campañas, estando solo presente en 3 de los 17 años de que se compone este estudio, 2007, 2008 y 2009, y de los cuales, en tan solo uno de ellos 2009, la observamos formando facies. Se recogió en el piso circalitoral, a una profundidad de 59m (Mapa 1) en la Isla de Alborán.

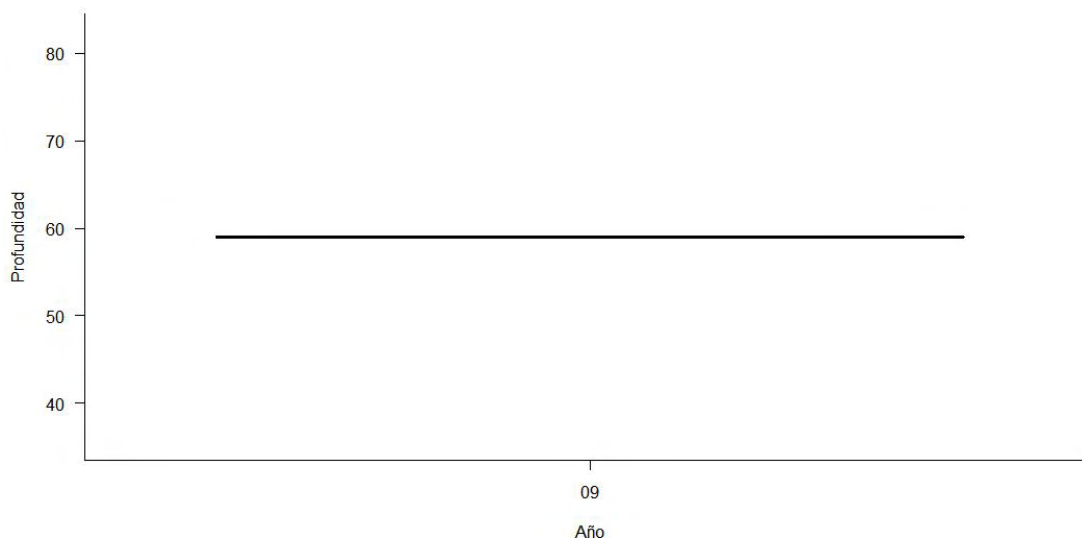


Figura 2. Distribución en profundidad para el periodo estudiado del hábitat; fondos blandos circalitorales y batiales dominados por *Laminaria rodriguezii*

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Rango batimétrico	59 m	59 m

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

Laminaria rodriguezii, se localiza, como ya hemos visto en la Figura 2, en el piso circalitoral de la Isla de Alborán, encontrándose presente en el 4.5% del total de cuadrículas muestreadas y formando facies en el 1.5% de las mismas (Figura 3).

Este macroalga, se encuentra en los muestreos realizados, principalmente en los fondos circalitorales de arenas finas en los que forman facies en un 6.7% de las cuadrículas que presentan este tipo de fondo (hay que tener en cuenta que en este proyecto solo se han muestreados fondos blandos no teniendo datos en los posibles fondos rocosos o duros).

Además se puede observar, la presencia de *Laminaria rodriguezii*, en un porcentaje del 3% del total de las cuadrículas muestreadas, sin que esta este formando facie alguna.

En una próxima revisión de la base de datos se podrá aportar una información más precisa de esta especie en el dominio circalitoral.

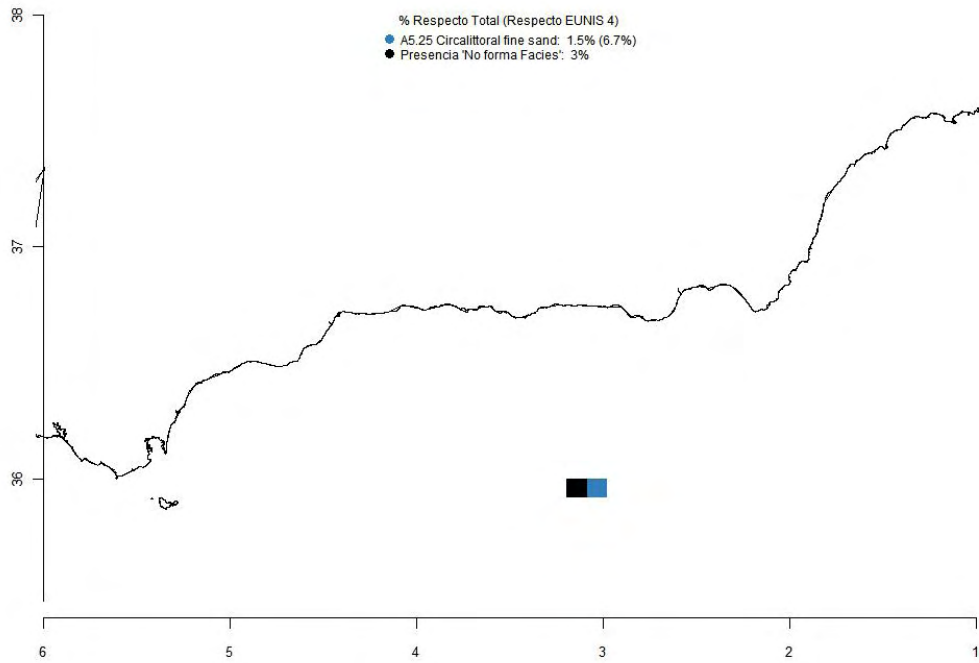


Figura 3. Distribución espacial acumulada del hábitat; fondos blandos circalitorales y batiales dominados por *Laminaria rodriguezii*

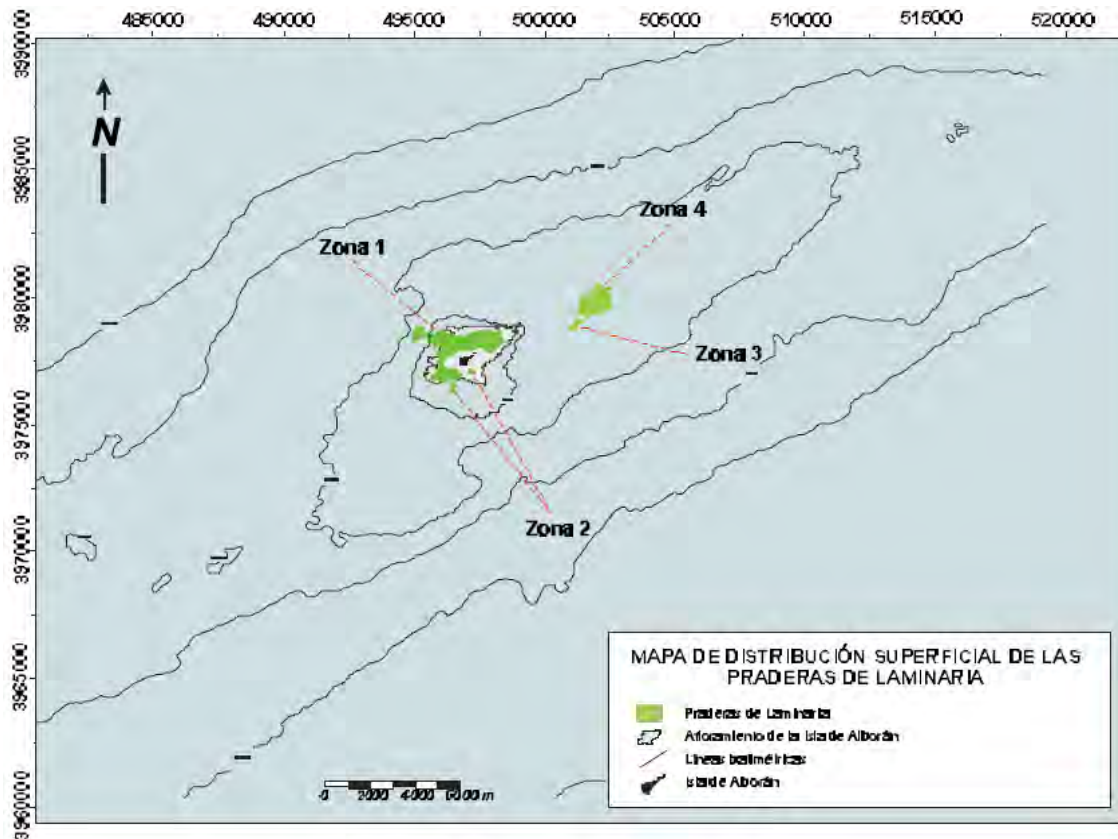


Figura 4. Distribución en la Isla de Alborán de *Laminaria spp.*

Laminaria rodriguezii en el año 2009 presentó unos valores de presencia del 2.63% de las cuadrículas muestreadas.

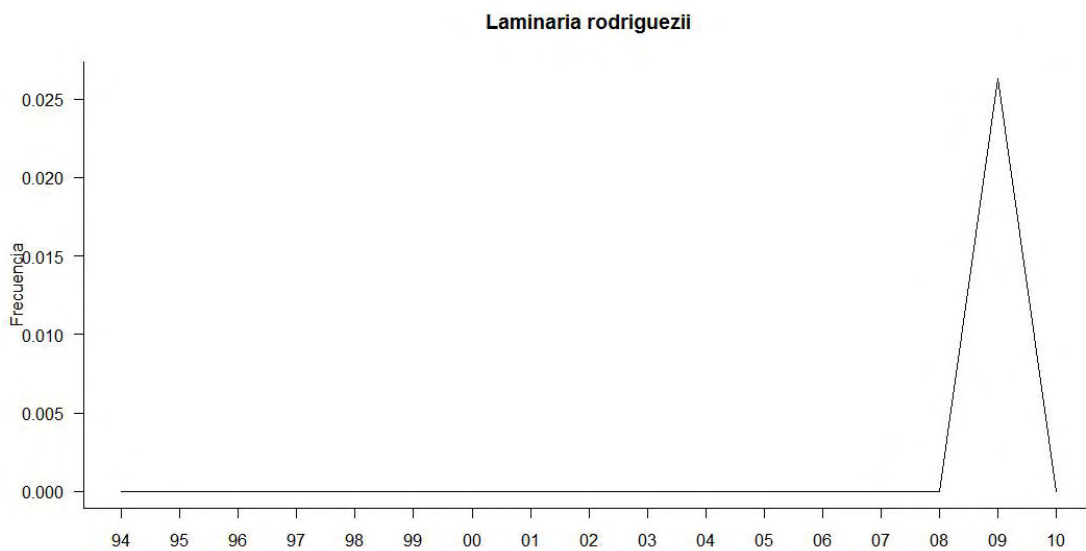




Figura 5. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas con le hábitat; fondos blandos circalitorales dominados por *Laminaria rodriguezii*.

INDICADORES	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Área ocupada / Porcentaje de cuadrículas con presencia de hábitat.	0.0263	0.0263

CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Especies y comunidades características asociadas:

En este tipo de comunidad, las especies típicas que nos podemos encontrar entre otras acompañando a esta facies son:

Algas: *Cryptonemia tunaeformis* y *Lithothamnion fruticulosum*. **Esponjas:** *Cliona viridis*, *Hemimycale columella*, *Spongia agaricina*, hidrozoos (*Aglaophenia acacia*), ceriantarios (*Cerianthus membranaceus*), gorgonias (*Lophogorgia spp.*, *Paramuricea clavata*, *Eunicella spp.*), gasterópodos (*Bolma rugosa*, *Turritella turbona*, *Charonia lampas*), bivalvos (*Pinna nobilis*, *Chlamys varia*, *Tapes decussatus*, *Venus spp.*), poliquetos (*Hyalinoecia tubicola* y *Sabella spallanzanii*), decápodos (*Calappa granulata*, *Dardanus calidus*, *Paguristes oculatus*, *Maja spp.*), briozoos (*Pentapora fascialis*, *Caberea boryi*, *Rynchozoon neapolitanum*, entre otros), foronídeos (*Phoronis australis*) y ascidias (*Phallusia fumigata*, *Aplidium spp.*, *Pseudodistoma spp.* *Diazona violacea*, *Microcosmus sabatieri*). Entre los equinodermos, se hallan diversas estrellas de mar (*Anseropoda placenta*, *Astropecten spp.*, *Chaetaster longipes*, *Marthasterias glacialis*, *Echinaster sepositus*), ofiuras (*Ophioderma longicaudum*, *Ophiopsila spp.* y *Astrospartus mediterraneus*), erizos irregulares (*Spatangus purpureus* y *Brissus unicolor*), crinoideos (*Antedon bifida*) y holoturias (*Holothuria spp.*)

Ademas de éstas, en los muestreos realizados en las campañas se han encontrado formando parte de esta facies las que a continuación se presentan:

Argyropelecus hemigymnus

Aristeus antennatus

Astraea rugosa

Atelecyclus rotundatus

Bathynectes maravigna

Bathypolipus sponsalis

Bathysolea profundicola

Boops boops

Coelorhynchus caelorhynchus

Capros aper

Centracanthus cirrus

Chaetaster longipes

Chelidonichthys cuculus

Conger conger

Dardanus arrosor

Epigonus denticulatus

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad



Gadiculus argenteus
Galeus melastomus
Gracilaria verrucosa
Hoplostethus mediterraneus
Lepidotrigla dieuzeidei
Lithophyllum spp.
Loligo forbesi
Macropipus tuberculatus
Micromesistius poutassou
Mullus surmuletus
Muraena helena
Neopycnodonte cochlear
Octopus vulgaris
Pagellus acarne
Pagellus erythrinus
Pagrus pagrus
Parapenaeus longirostris
Pasiphaea sivado
Plesionika edwardsii
Plesionika martia
Pyrosoma atlanticum
Scyliorhinus canicula
Sepia orbignyana
Serranus cabrilla
Serranus hepatus
Solenocera membranacea
Stichopus regalis
Trachurus picturatus
Trachyrhynchus scabrus
Xenophora crispa



La diversidad de la comunidad y su evolución en el tiempo fueron analizadas mediante el estudio de los dos siguientes índices; Diversidad (Figura 6) Riqueza (Figura 7). La diversidad asociada a las facies de *Laminaria rodriguezii* muestra un valor de 46 para la campaña de 2009, único año en el que tenemos referencia de esta especie formando facies. El valor de la riqueza para este hábitat, en el año 2009 fue de 46.

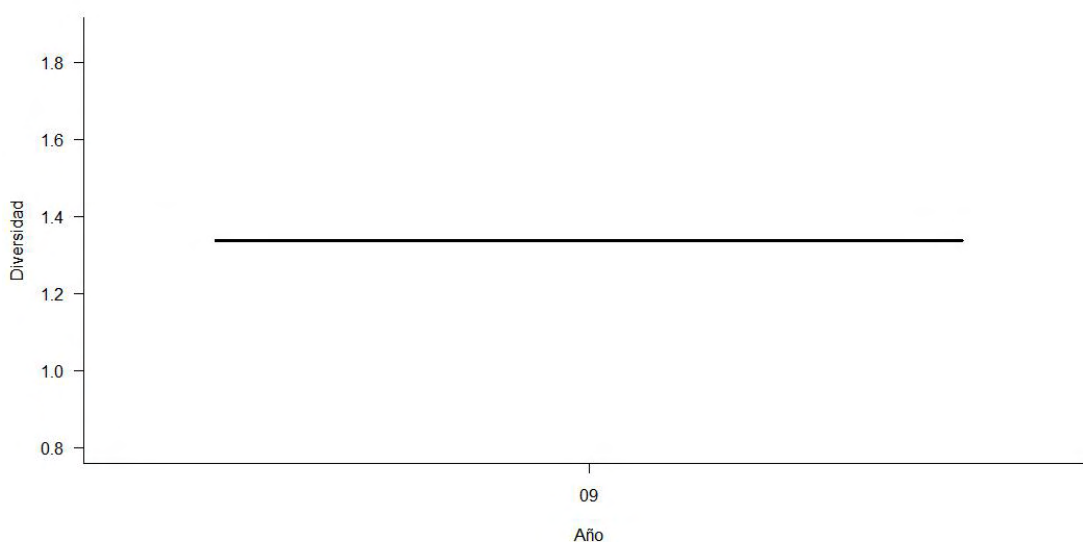


Figura 6. Diagrama de cajas mostrando la evolución temporal de la diversidad en el hábitat; fondos blandos circalitorales y batiales dominados por *Laminaria rodriguezii*

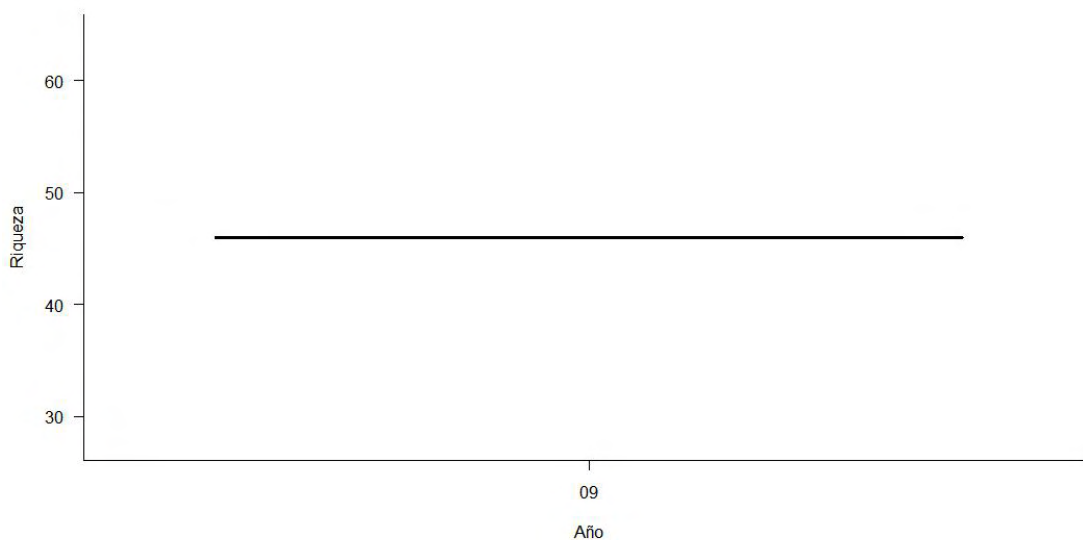


Figura 7. Diagrama de cajas mostrando la evolución temporal de la riqueza en el hábitat; fondos blandos circalitorales y batiales dominados por *Laminaria rodriguezii*



INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Riqueza	46	46
Diversidad	1.34	1.34

1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

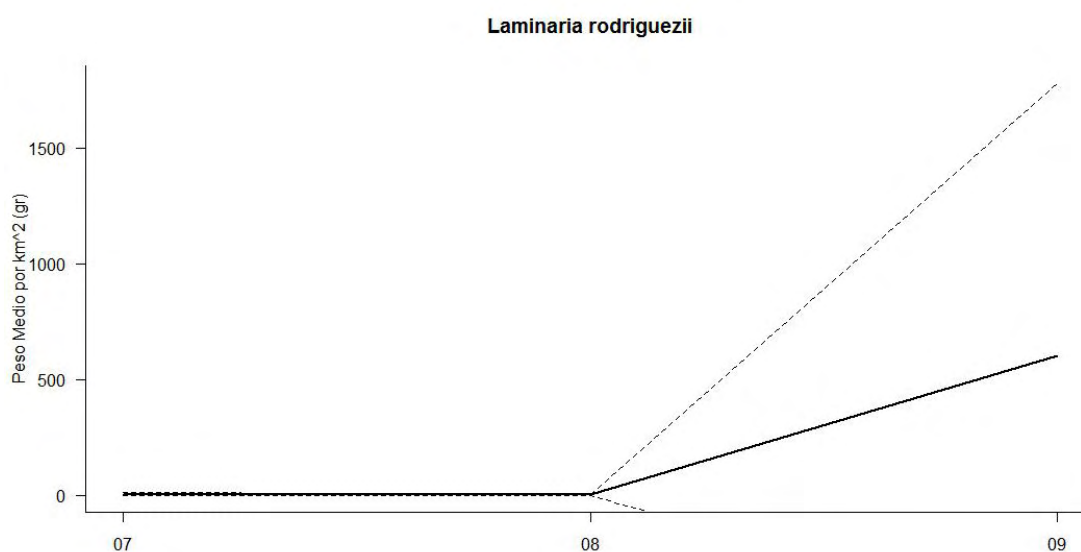


Figura 8. Evolución temporal de los pesos medios y de los pesos máximos y mínimos (línea de puntos) de *Laminaria rodriguezii*

La abundancia de *Laminaria rodriguezii* se ha incrementado en el último año, 2010, pasando de unos valores medios de, 4,8 y 1,4 g/Km² en 2007 y 2008 hasta un valor medios de 600 g/Km² recogidos en el 2009. Encontrando lances en este último año de 315134 g/Km²

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Biomasa de la especie estructurante	202,2	315134



FONDOS DE MAËRL/RODOLITOS

Código EUNIS: A.5.- Sedimentos sublitorales – A.5.5. Sedimentos sublitorales dominados por macrófitos – A.5.51 Fondos de maërl / Listado Hábitats del Mediterráneo: A.5- Fondos sedimentarios infra- y circalitorales - *Fondos detríticos costeros - *Fondos de maërl/rodolitos

10. DESCRIPCIÓN

Los fondos dominados por algas Corallinaceas de vida libre (maërl) están ampliamente distribuidos por todos los mares y océanos del mundo ocupando grandes extensiones en los fondos de grava y arena situados en la zona fótica, variando las especies dominantes según la latitud (Johanssen. 1981)

Se denomina **rodolito**, a todos los individuos pertenecientes a las algas rojas no geniculadas (Corallinae), que no se encuentran sujetas a un sustrato (Riosmena- Rodríguez, 2002). En Europa se les denomina **maërl**, pudiéndose utilizar ambos nombres indistintamente.

El origen de los rodolitos se produce a partir del proceso de recubrimiento del alga en una roca o en un fragmento de concha, o bien por el asentamiento libre de esporas. Los objetos recubiertos adquieren al crecer, una forma casi esférica por los procesos de bioturbación y de oleaje, o mediante procesos de precipitación química en medios profundos de baja energía. Pueden formar agregaciones muy densas (los llamados Mantos de Rodolitos) variando estas extensiones de varios metros a varios kilómetros. La limitación vertical de estos mantos es función de la profundidad, encontrándose a profundidades máximas de 285 metros (Riosmena-Rodríguez, 2002). Aunque probablemente se trate de ejemplares que han caído desde la plataforma o borde de la plataforma.

Alguno de estos individuos alcanza tamaños de hasta 10 cm con especies de la familia Corallinaceae (*Melobesia*, *Lithothamnion*, *Lithophyllum* y *Mesophyllum*). Estos fondos, o mantos de rodolitos, relativamente estables sirven como soporte de una fauna con dominancia de filtradores sésiles (briozoos, esponjas, cnidarios, ascidias coloniales...) (Guirado, *et al.*, 2001).

Los fondos de maërl están constituidos por poblaciones muy densas de algas calcáreas esciáfilas libres, que se desarrollan sobre fondos de arenas gruesas, gravas y arena conchífera además de detríticos (predominantemente en estas -Woelkerling, 1988-), con corrientes moderadas, pero suficientes para eliminar el sedimento fino. Entre las algas que forman estas concreciones se hallan *Phymatolithon calcareum*, que es una especie ramificada y robusta que suele aparecer asociada a *Lithothamnion corallioides*, *Mesophyllum spp.* y *Lithothamnion fruticulosum*. Dependiendo de la transparencia del agua, esta comunidad puede encontrarse en el Mediterráneo a profundidades comprendidas entre 15 y 150 m, aunque lo más habitual es que se sitúe entre 30 y 90 m. Generalmente se encuentra frente a los cabos, donde las corrientes son adecuadas.

Los procesos ecológicos y sus características biológicas son muy parecidos a la de su homónima en Portugal. En el Mediterráneo español ocupa grandes extensiones, sobre todo en el archipiélago Balear, Mar de Alborán, las islas Columbretes y **la isla de Alborán**. En este último lugar, los fondos de rodolitos cubren una importante extensión de la plataforma circundante, entre unos 30 y unos 80 m de

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad



profundidad, solapándose en buena parte con los bosques de laminarias. La combinación de ambas comunidades da lugar a una elevadísima diversidad.

La comunidad del maërl en el Mediterráneo es muy diversa, habiéndose encontrado más de 300 especies vegetales y 700 de animales. Los grupos mejor representados son las algas y los crustáceos, junto a los moluscos, poliquetos, simpuncúlidos, equinodermos, cnidarios.

La comunidad del maërl típica se encuentra en la demarcación del Estrecho-Alborán, en la isla de Alborán (-33 m), donde se distingue el fondo formado por algas calcáreas (rodolitos de color rojizo). Los cantos subsféricos son relativamente grandes (de 4-8 cm de diámetro medio) y muy poco ramificados por la erosión a la que son sometidos por las fuertes corrientes. Este sustrato es por tanto “móvil” pero actúa como sustrato duro ya que permite el asentamiento de numerosos organismos sésiles. En general el maërl está constituido por un estrato basal de algas coralíneas arbusculares móviles, representado, principalmente, por 4 especies esciáfilas: *Spongites fruticulosa*, *Lithothamnion valens*, *Phymatolithon calcareum*, y *Phymatolithon lenormandii*, que está escasamente presente en el litoral de Alborán. En la isla de Alborán las especies principales que componen los rodolitos son: *Lithophyllum racemus*, *Lithothamnion philippi* y *Phymatolithon calcareum*.

Probablemente tan sólo poquísimas inmersiones (por debajo de -25m) en el circalitoral de Agua Amarga en Almería y Cerro Gordo de Granada. La importancia de esta comunidad radica precisamente en el desconocimiento que se tiene tanto de su flora como de su fauna acompañante.

“Cuando se dragan estos fondos, uno queda impresionado por la viva coloración de muchos de los organismos (algas, esponjas, equinodermos, etc.), coloración que no se encuentra en ninguna otra biocenosis mediterránea de sustratos blandos, pero que indica un cierto parentesco con la biocenosis coralígena de sustratos duros”. Así describió J. Picard en 1965, la formación vegetal marina que se conoce con el nombre genérico de fondos de maërl. Los fondos o «lechos» de maërl son también conocidos como «fondos de rodolitos» (literalmente, «piedras rojas», debido al color rojizo predominante de los talos de las algas que forman esas «piedras»). El término maërl es una palabra bretona (probablemente derivada de la palabra latina *margella* – coral (Luque & Templado, 2004) con la que se conoce a las algas rojas calcáreas (vivas y muertas) que los pescadores de Bretaña han recolectado desde hace siglos para esparcirlas en sus tierras, pobres en carbonato cálcico. Desde el punto de vista bionómico, los lechos de maërl (*sensu lato*) son fondos sedimentarios de la zona fótica en los que predominan las algas rodofita calcáreas libres y no articuladas de las familias Corallinaceae y Peyssonneliaceae, que forman una capa viviente superficial sobre el sustrato blando. Cuando las condiciones son favorables, estos nódulos son muy numerosos y forman lechos relativamente extensos (generalmente del orden de hectáreas, más que de kilómetros cuadrados). Los fondos de maërl contienen una proporción variable de material vivo (situado en la superficie) y muerto, situado por debajo. Con el tiempo, pueden formarse grandes acumulaciones derivadas de la degradación de los nódulos vivos. Estos depósitos pueden alcanzar hasta 10 m de espesor en algunas zonas de Bretaña.

Las algas predominantes en los fondos de maërl, que raramente alcanzan los 10 cm de tamaño, originan un «bosque en miniatura» muy particular, que no admite comparación posible con los terrestres, ya que es de naturaleza calcárea y móvil, y alberga una flora y fauna asociadas muy diversas. A pesar de la pequeñez de las algas que los constituyen, los fondos de maërl son análogos en muchos aspectos a las praderas de fanerógamas marinas y los bosques de laminariales, ya que los vegetales predominantes generan un hábitat perenne con una estructura compleja, en el que vive una comunidad asociada con una elevada biodiversidad, tanto en especies como en grupos tróficos. Además, constituyen una zona



importante de cría para muchas especies de interés económico (peces, cefalópodos y bivalvos). La gran extensión global de estos fondos hace que se considere a la comunidad del maërl como una de las cuatro grandes comunidades bentónicas marinas con predominio de los macrófitos de la Tierra, junto a los bosques de laminariales, las praderas de fanerógamas y los arrecifes coralinos. Los fondos de maërl se pueden considerar asimismo como «fábricas de carbonato», ya que presentan la más alta producción de carbonato de los mares europeos.

La producción de carbonatos por las comunidades bentónicas es de gran importancia en el clima global de la Tierra. Para calcificarse, las algas de los fondos de maërl fijan carbono en forma de carbonato cálcico. Los procesos de calcificación de diversos organismos marinos pueden servir a largo plazo como reductores del efecto invernadero, al retirar carbono de la circulación. Debido a su baja tasa de crecimiento, sin embargo, el efecto de los fondos de maërl debe ser menor a nivel global. Estos fondos son, por último, formaciones biógenas muy antiguas (se hallan desde el Cámbrico-Devónico), que tienen un excelente registro fósil, y su estudio permite reconstruir los cambios climáticos y las oscilaciones del nivel del mar.

Las Coralináceas son algas rodofitas que acumulan en sus paredes celulares carbonato cálcico y magnésico en forma de cristales de calcita, mediante mecanismos complejos y todavía mal conocidos. Las especies que forman el maërl tienen generalmente una importante calcificación celular, a pesar de lo cual las células internas están vivas hasta aproximadamente 1 cm hacia el interior del talo.

Debido a la fragilidad y lenta regeneración, ligada al lento crecimiento de las especies formadoras de rodolitos, y a la importancia ecológica de los fondos de maërl, estos han sido considerados hábitats sensibles (STECF 2006).

En la clasificación jerárquica de EUNIS de los hábitats marinos, los fondos de maërl se describen en el nivel A5.51, el cual posee hasta 6 subtipos de hábitats, de los cuales el A5.516 englobaría los fondos de maërl que han sido citados en el Levante de la Península Ibérica y las Islas Baleares sobre fondos detríticos costeros (Ballesteros, 1994; Canals y Ballesteros, 1997; Ordines y Massutí, 2009; Barberà *et al.*, 2012): *Asociación con rodolitos en fondos detrítico-costeros*. El borrador del Listado de hábitats del Mediterráneo (Ballesteros *et al.*, 2011) incluye, dentro de los Fondos de maërl/rodolitos, y en función de las especies dominantes, 4 tipos de hábitat más específicos que permiten una mejor clasificación de los fondos de maërl en las áreas antes mencionadas:

- Fondos con dominancia de *P. calcareum* y *L. corallioides*.
- Fondos con dominancia de *S. fructiculosa*.
- Fondos con dominancia de *Peyssonnelia rosa-marina*.
- Fondos con dominancia de *Peyssonnelia spp.*

Es importante remarcar que entre los 4 tipos de hábitats de maërl enumerados en el borrador del Listado de hábitats del Mediterráneo existe todo un gradiente de fondos de transición en los que la proporción que representan las distintas especies de algas y fauna asociada va cambiando de forma continua (Ballesteros, 1994; Ordines *et al.*, 2011).

Hábitats relacionados (EUNIS):

2.4.14.1. -*Fondos detríticos costeros Fondos de “maërl”/rodolitos



2.4.14.8.-*Fondos detríticos costeros de rodolitos y cascajo dominados por invertebrados

4.4.1.- *Plataformas detríticas asociadas a montes submarinos con rodolitos

Criterio 1.4: Distribución del hábitat

1.4.1. Rango de distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Circalitoral
	Tipo de sustrato	Fondos detríticos costeros
	Rango de profundidad	30 -80 m
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Los fondos de maërl constituyen uno de los hábitats con mayor distribución en Europa, desde el Ártico hasta la región biogeográfica mediterránea y Macaronésica

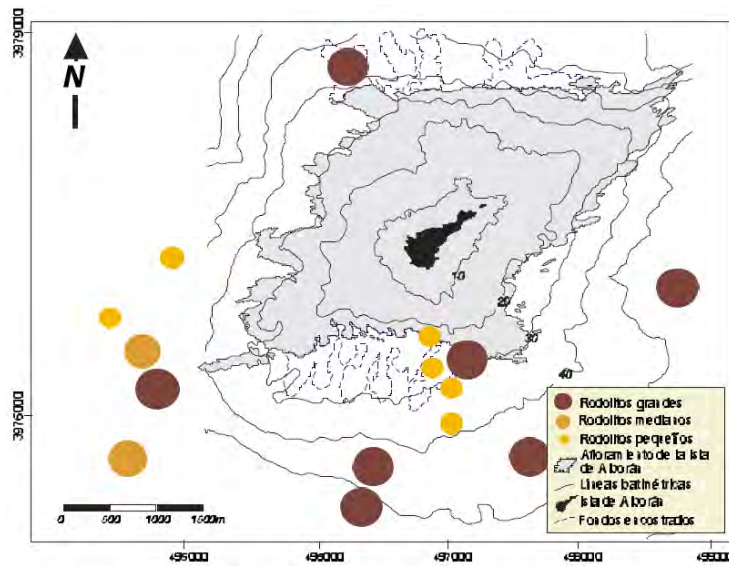
CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

Los fondos de maërl han sido poco estudiados en comparación con otras comunidades marinas, como las de los fondos rocosos o las praderas de fanerógamas. Hasta hace muy pocos años no han sido objeto de atención en España, aunque son bien conocidos por los pescadores mediterráneos, que los denominan fondos de “grapissar”, en Cataluña y la Comunidad Valenciana, “avellanó” en las islas Baleares, o fondos de “cascajo” o de “grava rosa” en Murcia y Andalucía. Se pensaba que estos fondos eran, en general, poco frecuente, encontrándose a lo largo del litoral, formando manchas de extensión variable (desde pocos metros hasta varios km) en zonas muy localizadas (generalmente, islas, cabos y estrechos) con unas condiciones ambientales características y estables.

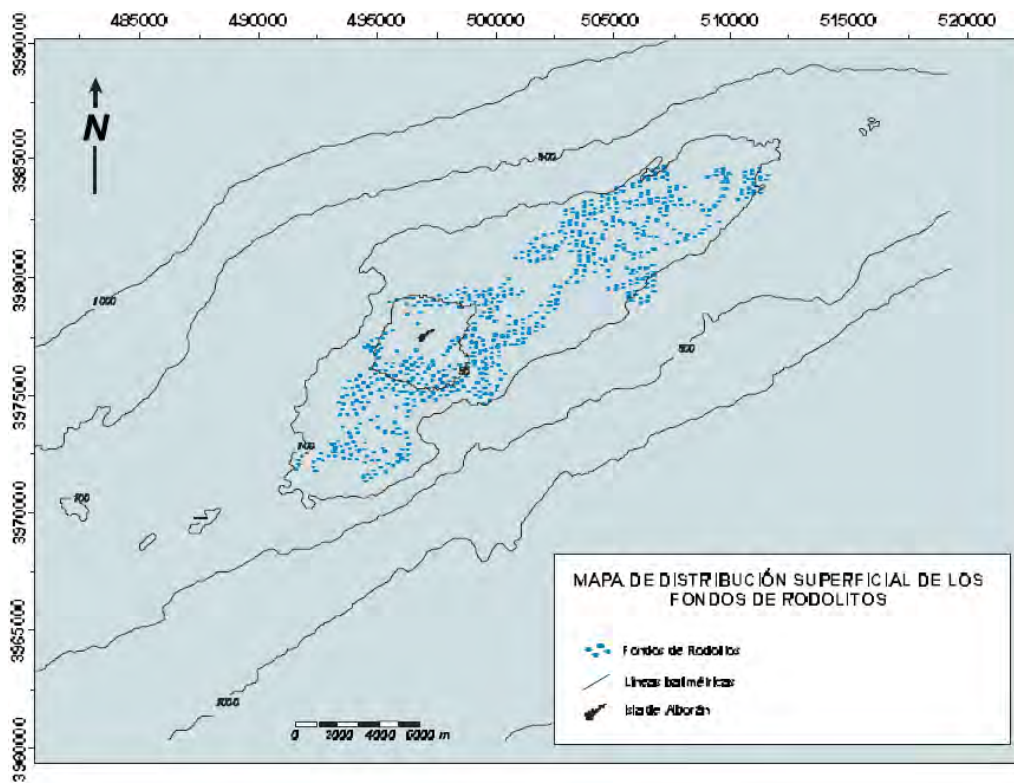
Los fondos de maërl, se encuentran repartidos por todas las latitudes del Planeta, desde los polos hasta los trópicos. Las especies de algas que los componen varían en cada área geográfica. Son particularmente abundantes en el Mar Mediterráneo, en el golfo de California, el NE de Canadá, el Caribe oriental, Brasil, el Atlántico europeo, el sur del Japón y Australia occidental. Los fondos de maërl más extensos que se conocen se hallan en la plataforma continental de Brasil, entre 2 y 25° S. En las costas europeas, se hallan desde Portugal hasta Noruega (aunque son raros en el Canal de la Mancha, y en los mares de Irlanda, del Norte y Báltico), y por todo el Mediterráneo. Su distribución batimétrica se extiende desde el piso intermareal en las costas irlandesas, hasta 180 m de profundidad en el Mar Mediterráneo oriental.

En el Mediterráneo español, ocupan grandes extensiones del piso circalitoral, sobre todo en el archipiélago balear, las islas Columbretes y la isla de Alborán, a profundidades comprendidas entre 23 (costas de Cádiz) y 100 m (Baleares). En la isla de Alborán los fondos de rodolitos cubren una importante extensión de la plataforma circundante, entre unos 30 y 80 m de profundidad solapándose en buena parte con los bosques de laminariales, en los que constituyen el sustrato sobre el que se fijan estas algas; la combinación de ambas comunidades da lugar a una elevadísima diversidad. La distribución en el resto de Andalucía es poco conocida. Se encuentran fondos de maërl relativamente extensos en los parques naturales de Cabo de Gata-Níjar y del Estrecho.

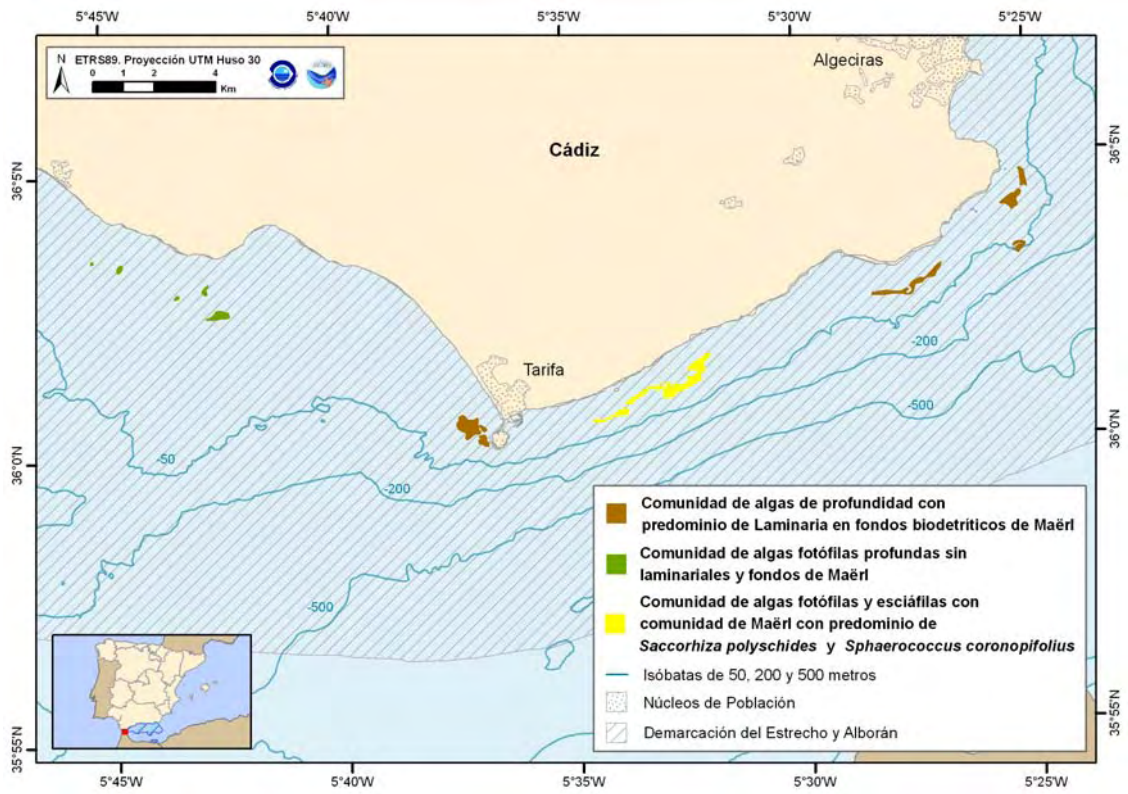
Isla de Alborán.



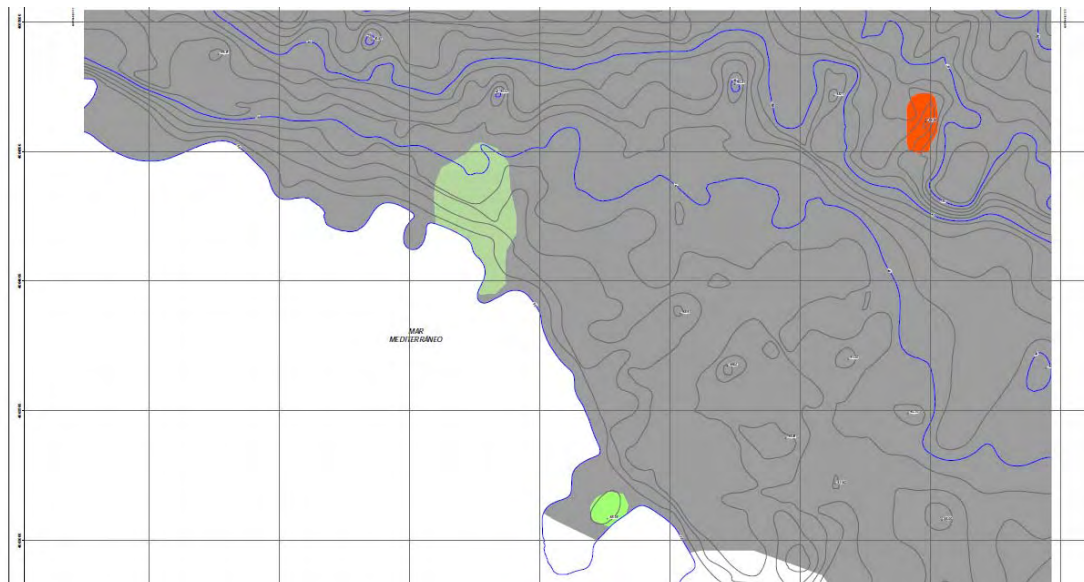
Mapa 1. Mapa de distribución de los rodolitos, en función de su tamaño, en el entorno de la Isla de Alborán

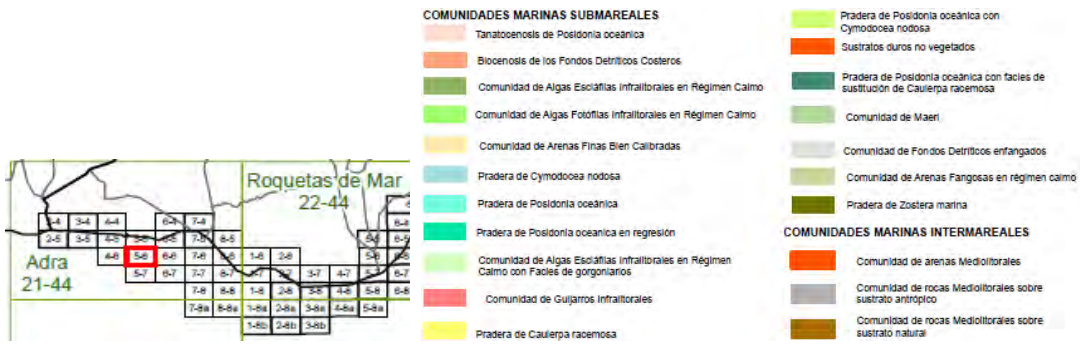


Mapa 2. Distribución superficial de los fondos de Rodolitos localizados los alrededores de la Isla de Alborán

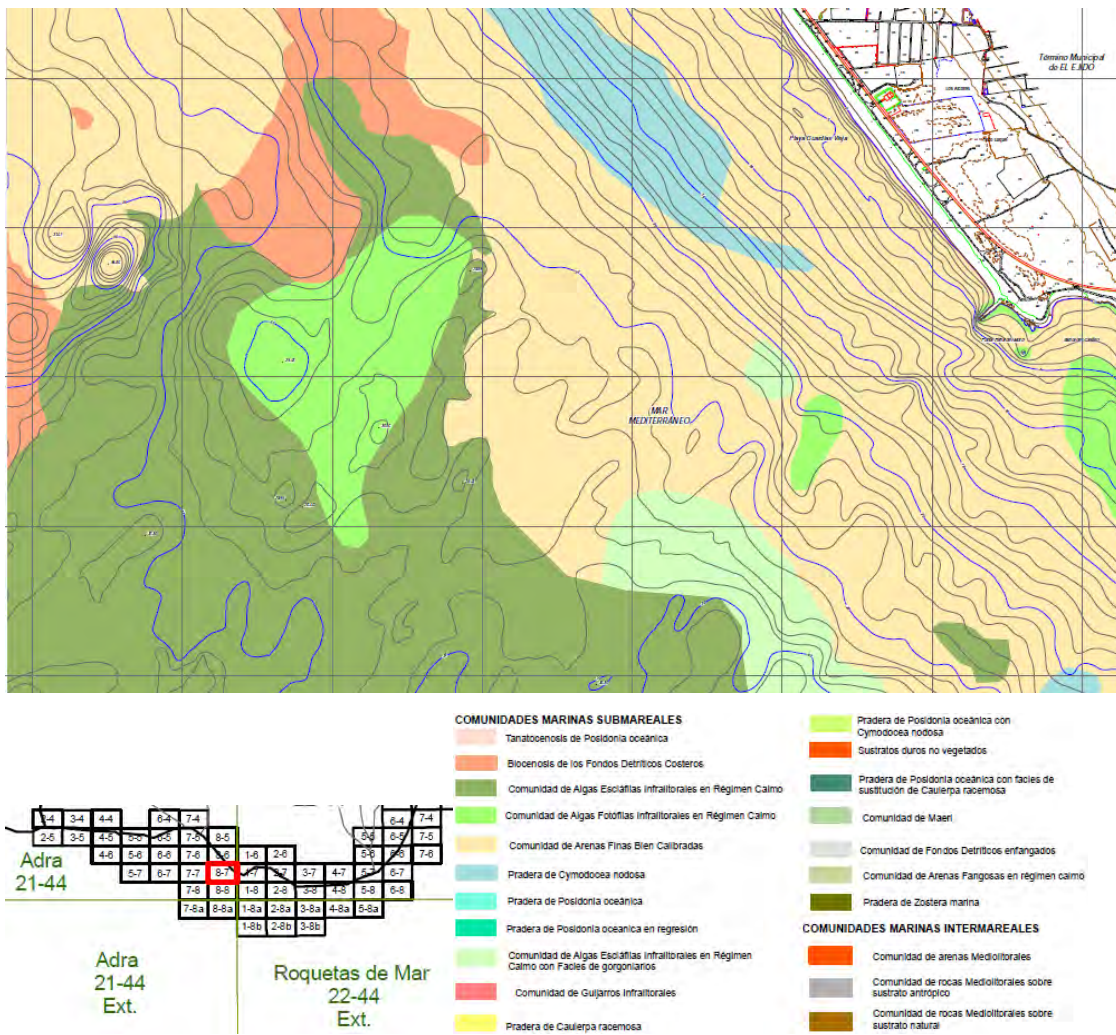


Mapa 3. Distribución de los fondos de Maërl en el Estrecho de Gibraltar.



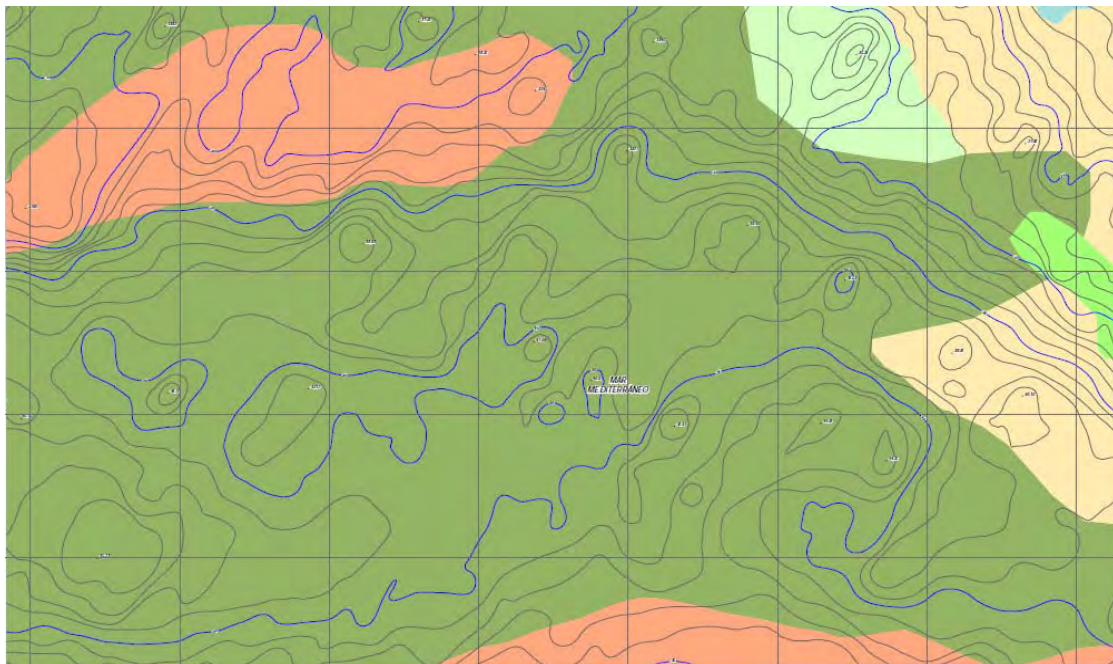


Mapa 5. Eco-cartografiado del litoral Almeriense



Mapa 6. Eco-cartografiado del litoral Almeriense

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad



Mapa 7. Eco-cartografiado del litoral Almeriense

CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

La elevada diversidad de la comunidad del maerl de las aguas templadas, en comparación con otros hábitats de la plataforma continental, se atribuye generalmente a su compleja arquitectura, en la que se asientan o encuentran refugio y alimento una abundante flora y fauna, generalmente de pequeño tamaño, y su gran longevidad. Aunque esta comunidad está estructurada por organismos constructores frágiles, los talos perennes y longevos de las algas y sus restos producen depósitos sobre el sedimento basal que originan una estructura tridimensional compleja, intermedia entre los fondos duros y los blandos, que procura un hábitat permanente y heterogéneo que reúne « lo mejor de los dos fondos». Aparte de la intrincada forma propia de las rodofitas calcáreas, algunos organismos estabilizan y consolidan el sustrato bajo condiciones de hidrodinamismo bajo y medio.

Los rodolitos y la grava organógena son aglomerados compuestos por diversas algas blandas (*Flabellia petiolata*, *Codium bursa*, *Womersleyella setacea*, *Osmundaria volubilis*, los hapterios de las laminariales, etc.), e incluso cementados por otras algas calcáreas (*Lithophyllum* y *Mesophyllum spp.*), y por numerosos invertebrados sésiles (esponjas, poliquetos tubícolas, briozoos, ascidias, etc.). Así, pueden

Demarcación Estrecho y Alborán

Evaluación inicial y buen estado ambiental

Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV

186



llegar a formarse pequeños bloques concreciones (denominados «coralígeno de plataforma o de meseta»). Otros animales, como las holoturias, los ermitaños, los erizos y las estrellas de mar, son bioturbadores, lo que incrementa el efecto mosaico en la comunidad. En algunos aspectos (elevada permeabilidad, alto contenido de carbonatos), la estructura de los fondos de maërl se asemeja a la de los fondos de grava conchífera, o de restos de coral. En estos tres tipos de fondo, una matriz calcárea porosa permite una buena circulación del agua entre los intersticios, lo que también favorece una endofauna y una microfauna y meiofauna características y muy diversas.

En las comunidades del maërl del Mar Mediterráneo, se han citado más de 300 especies vegetales y 700 animales. En Andalucía, la facies de maërl (*sensu stricto*) está formada principalmente por las rodofitas calcáreas de la familia Corallinaceae: *Phymatolithon calcareum* y *Lithothamnion corallioides*, siendo la más conocida:

Algas. Las principales especies que componen los rodolitos de los fondos del Mar de Alborán son: *Lithophyllum racemosum*, *Lithothamnion philippi* y *Phymatolithon calcareum*. Rodófitas de los órdenes Halymeniales (*Cryptonemia* spp.), Gigartinales (*Peyssonnelia squamaria*, *Sphaerococcus coronopifolius*, *Callophyllis laciniata*, *Kallymenia* spp., *Sebdenia* spp., *Phyllophora crispa*), Ceramiales (*Polysiphonia* spp., *Osmundaria volubilis*, *Rytiphlaea tinctoria*), Bonnemaisoniales (*Bonnemaisonia asparagoides*), Rhodymeniales (*Rhodymenia ardissoni*, *Faucheia repens*) y Gelidiales (*Gelidium* spp.). Entre las clorofitas, son frecuentes *Valonia macrophysa*, *Flabellia petiolata*, *Codium bursa* y *Ulva olivascens*. Las feofitas también están bien representadas (*Cutleria chilosa*, *Zanardinia prototypus*, *Dictyota dichotoma*, *Dictyopteris polypodioides*, *Halopteris filicina*, *Arthrocladia villosa*, *Desmarestia dresnayi* sólo en la isla de Alborán, y *Sporochnus pedunculatus*, entre otras) y particularmente las laminariales: *Saccorhiza polyschides*, *Laminaria ochroleuca*, *Phyllariopsis brevipes* y *Phyllariopsis purpurascens*, que con frecuencia se fijan a los rodolitos que se hallan alrededor de la isla de Alborán.

La presencia de algas de talo blando disminuye a medida que aumenta la profundidad y, a partir de unos 70 m los rodolitos comienzan a entremezclarse con fangos terrígenos de plataforma, hasta desaparecer aproximadamente entre 80-90 m. A esta profundidad, aparecen en algunas zonas conglomerados formados por la ostra *Neopycnodonte cochlear*, parcialmente concrecionados por las algas calcáreas. Estos conglomerados pueden extenderse hasta mayor profundidad, donde ya no llegan los rodolitos de manera natural.

Poliquetos: *Laetmodice hystrix*, *Harmothoereticulata*, *Petta pusilla*, *Vermiliopsis infundibulum*, *Ditrupa arietina*, *Hyalinoecia tubicola*, entre otros)

Poríferos: *Cliona viridis*, *Suberites domuncula*, *Haliclona simulans*, *Ciocalyptapenicillus*, *Axinella damicornis*, *Petrosia ficiformis*, *Bubaris vermiculada*, *Endectyon pilosus*.

Ascidias: *Phallusia mammillata*, *Ascidia mentula* las especies del género *Polycarpa*. Didémnidos.

Cnidarios: *Sarcodyction roseum*, *Alcyonium acaule*, más propio de fondos duros, y el raro *Paralcyonium spinulosum*, *Caryophyllia smithii*.

Briozoos: *Margaretta cereoides*, *Myriapora truncata* y *Beania hirtissima*.

Serpúlidos: *Filograna implexa*, *Serpula vermiculares*.

Moluscos: *Serpulorbis arenaria*, *Gastrochaena dubia*, poliplacóforos (principalmente, *Callochiton septemvalvis*) y *Calliostoma zizyphinum*, *Bolma rugosa*, *Muricopsis cristata*, *Orania fusulus*, nudibranquio *Doriopsilla areolata*, *Turritella turbona*. *Calyptrea chinensis*, *Pecten jacobaeus* *Chlamys*

Demarcación Estrecho y Alborán

Evaluación inicial y buen estado ambiental

Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV

187



varia, *Limara hians*, *Venus verrucosa*, *Octopus vulgaris*, *Laevicardium oblongum*, *Tellina donacina*, *Astarte fusca*, *Clausinella fasciata*, *Parvicardium papillosum*, *Pitar rudis*, *Limea loscombii*, *Chlamys flexuosa* y *Tellina donacina*

Equinodermos: *Genocidaris maculata*, *Spatangus purpureus*, *Sphaerechinus granularis*, *Centrostephanus longispinus*, las ofiuras de los géneros *Ophioconis*, *Ophiura*, las estrellas de mar *Echinaster sepositus*, *Hacelia attenuata*, *Chaetaster longipes*, *Anseropoda placenta*, *Astropecten irregularis* y *Astropecten aranciacus*, también puede aparecer aunque es menos frecuente el crinoideo *Antedon mediterranea* y el holoturoideo *Holothuria tubulosa*, *Echinocyamus pusillus*

Decápodos: *Paguristes eremita*, *Anapagurus laevis*, *Dardanus arrosor*, *Eupagurus* spp., *Lissa chiragra*, *Parthenope massena*, *Pisa* spp., *Inachus* spp. *Macropodia* spp., *Scyllarus pygmaeus*, *Parthenope massena*.

Ictiofauna: *Scorpaena notata*, *Scorpaena scrofa*, *Trigloporus lastoviza*, *Trigla lucerna*, *Diplecogaster bimaculata*, *Hippocampus hippocampus*, *Uranoscopus scaber*, *Serranus hepatus*, *Macroramphosus scolopax*, *Pagellus erythrinus*, *Spicara smaris* (hasta 38 especies encontradas en la Isla de Alborán).



FONDOS BLANDOS CIRCALITORALES Y BATIALES DOMINADOS POR ASCIDIAS SOLITARIAS

Código EUNIS A.5- Fondos sedimentarios sublitorales – A5.38-
Comunidades mediterráneas de fondos detríticos enfangados / Listado
Habitats del Mediterráneo: A.5- Fondos detríticos costeros – Fondos
detríticos enfangados- con ascidias solitarias

11. DESCRIPCIÓN

Las facies de ascidias están encuadradas dentro de las comunidades de algas esciáfilas concrecionantes circalitorales (coralígeno), en las zonas con hidrodinamismo moderado y con cierta sedimentación. Las facies de ascidias solitarias no han sido descritas como tales hasta el momento, aunque facies de fangos terrígeno costeros con abundancia de las especies *Ascidia mentula* y *Phallusia mammillata* han sido citadas por Pérès y Picard (1964) en el Mediterráneo. Además algunos autores citan estas ascidias como especies estructurantes en el Mediterráneo (Monniot, 1965; Voultziadou, 2007).

Las ascidias son organismos bentónicos que pertenecen al subfilo de los tunicados. Forman parte del macrobentos sésil y colonizan todo tipo de sustratos, mostrando preferencia por los duros y estables frente a los sedimentos sueltos. Aunque en general representan un papel secundario en las comunidades bentónicas en relación a otros grupos sésiles (esponjas, cnidarios bentónicos, briozoos), las ascidias pueden llegar a ser dominantes en determinados medios selectivos e inestables (sectores batidos, *fouling*, medios contaminados, detrítico fangoso). Es un grupo que presenta una amplia distribución, aunque cada región presenta sus especies características (Ramos, 1991). En el aspecto ecológico es destacable la importancia que conlleva el conocimiento de la composición y distribución de las poblaciones de ascidias litorales asociadas a sustratos duros a la hora de la caracterización y evaluación ambiental de las áreas costeras, gracias a la capacidad de bioacumulación y de asentarse en sustratos artificiales que presentan algunas especies (Naranjo, 1995).

En los fondos blandos circalitorales de la demarcación del Estrecho-Alborán se encuentran en forma de facies, dominadas por la presencia de ascidias solitarias, entre las que destacan por su abundancia ***A. mentula*, *Phallusia mammillata*, *Polycarpa mamillaris*, *Microcosmus vulgaris* y *Molgula appendiculata*.**

Ascidia mentula, O.F. Müller, 1776, es una especie litoral y batial superior (Carpine, 1970), observada desde la zona de mareas (Berrill, 1950) hasta los 270 m (Arnbäck-Christie-Linde, 1934). Especie ubiquista, sin significación ecológica precisa (Picard, 1965). Parece preferente de biotopos rocosos esciáfilos (grietas, extraplomos, debajo de bloques y piedras) y de fondos detríticos y fangosos. En las costas mediterráneas españolas, esta facies, es bastante común, aunque no muy abundante, salvo en los fondos blandos circalitorales (detrítico costero, detrítico enfangado y fangos terrígenos costeros).



Phallusia mammillata, presenta una amplia distribución europea, tanto en la parte Atlántica (Islas Británicas, costa atlántica francesa) como la Mediterránea. Además también aparece en el Mar del Norte, la Región Boreal del Atlántico oriental y Marruecos. En el litoral español ha sido citada en Canarias, la costa atlántica, la costa mediterránea peninsular y las Islas Baleares. Es una especie litoral, observada desde cerca de la superficie (Berrill, 1950; Pérès, 1959; Millar, 1970) hasta 180 m de profundidad (Berrill, 1950; Millar, 1970), que normalmente se asocia a zonas de bajo hidrodinamismo y presencia de sustratos duros (Picton y Morrow, 2010). Es una especie frecuente en fondos blandos circalitorales del detrítico costero, detrítico fangoso y fangos terrígenos costeros; aunque también se presenta en puertos, como son los de Valencia, Marsella y Génova. (Turón, 1987; Ramos, 1991; Naranjo, 1995).

Microcosmus vulgaris, es una especie endémica del Mediterráneo, en cuyas aguas se distribuye ampliamente. Ha sido citada en las costas de Francia, Italia, Grecia y Yugoslavia (Ramos, 1991; Naranjo, 1995). En el Mediterráneo español se encuentra a lo largo de todo el litoral catalán, las islas Columbretes, Alicante, Cabo de Gata y las Islas Baleares. (Turón, 1987; Ramos, 1991; Díaz-Valdés, 2009). Es una especie euribata, que se distribuye entre los 10 (Tursi *et al*, 1974) y los 380 m (Leung Tack Kit, 1976) de profundidad y que ha sido citada en fondos blandos de arena o fango, coralígeno, fondos de ascidias, y detrítico de alta mar (Turón 1987; Ramos, 1991; Naranjo, 1995).

Molgula appendiculata, es una especie endémica del Mediterráneo (Pérès, 1958; Monniot, 1969) señalada tanto en la cuenca oriental como en la occidental y el mar Adriático (Naranjo, 1995; Pérès, 1957; Ramos, 1991; Turón, 1987). También ha sido citada en el Atlántico oriental (Bahía Ibero-Marroquí) y nororiental (Appeltans *et al.*, 2011) y el Estrecho de Gibraltar (Pérès, 1959; Naranjo, 1995). Es una especie euribata, observada entre los 5 y 490 m de profundidad (Pérès, 1959) que aparece como acompañante en comunidades de fondos de arenas finas (Guille, 1971), y como especie característica de fondos detríticos costeros (Pérès, 1985). Turón (1987) la describe en diversas comunidades de fondos de plataforma (fango, o arena y fango) y del sustrato rocoso litoral. Otros autores han señalado esta especie, además, en comunidades de algas fotófilas y esciáfilas en modo calmo, praderas de *Posidonia*, fondos de ascidias, rocas circalitorales y fondos de corales blancos (Naranjo, 1995; Ramos, 1991).

CRITERIO 1.4: DISTRIBUCIÓN DEL HÁBITAT

1.4.1. Rango de distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Circalitoral y batial
	Tipo de sustrato	Mayoría de sustratos
	Rango de profundidad	35-100 m
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Atlántico, Mediterráneo, Mar de Mármara y Mar Negro

En los fondos circalitorales blandos de la demarcación del Estrecho-Alborán se han detectado estas ascidias solitarias en todas las campañas. Las dos especies: *A. mentula* y *M. appendiculata* no fueron bien clasificadas hasta la campaña de 2007-2008, por la ausencia de especialistas. De aquí que los



resultados no se puedan representar aunque cumplen con las generalidades de las otras tres que si han sido identificadas correctamente.

La especie mejor representada en la demarcación fue *Microcosmus vulgaris*, por lo que nos centraremos en ésta para definir las variables estudiadas. Las profundidades mínima y máxima a la que se han detectado estos fondos fueron de 40 y 116 m, respectivamente. La profundidad mínima a la que se detectaron estos fondos es muy cercana a la profundidad mínima muestreada con lo que probablemente se extiendan también a profundidades menores. El ajuste lineal mostró que no existe tendencia en cuanto a las profundidades medias anuales, que se mantienen estables (Figura 1).

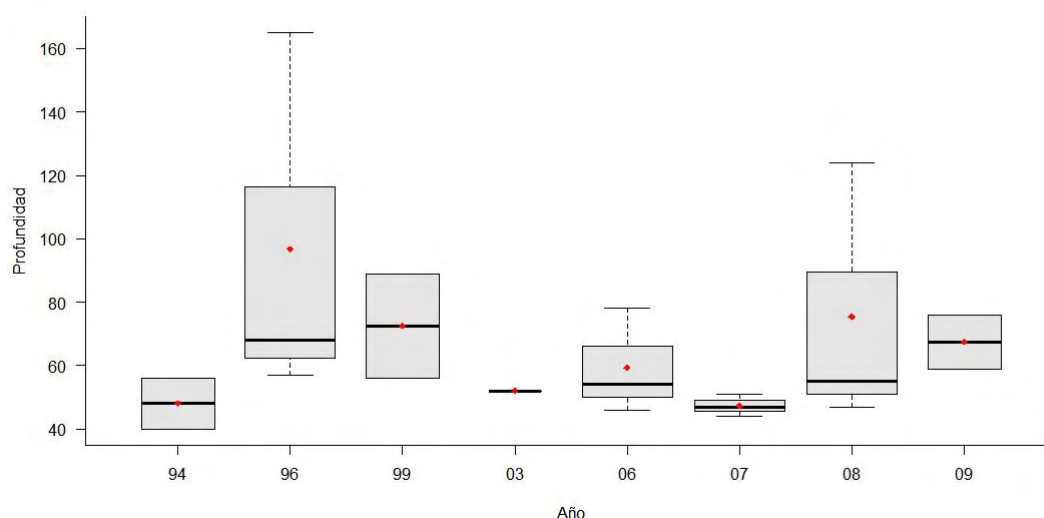


Figura 1. Distribución batimétrica anual del hábitat **ascidias solitarias** en los fondos detríticos de la plataforma continental del Mar de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.5$).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Rango batimétrico	Estrecho-Alborán	42-116	35-120

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

1.5.1. Área ocupada por el hábitat

En los fondos circalitorales de Alborán la presencia de ascidias solitarias se da a lo largo de toda la costa, si bien las zonas dónde se llega a pasar el umbral preestablecido para que se considere que las especies forman hábitat (90 kg/km^2) se concentran en la Bahía de Málaga y de Almería (Figuras 2-6). El ajuste

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad



lineal mostró que el porcentaje de aparición en las cuadrículas muestreadas se mantiene estable a lo largo de la serie histórica.

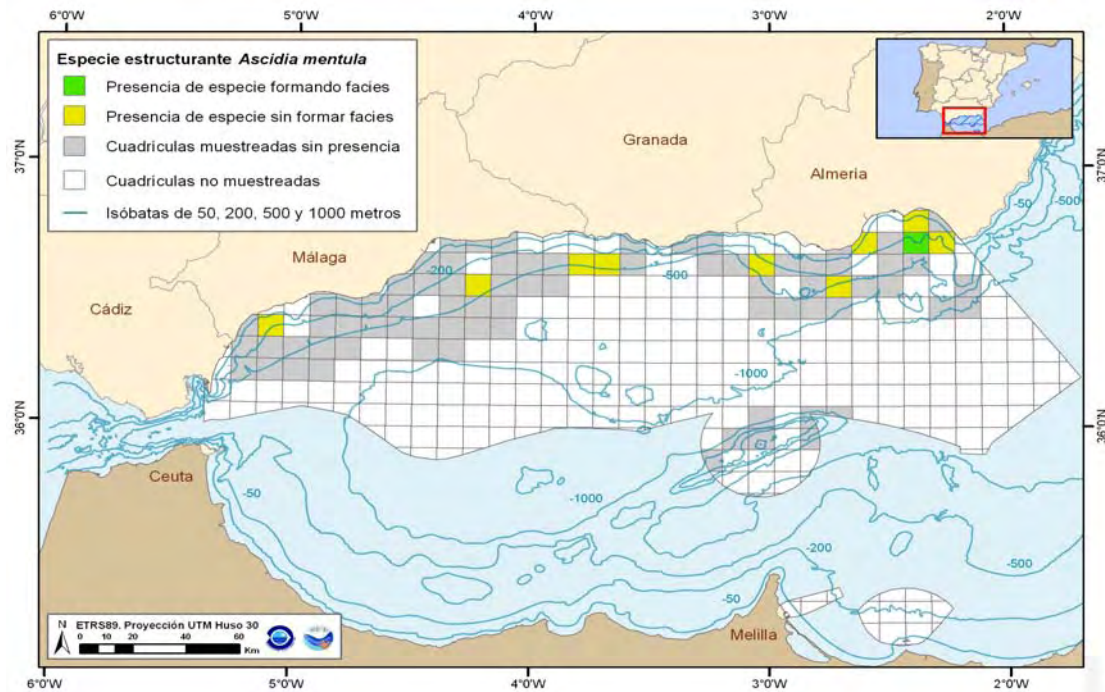


Figura 2. Distribución espacial de *Ascidia mentula*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (2006-2010) en la demarcación del Estrecho-Alborán.

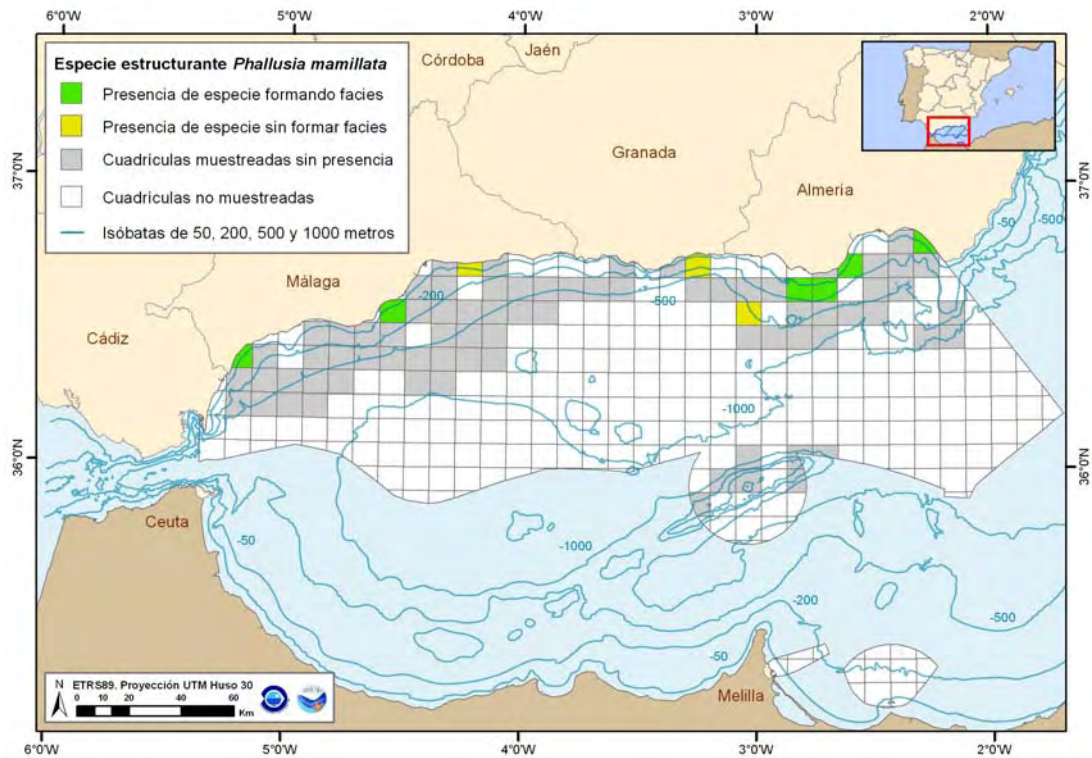


Figura 3. Distribución espacial de *Phallusia mamillata*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (1994-2010) en la demarcación del Estrecho-Alborán.

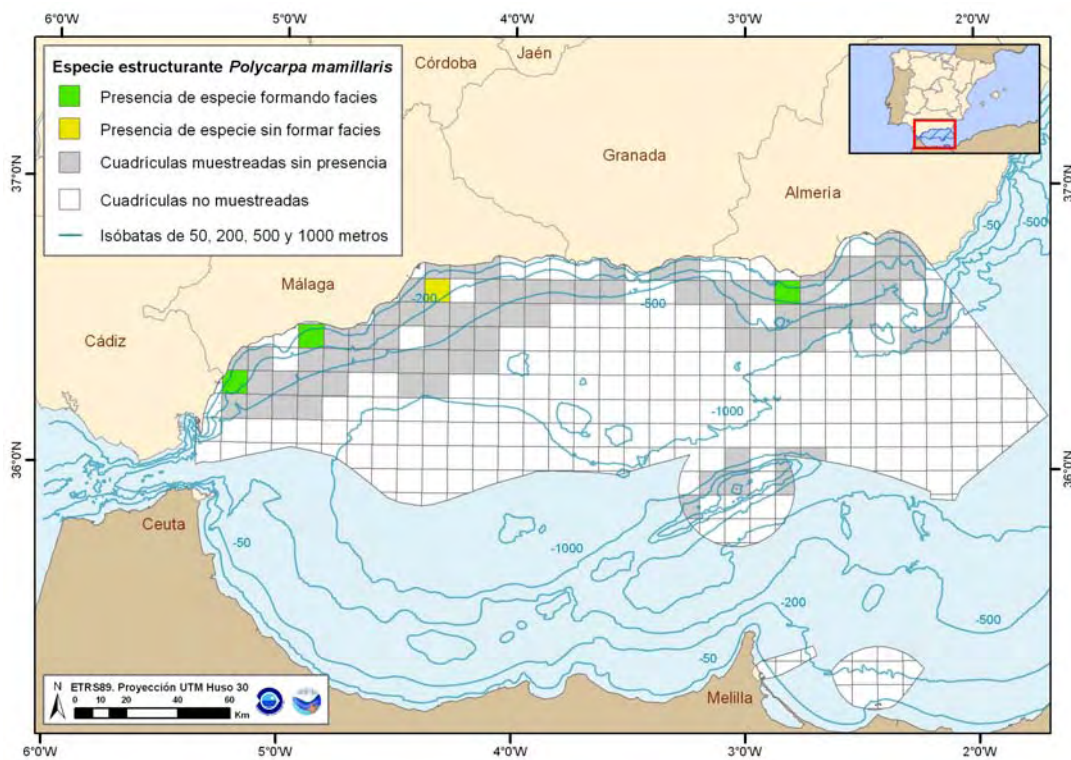




Figura 4. Distribución espacial de *Polycarpa mamillaris*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (2006-2010) en la demarcación del Estrecho-Alborán.

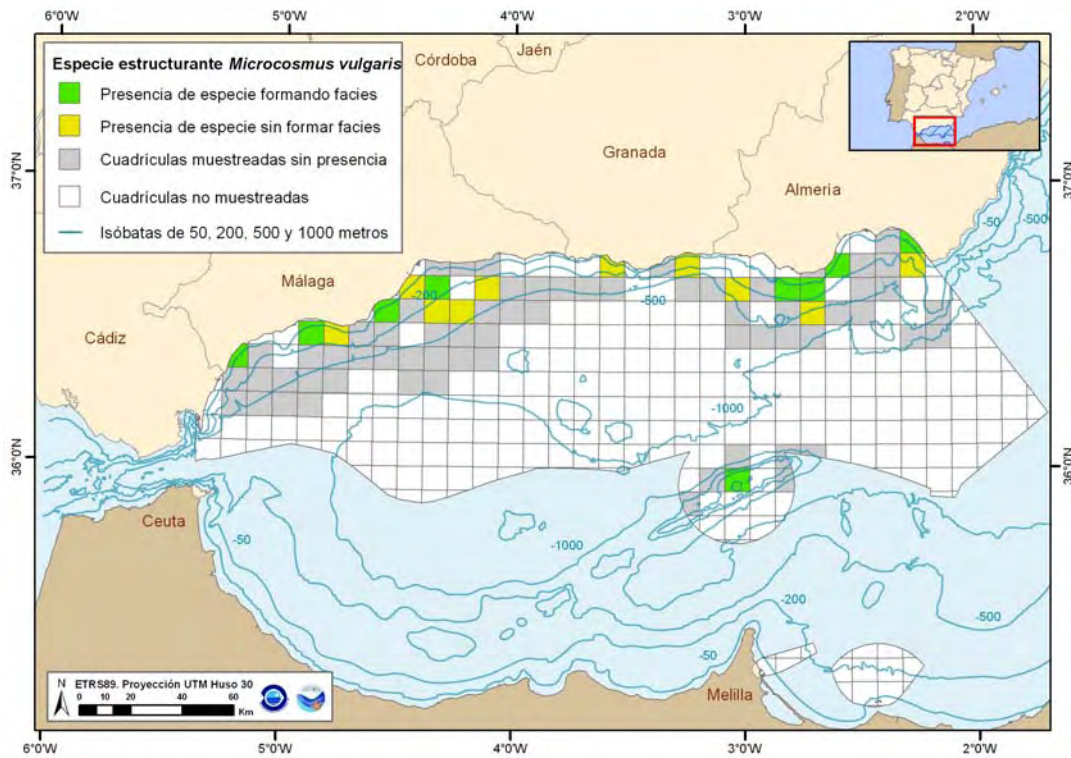


Figura 5. Distribución espacial de *Microcosmus vulgaris*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (1994-2010) en la demarcación del Estrecho-Alborán.

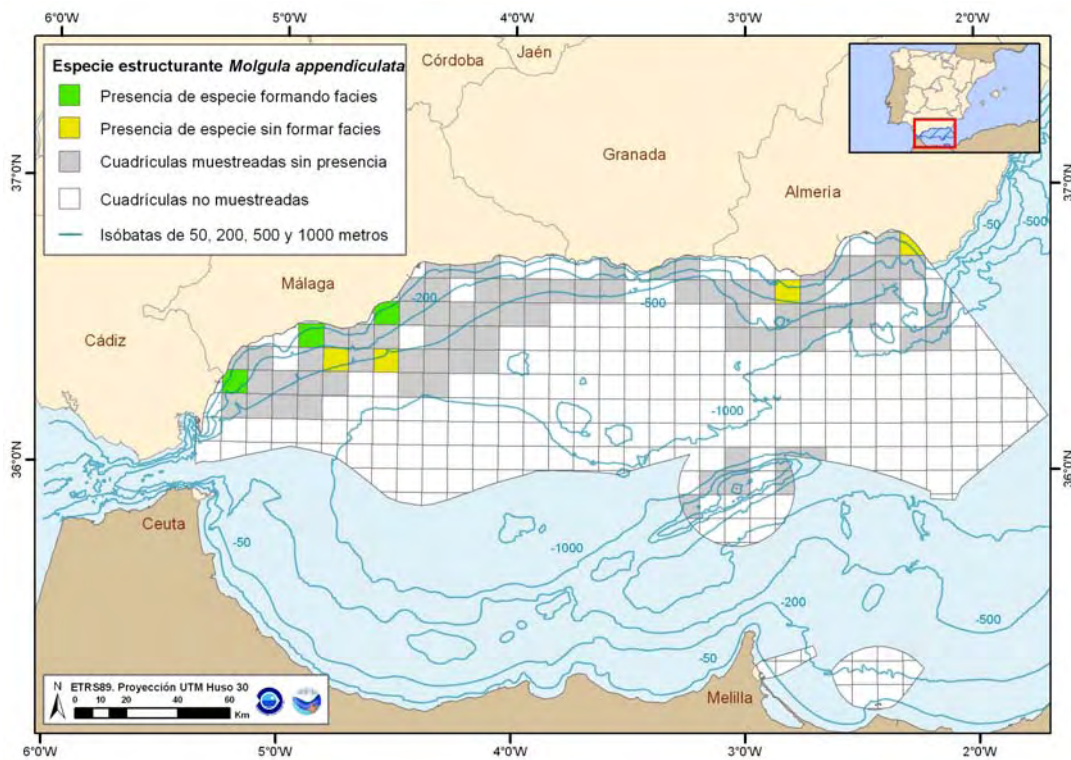


Figura 6. Distribución espacial de *Molgula appendiculata*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (2006-2010) en la demarcación del Estrecho-Alborán.

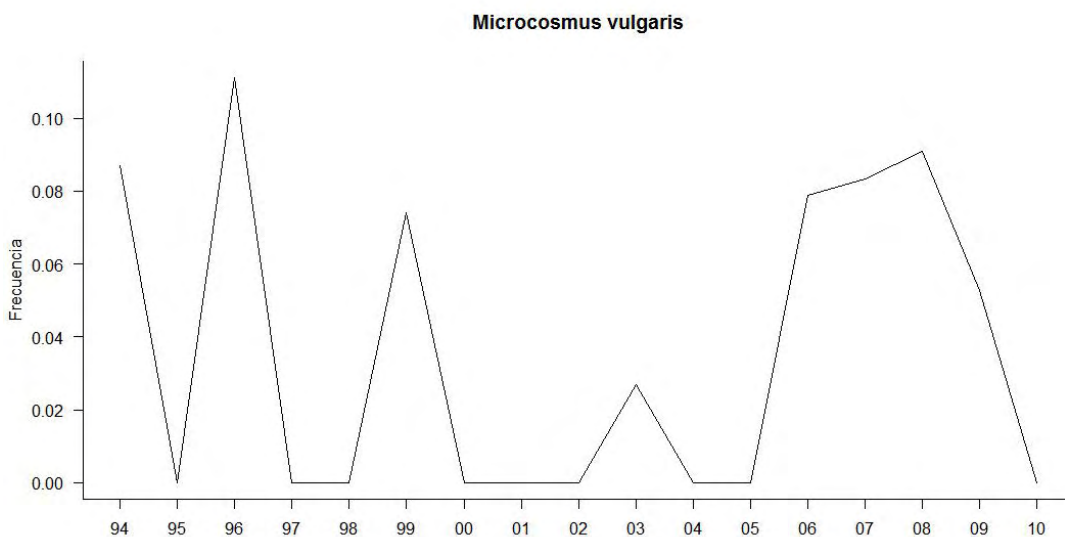


Figura 7. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat ascidias solitarias (*Microcosmus vulgaris*) respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos detríticos de la plataforma continental de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas mostró una tendencia significativamente ascendente ($p < 0.05$; $R^2 = 0.0007$).



Phallusia mamillata

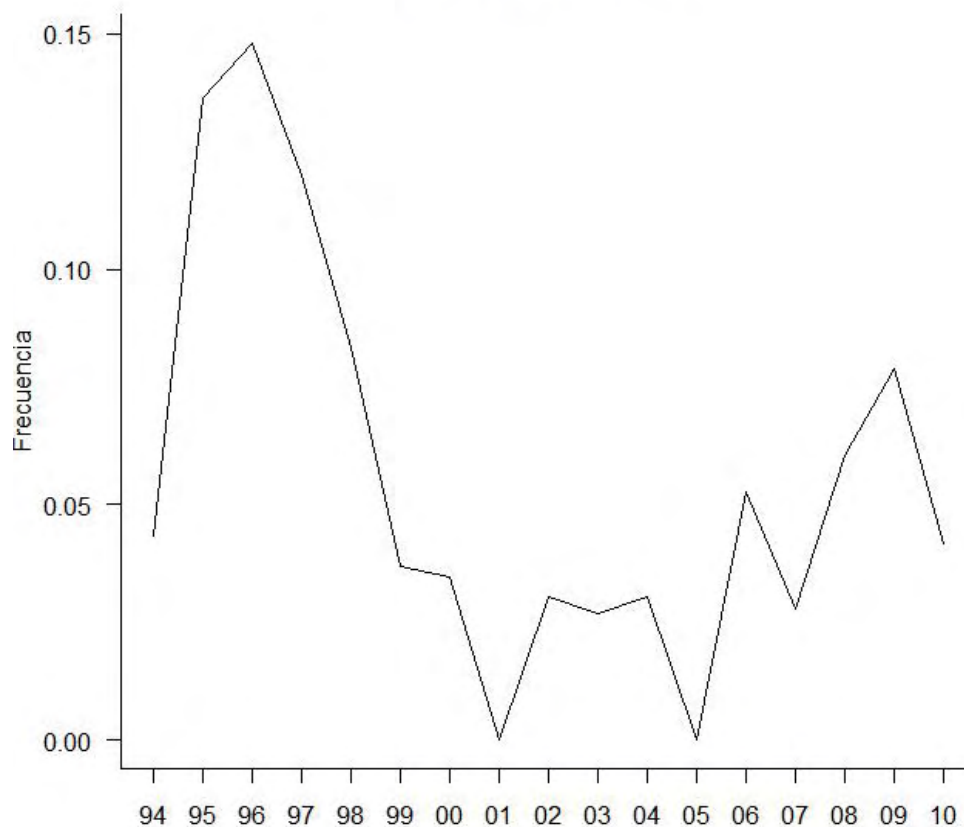


Figura 8. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat ascidias solitarias (*Phallusia mamillata*) respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos detríticos de la plataforma continental de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas mostró una tendencia significativamente descendente ($p < 0.05$; $R^2 = 0.43$).

La ascidia *Phallusia mamillata* se encuentra presente en el 10.5% del total de cuadrículas muestreadas, formando facies en el 4.5% de las mismas (Figura 3). Como se ha comentado anteriormente, esta ascidia es principalmente abundante en el piso circalitoral de fondos blandos con arenas finas, en el cual forma facies en un 13.3% de las cuadrículas en las que se da este tipo de fondo, además de aparecer también, de manera común, en los fondos blandos de este mismo piso con presencia de sustratos fangosos, formando facies en un 10% de las cuadrículas con este tipo de fondo. *Phallusia mamillata* puede encontrarse también sin formar facies, en el estudio realizado, en el 6% de las cuadrículas muestreadas había presencia de *Phallusia mamillata*, sin que esta formara facies. El porcentaje en el número de cuadrículas muestreadas, en las que aparece la facies formada por *Phallusia mamillata* se ha incrementado respecto al periodo comprendido entre 2001 y 2005, aunque aun esta por debajo de las frecuencias obtenidas en el periodo transcurrido desde 1995 a 1998, donde se alcanzaban porcentajes



mayores al 10%. La frecuencia en el porcentaje de cuadrículas con *Phallusia mamillata* a lo largo de toda la serie histórica es muy variable, encontrando en los años con presencia de esta especie, valores mínimos cercanos al 3% (2002, 2004 y 2007). Y máximos en las campañas del 95 y 96, próximos al 15%.

En los últimos 5 años se observan dos picos en la frecuencia de aparición de esta ascidia, en 2006 y 2009 con valores de 5 y 7% respectivamente, no llegando a los valores máximos de la serie histórica de datos, obtenidos en el 95, 96, y volviendo a bajar en 2010 hasta valores cercanos al 5%.

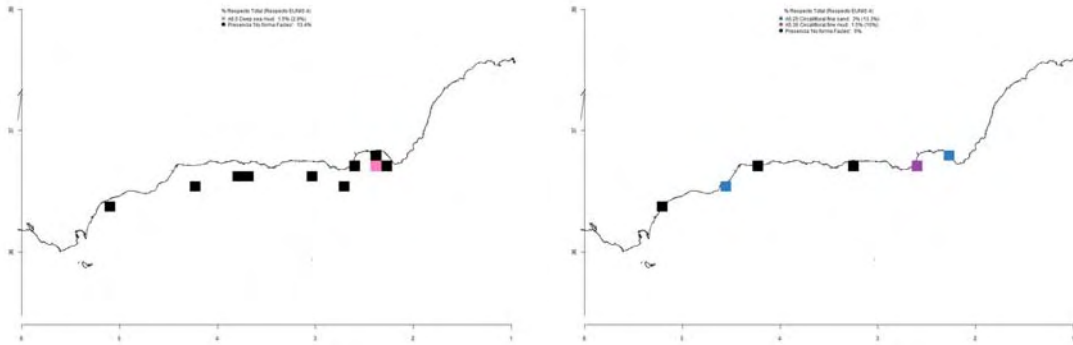


Figura 9. Distribución espacial acumulada del hábitat; fondos batiales dominados por *Ascidia mentula* y *Phallusia mamillata*

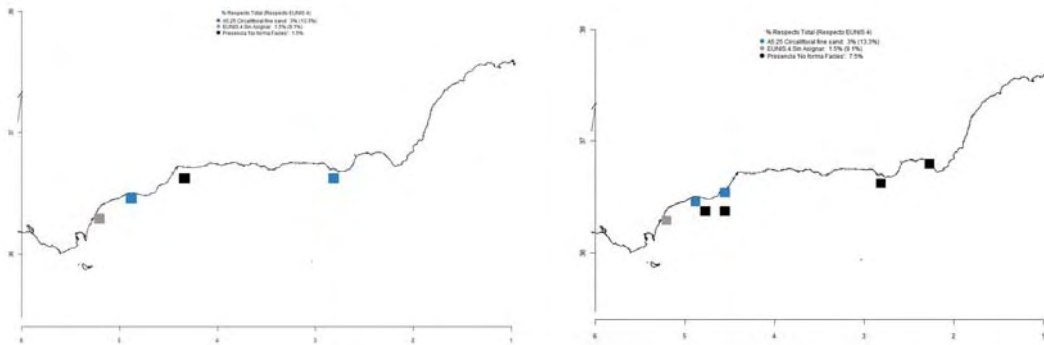


Figura 10. Distribución espacial acumulada del hábitat; fondos batiales dominados por *Polycarpa mamillaris* y *Molgula appendiculata*.

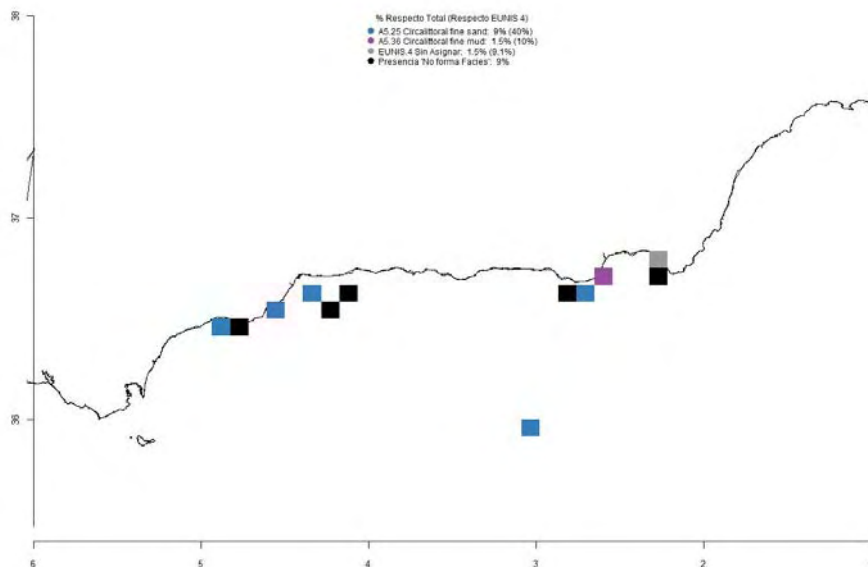


Figura 10. Distribución espacial acumulada del hábitat; fondos batiales dominados por *Microcosmus vulgaris*.

La ascidia *Microcosmus vulgaris*, se distribuye principalmente, y como ya hemos visto anteriormente, por el piso circalitoral, encontrándose presente en el 21% del total de las cuadrículas muestreadas y formando facies en el 12% de las mismas (Figura 10). *Microcosmus vulgaris* es principalmente abundante en la zona circalitoral arenosa y fangosa, con estos tipos de sustrato y a estas batimetrías forma facies en el 40% y 10% de las cuadrículas con este tipo de fondo respectivamente. Además podemos observar esta ascidia en unos porcentajes en torno al 9% de las cuadrículas totales muestreadas, sin que forme facies alguna.

El porcentaje medio de presencia de las facies de *Microcosmus vulgaris*, a lo largo de la serie histórica es del 7.56 % de cuadrículas en las que se ha realizado este estudio, existiendo una tendencia positiva en los últimos 5 años, en los que nos encontramos presencia de esta facies, con unos porcentajes del: 7.89, 8.33, 9.09 y 5.26%, para los años, 2006, 2007, 2008 y 2009 respectivamente, y no encontrándose este hábitat para los muestreos realizados en el 2010. Como podemos observar de los datos obtenidos, en estos 5 últimos años, tan solo en el 2009 el número de cuadrículas con esta facies disminuye respecto de la media total del estudio, estando la media de los últimos 5 años en un 7.64%.

La frecuencia máxima de la serie la encontramos en la campaña de 1996 con un porcentaje del 11.11% y la mínima en el 2003 con un 2.7%.

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
% aparición del hábitat en cuadrículas muestreadas	Estrecho-Alborán	6.27	7.64



CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Condición de especies y comunidades típicas

En la demarcación del Estrecho-Alborán se ha detectado la presencia de un total de 14 especies de flora y 245 de fauna en la serie histórica analizada. Entre algunas de las más relevantes se encuentran las algas: *Phyllophora crispera*, *Codium bursa*, *Spongites fruticulosa*, *Osmundaria volubilis*, *Lithothamnion fruticosum*, las esponjas: *Cliona viridis*, *Hemimycale columella*, *Spongia agaricina*, hidrozoos (*Aglaophenia acacia*), ceriantarios (*Cerianthus membranaceus*), gorgonias (*Lophogorgia spp.*, *Paramuricea clavata*, *Eunicella spp.*, entre otras), gasterópodos (*Bolma rugosa*, *Turritella turbona*, *Charonia lampas*), bivalvos (*Pinna nobilis*, *Chlamys varia*, *Tapes decussatus*, *Venus spp.*), poliquetos (*Hyalinoecia tubicola* y *Sabella spallanzanii*), los peces *Serranus hepatus*, *Pagellus acarne*, *Chelidonichthys lastoviza*, *Spicara flexuosa*, *Pagellus erythrinus*, *Conger conger*, *Boops boops*, *C. coelorhynchus*, *Serranus cabrilla*, *Mullus surmuletus*, *Arnoglossus thori*, *Pagellus acarne* y *Scyliorhinus canicula*, los crustáceos: *Calappa granulata*, *Alpheus glaber*, *Dardanus arrosor*, *Pilumnus spinifer*, *Pagurus prideauxi* y *Pisa armata*, los moluscos *Abralia veranyi*, *Octopus vulgaris*, *Xenophora crispera*, y *Sepia officinalis* y entre los equinodermos, *Anseropoda placenta*, *Astropecten spp.*, *Chaetaster longipes*, *Marthasterias glacialis*, *Echinaster sepositus*, ofiuras (*Ophioderma longicaudum*, *Ophiopsila spp.* y *Astrospartus mediterraneus*), erizos irregulares (*Spatangus purpureus* y *Brissus unicolor*), crinoideos (*Antedon bifida*) y holoturias (*Stichopus vulgaris*, *Holothuria spp.*), alcionarios (*Alcyonium spp.*), las gorgonias (*Eunicella verrucosa*, *Lophogorgia sarmentosa* y *Paramuricea clavata*), esponjas, briozoos y ascidias de los géneros *Polycarpa*, *Molgula*. En ocasiones, el poliqueto *Sabellaria spinulosa* puede llegar a formar arrecifes de sabeláridos.

El ajuste lineal reveló que los valores anuales del índice de diversidad faunística mostró una tendencia significativamente ascendente a lo largo de la serie histórica con valores medios oscilando entre 1,87 y 1,96 (Figura 12). La riqueza específica, en cambio se mantiene estable con valores entre 41 y 87 especies/lance (Figura 13). La diversidad de la comunidad y su evolución en el tiempo fueron analizadas mediante el estudio de los dos siguientes índices; Diversidad (Figura 5) y la Riqueza (Figura 6).

La diversidad media asociada a las facies de *Microcosmus vulgaris* muestra en los últimos 5 años un valor de 1,96, algo por encima que la media conjunta del conjunto de datos que forma la serie histórica, que se encuentra en un 1.87, por lo que podríamos decir que la diversidad en los últimos años presentó una tendencia alcista (Figura 11). Aunque en el 2009, último año en el que se ha encontrado presente esta facies ha caído considerablemente de un valor medio de 2,3 en el 2008 hasta un 1,6 en la campaña de 2009.

Los valores medios de diversidad oscilan entre el máximo encontrado para la campaña de 2008, con un valor de 2,34 y uno de 1,26 en la de 2003. Por otro lado se realizaron lances en los que se observaron valores máximos de 2,82 en los muestreos de 1996.

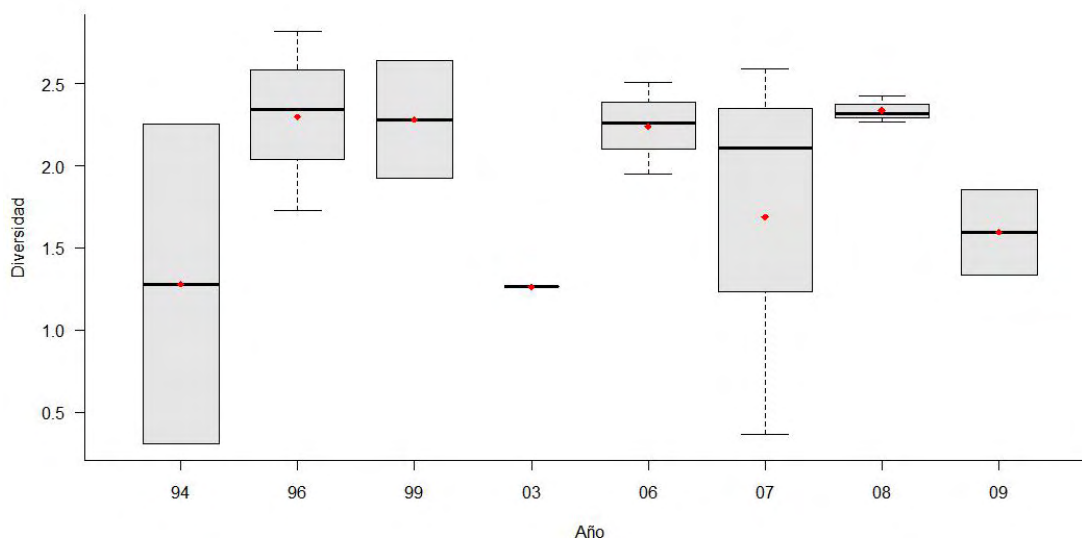


Figura 11. Diversidad anual del hábitat ascidias solitarias en los fondos detríticos de la plataforma continental de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la diversidad media no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.5$).

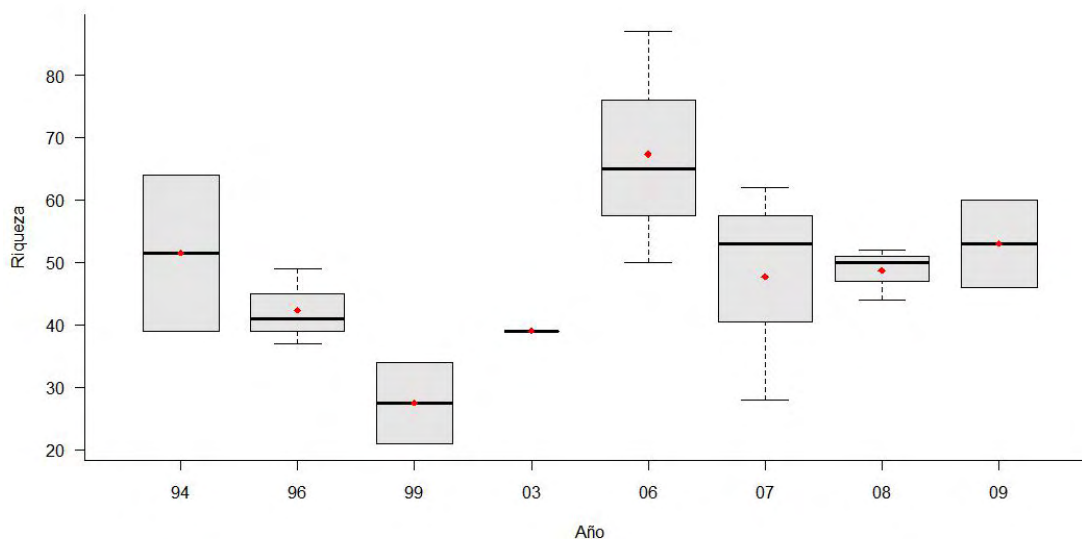


Figura 11. Riqueza específica anual del hábitat ascidias solitarias en los fondos detríticos de la plataforma continental de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por



campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.1$).

En cuanto a la riqueza observamos, que al igual que ocurría con la diversidad, en este caso la tendencia en los últimos 5 años respecto de la serie histórica, es también ascendente, siendo la media de los datos del estudio completo, de 47,1 y la de las últimas 5 campañas de 54,16 (Figura 12)

Los valores medios de riqueza, varían a lo largo de toda la serie desde el máximo encontrado en la campaña de 2006 (67,33) a el mínimo presentado en el 99 (27,5). Por otra parte observamos lances con uno máximos superiores en la campaña de 2006, llegando a alcanzar unos valores de riqueza de hasta, 87.

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Diversidad (Índice de Shannon)	Estrecho-Alborán	2,54	2,8
Riqueza específica	Estrecho-Alborán	52	58

1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

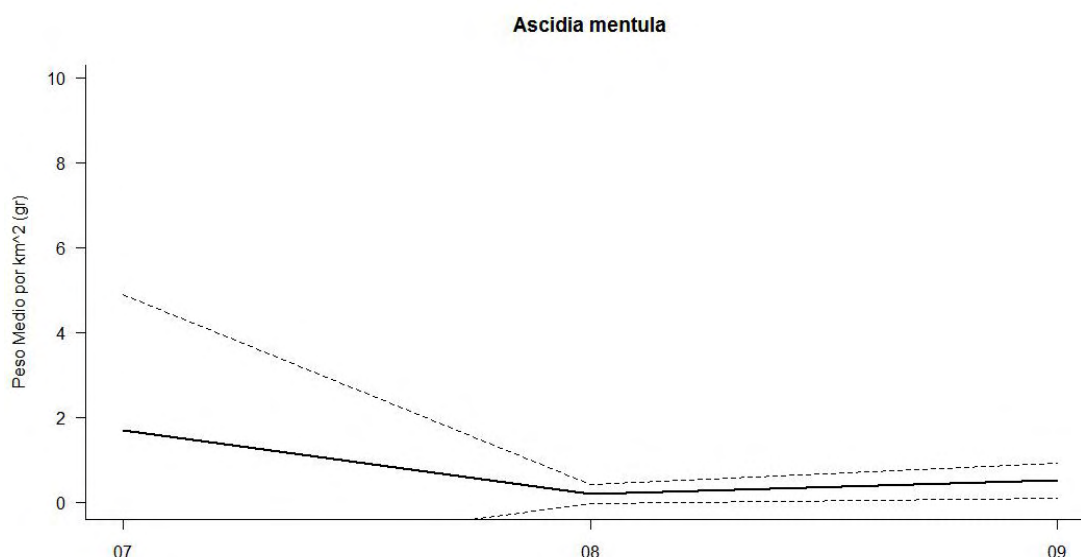


Figura 12. Evolución temporal de la biomasa media (g/km^2) de *Ascidia mentula* en los fondos en los que forman facies de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.5$).



La abundancia de *Ascidia mentula* durante los años 2007, 2008 y 2009, únicas campañas en la que aparece en los lances, muestran unas abundancias medias que oscilan de los 1.69 gr/km², máximo valor de la serie, a 0.19 gr/km², obtenido en el 2008, tras el cual, en el 2009 aumento ligeramente hasta los 0.51 gr/km². Por otro lado se observaron lances puntuales con abundancias de hasta 856 gr/km².

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Biomasa de la especie estructurante	0,8 gr/km ² ,	1,691 gr/km ²

La abundancia media de *Phallusia mamillata* a lo largo de los 17 años de estudio, sigue una tendencia negativa, que se ve estabilizada a partir de 1999, tomando un valor medio cercano a los 10 g/Km².

El rango de abundancia media en el que se ha visto oscilar a esta ascidia, va desde un valor cercano a los 80 g/Km² a unos próximos a 10 g/Km². El valor máximo recogido, fue observado en la campaña de 1995 con lances en los que se daban valores de 200 g/Km².

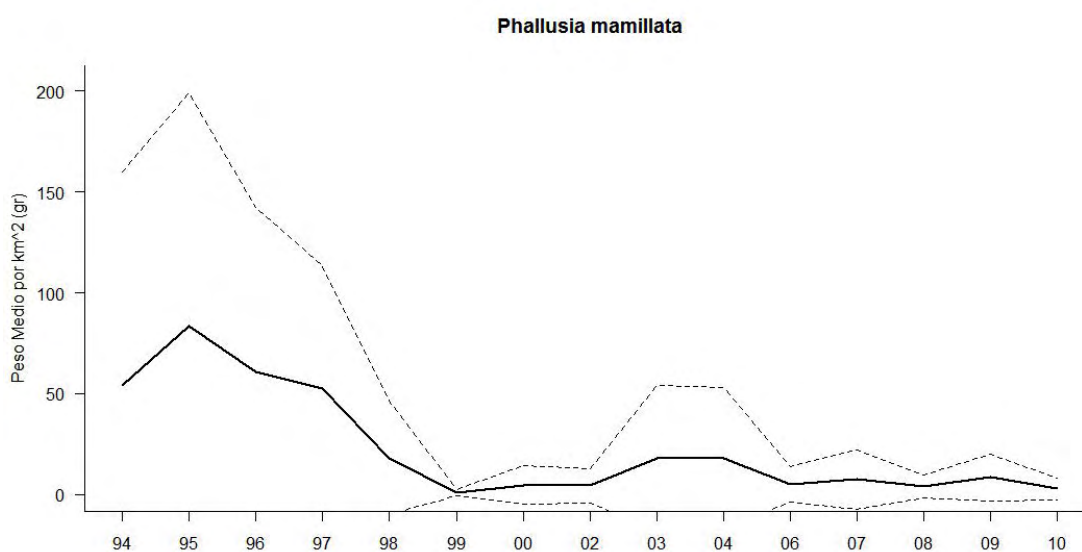


Figura 13 Evolución temporal de la biomasa media (g/km²) de *Phallusia mamillata* en los fondos en los que forman facies de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.5$).

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
-----------	--------------------------	---------------------



Biomasa de la especie estructurante	53,0 gr/km ² ,	53,92 gr/km ²
-------------------------------------	---------------------------	--------------------------

La abundancia media de la ascidia *Microcosmus vulgaris* presenta una tendencia estable a lo largo de las campañas en las que ha estado presente, presentando unos valores medios que oscilaban desde 0,23 g/Km², en 2005, hasta los 81,81 g/Km² de la campaña de 2009, estabilidad que tan solo es interrumpida por los incrementos, que se observan para las campañas realizadas en 1994 y 1996. El primero de ellos representa el máximo histórico de la serie con un valor de 1447 g/Km², y el segundo, con una abundancia más baja que la primera, de 274 g/Km².

Por otro lado en 1994 se recogieron lances con abundancias mayores a las medias de la serie histórica, llegando a recogerse 750316 g/Km².

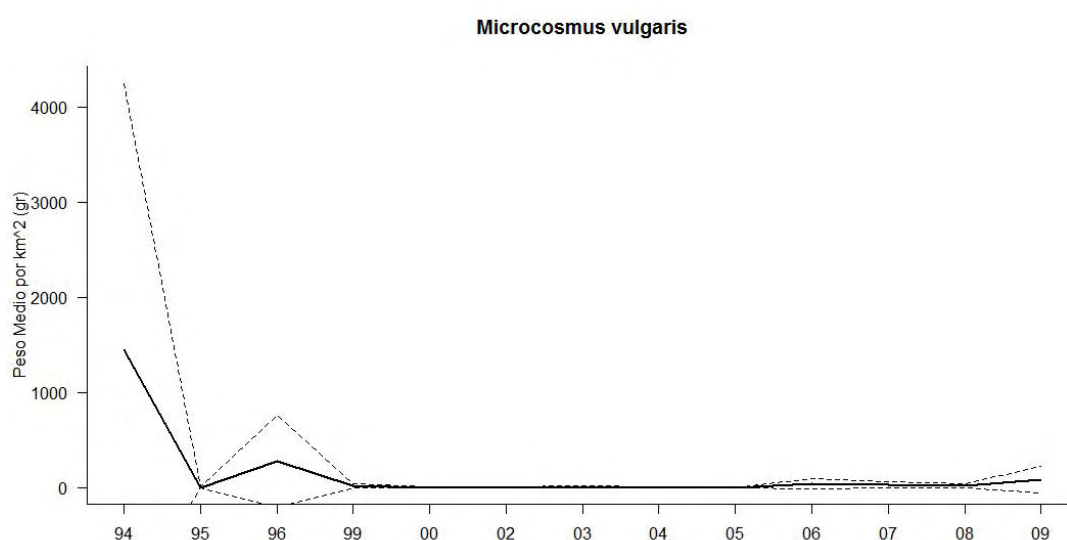


Figura 14 Evolución temporal de la biomasa media (g/km²) de *Microcosmus vulgaris* en los fondos en los que forman facies de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.5$).

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Biomasa de la especie estructurante	42,36 g/Km ²	1447,0 g/Km ²



Molgula appendiculata

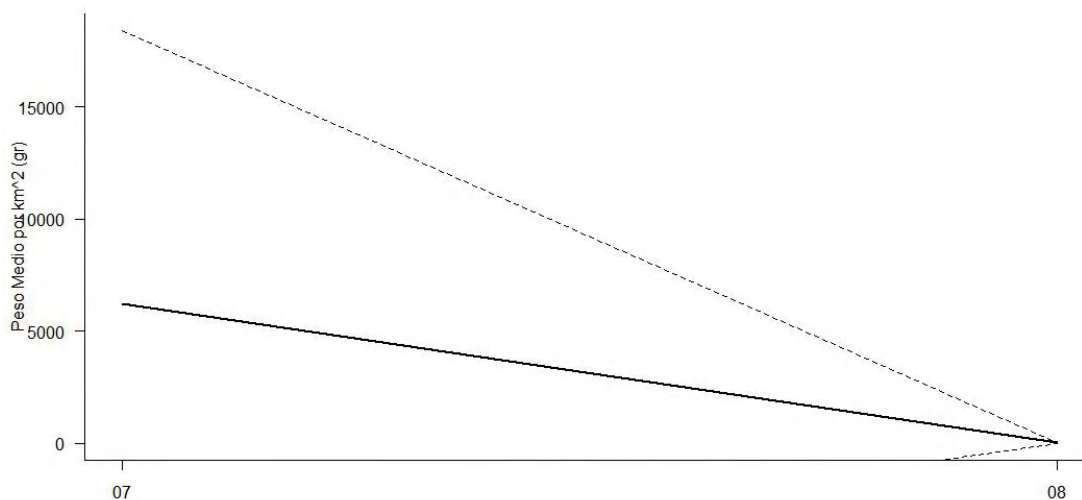


Figura 15 Evolución temporal de la biomasa media (g/km^2) de *Molgula appendiculata* en los fondos en los que forman facies de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo.

La abundancia media, durante los dos años en los que ha estado presente, muestra una disminución de la misma, con valores medios durante el primer año, 2007, de $6214 \text{ g}/\text{Km}^2$ y descendiendo en 2008 a unos valores medios, próximos a $13,78 \text{ g}/\text{Km}^2$. Por otro lado los valores máximos de abundancia de esta ascidia ascienden a 3260995 perteneciente a lances de la campaña de 2007.

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Biomasa de la especie estructurante	$3113 \text{ g}/\text{Km}^2$.	$3260995 \text{ g}/\text{Km}^2$.



FONDOS BLANDOS CIRCALITORALES CON *Alcyonium palmatum*

Código EUNIS A.5- Fondos sedimentarios sublitorales – A5.38- Comunidades mediterráneas de fondos detríticos enfangados / Listado Habitats del Mediterráneo: A.5- Fondos detríticos costeros – Fondos detríticos enfangados- con *Alcyonium palmatum*

12. DESCRIPCIÓN

Alcyonium palmatum

Las facies de *Alcyonium palmatum*, se encuentran dentro de la comúnmente denominada comunidad de “coralígeno”. Se asienta generalmente sobre sustrato rocoso, caracterizado este ambiente, por una luz muy atenuada y unas condiciones hidrodinámicas más constantes que en los pisos superiores, aunque las corrientes en algunos lugares pueden llegar a ser fuertes.

La comunidad coralígena abarca un amplio rango batimétrico, encontrándose desde los 15 a los 40 metros, dependiendo de la turbidez de las aguas en las que se encuentre, aunque a veces el límite inferior se puede situar entre los 60 y 110 m. Este tipo de comunidad se desarrolla con una irradiancia comprendida entre el 5 y el 0,05% de la superficial. Según el tipo de fondo sobre el que se asienta, pueden distinguirse dos tipos de coralígeno: de roca litoral, situado generalmente en paredes verticales o subhorizontales, con escasa sedimentación, y de plataforma, que generalmente se forma sobre sustratos blandos. Este último tipo da lugar a masas formadas por la agregación de restos calcáreos de origen orgánico, que son cementados por algas y animales sésiles. Generalmente, el coralígeno de plataforma aparece frente a promontorios costeros, siguiendo una línea paralela a la costa, y la sedimentación es más alta que en el coralígeno de roca

La facies de alcionarios, suele aparecer en zonas sometidas a fuertes corrientes. En las costas atlánticas del norte de España, la especie dominante es *Alcyonium digitatum*, mientras que en el Mediterráneo y Golfo de Cádiz predominan *Alcyonium acaule* y *Alcyonium palmatum*. *Paralcyonium spinulosum* se encuentra en todas las regiones incluyendo Canarias

Alcyonium palmatum es un cnidario colonial, bastante habitual en algunas zonas rocosas del litoral catalán y andaluz, aunque se le puede encontrar por todo el Mediterráneo y Atlántico próximo. La también llamada “mano de muerto” vive en fondos rocosos y, en fondos arenosos, sobre piedras o restos de caparzones. Rara vez se le ve libre en fondos blandos, pero es posible encontrar algunos ejemplares sueltos después de algún temporal de importancia.

En la demarcación del Estrecho-Alborán suele encontrarse a partir de los 15 metros de profundidad, aunque a veces se encuentran ejemplares a cotas más superficiales. Necesita para vivir de un hidrodinamismo moderado pero constante y aguas limpias y ricas en oxígeno y plancton. Suele preferir los lugares umbríos como grietas, paredes y entradas de cuevas. *Alcyonium palmatum* es el alcionáceo más común en los campos de rodolitos, llegando a densidades muy altas en algunos lugares (Templado y Calvo, 2006).



Además de las amenazas comunes con las comunidades infralitorales (contaminación, obras costeras, etc.), esta comunidad es extraordinariamente sensible al exceso de sedimentación, producido no sólo por las actuaciones en la línea de costa, sino por el aporte masivo de sedimentos por las ramblas mediterráneas, con ocasión de las lluvias torrenciales. Este aporte contribuye a la eutrofización de las aguas y a la aparición de floraciones explosivas de fitoplancton (especialmente diatomeas) que segrega mucosidades a las que se fijan partículas de sedimento que obstruyen los sistemas de filtración del elevado número de organismos filtradores de la comunidad, y provocan su muerte. El coralígeno constituye, también, el tipo de fondo preferido por los buceadores, que producen un considerable impacto en esta frágil comunidad (contacto físico, burbujas, recogida de gorgonias o corales).

EUNIS asociados:

2.1.2.5.3. -Fondos rocosos infralitorales afectados por sedimentación con *Alcyonium spp.* (Mar de Alborán)

2.4.14.8.1. -*Fondos detríticos costeros con *Alcyonium palmatum*

2.4.14.9.3. -*Fondos detríticos dominados por invertebrados con *Alcyonium palmatum*

2.4.14.10.1 0.-con *Alcyonium palmatum*, *Pennatula rubra* y *Spinimuricea cf. atlantica* (Mar de Alborán) fondos detríticos enfangados

2.4.14.11.2. -*Fangos terrígenos costeros con facies de *Alcyonium palmatum* y *Parastichopus regalis*

3.1.5. -* Fondos profundos con alcionáceos (*Paralcyonium spinulosum*, *Alcyonium palmatum*,...)

4.1.5.- Montes y cañones submarinos con *Paralcyonium spinulosum* y/o *Alcyonium palmatum*

Criterio 1.4: Distribución del hábitat

1.4.1. Rango de distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Circalitoral
	Tipo de sustrato	Arenoso y fangoso (generalmente sobre sustratos duros)
	Rango de profundidad	37 - 300
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica	Su distribución abarca el Mediterráneo y Atlántico próximo hasta las Islas Británicas y el Canal de la Mancha	

Las facies de *Alcyonium palmatum* se sitúan principalmente en las zonas infralitorales y circalitorales habiéndose recogido muestras desde los 2 metros de profundidad hasta cerca de los 500m pertenecientes a fondos profundos (Figura 1). De los 17 años de campaña *Alcyonium palmatum* se ha



recogido en 16 de ellas, principalmente en el piso circalitoral, y raramente en el batial (1995, 2002, 2008 y 2009) (Figura 2)

La media batimétrica de distribución, en relación a los muestreos realizados, de esta facies, esta localizada a los 97,85m, presentando una tendencia al aumento en la profundidad en los últimos 5 años, en los que la facie se ve situada a 119 metros de profundidad.

El rango medio de distribución de *Alcyonium palmatum*, observado en las campañas va desde los fondos de 45m (2001) a los de 211m de 2008, pudiéndose observar estas facies en lances de 37-38m (2006, 2008) hasta 761m (2008)

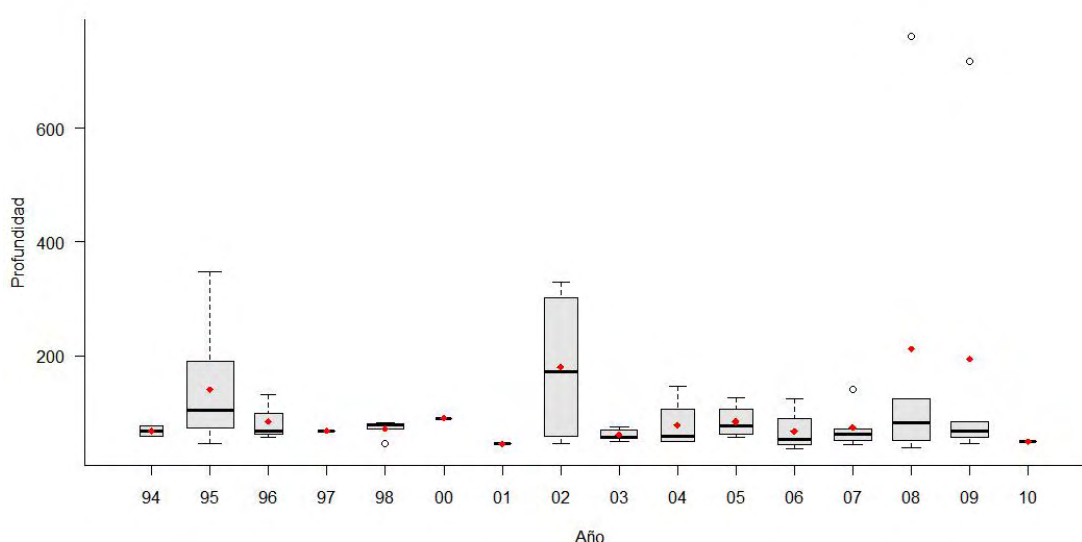


Figura 1. Distribución batimétrica anual del hábitat *Alcyonium palmatum* en los fondos profundos del Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.5$).

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Rango batimétrico	37-761 m	37-761 m

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

1.5.1. Área ocupada por el hábitat

Este cnidario colonial se encuentra presente, en el 70,1% del total de las cuadrículas muestreadas (Figura 2), formando facies en el 17,9% de las mismas, (Figura 2 y 3). En las campañas realizadas se han recogido principalmente en fondos blandos circalitorales y batiales, en los que suele formar facies. Así en el piso circalitoral de fondos de arenas o fango forma facies en el 46,7% y 20% de ellos

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad



respectivamente, distribuyéndose en el piso batial con sustratos fangosos, en un 2,9% de los mismos. Quedando un 52,2% del total de las cuadrículas estudiadas en la que, presentándose *Alcyonium palmatum*, este no forma facies.

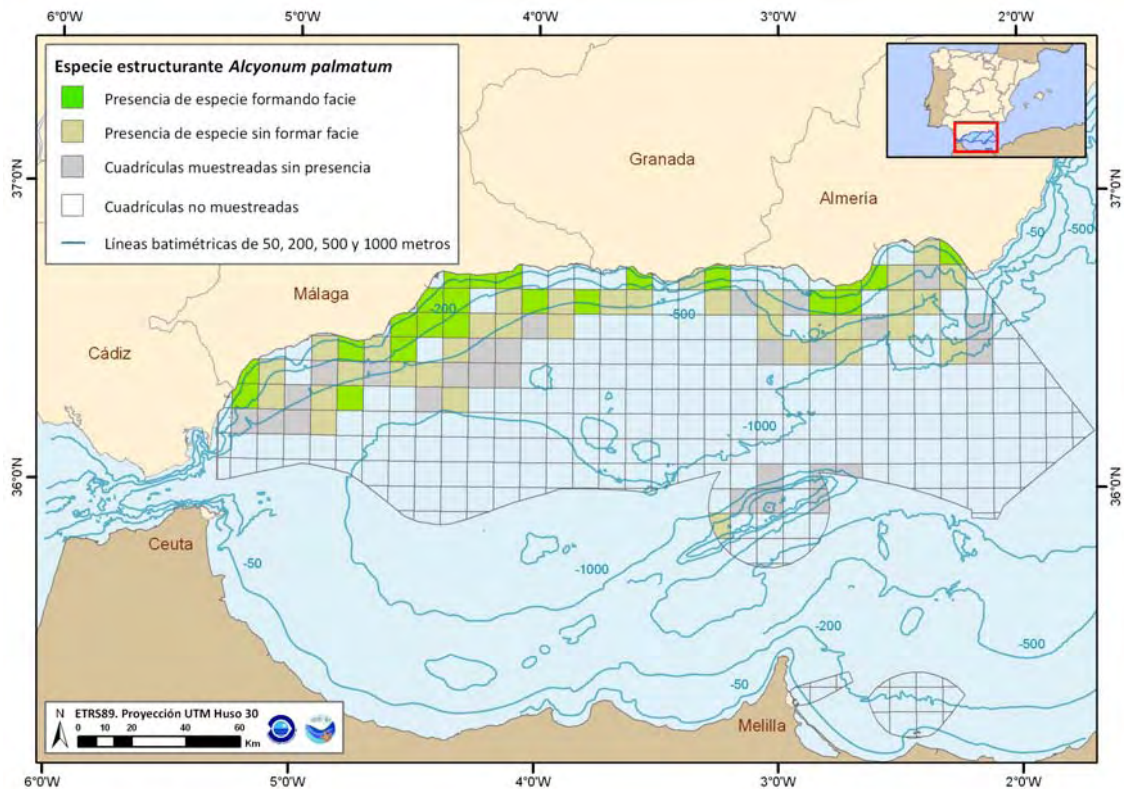


Figura 2. Distribución espacial de *Alcyonium palmatum*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (1994-2010) en la demarcación del Estrecho-Alborán.

La frecuencia de ocurrencia de la facies de *Alcyonium palmatum*, a lo largo de la serie histórica, muestra una media del 12,31 % de presencia de facies, respecto del total de cuadrículas muestreadas, disminuyendo en los últimos 5 años hasta un 11,38 %, por lo que la tendencia de distribución de este hábitat es negativa. (Figura 4)

A lo largo de todo el estudio las cotas entre las que se han movido los porcentajes de frecuencia, han variado, presentando máximas del 36,36% en 1995 a mínimas del 3% en el 2000.

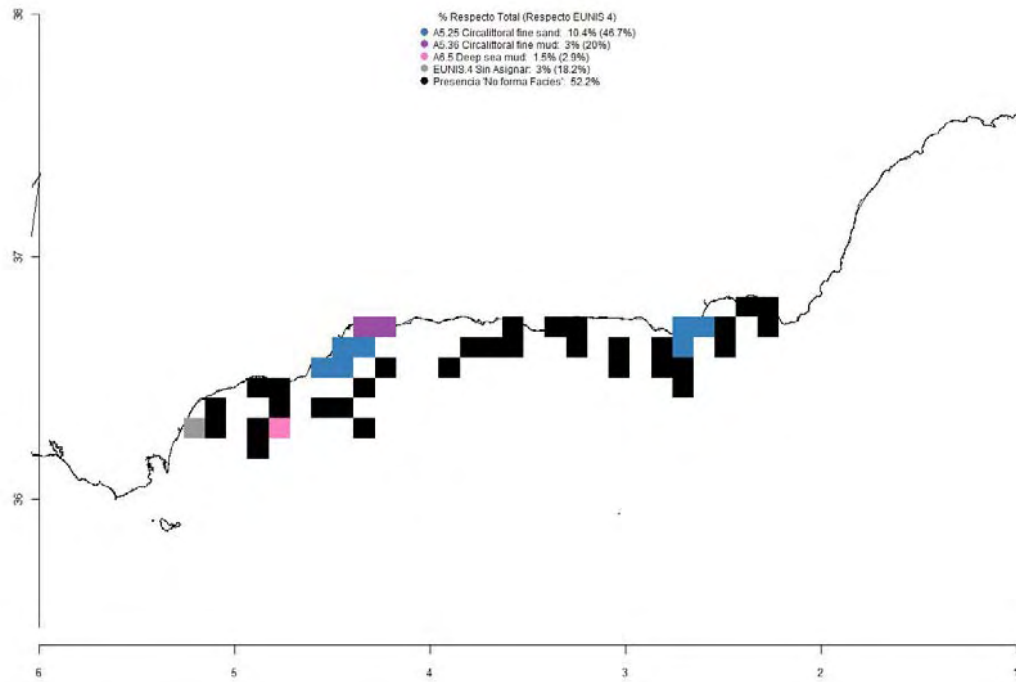


Figura 3. Distribución espacial acumulada del hábitat; fondos blandos circalitorales y batiales dominados por *Alcyonium palmatum*

En el último periodo, es acusada la caída que se observa, desde un 15% en 2008 a un 4,2% en 2010 (Figura 3).

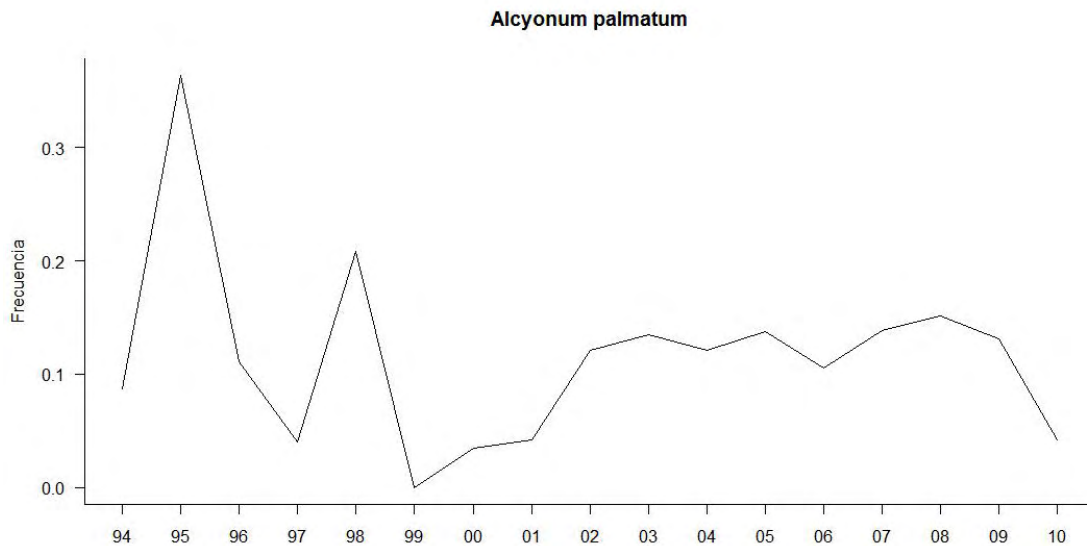




Figura 4. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Alcyonium palmatum* respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.1$).

INDICADORES	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
% de cuadrículas con presencia de hábitat	11,38	36,36

CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Especies y comunidades características asociadas:

En los inventarios faunísticos estudiados, junto a *Alcyonium palmatum* se han encontrado, entre otros: la esponja *Respaila viminalis*, los cnidarios *Aglaophenia acacia*, *Cerianthus membranaceus*, *Ophiotrix quinquemaculata*, *Anemonactis mazeli*, *Lophogorgia sarmentosa* y *L. viminalis*, el simpuncúlido *Golfingia elongata*, los poliquetos *Aphrodite aculeata*, *Polyodontes maxillosus*, *Leiocapitella dollfusi* y *Euclymene palermitana*, los gasterópodos *Turritella turbona*, *Naticarius spp.*, *Bolinas brandaris* y *Phalium spp.*, los bivalvos *Tellina serrata* y *Pecten jacobaeus* y los escafópodos *Dentalium panormum* y *D. vulgare*.

Entre los crustáceos, abundan el isópodo *Cirolana neglecta*, el estomatópodo *Squilla mantis*, y numerosos decápodos como la gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*) la cigala *Nephrops norvegicus*. Entre los equinodermos más frecuentes aparecen la holoturia *Pseudothyone raphanus* y las estrellas *Luidia ciliaris* y *Chaetaster longipes* y, entre las ascidias, *Microcosmus sabatieri* y *Phallusia mamillata*. Muchos de los peces tienen interés comercial, como la pintarroja (*Scylliorhinus canicula*), el rape (*Lophius piscatorius*), el rubio (*Trigloporus lastoviza*), la araña (*Trachinus draco*) y el sapo (*Uranoscopus scaber*). Otras especies típicas son el torpedo (*Torpedo marmorata*) o la brótola (*Phycis blennoides*).

La diversidad de la comunidad y su evolución en el tiempo fueron analizados mediante el estudio de los dos siguiente índices; diversidad (figura 5) y riqueza (figura 6).

La diversidad media asociada a la facies de *Alcyonium palmatum*, durante la serie histórica es de 2,34, variando este índice desde el 1,7 de 2003 al 2,83, valor observado en 1997. En los últimos años la media se ha mantenido constante también a 2,3

Por otro lado, la diversidad máxima y mínima se presentó en las campañas de 1995 y 2007, con lances aislados, con valores de 0,82 y 3,26 respectivamente.

El índice medio de riqueza recogido durante las campañas MEDITS, para las facies de *Alcyonium palmatum*, es de 49,44, manteniéndose constante al igual que el de diversidad, en los últimos 5 años (49.93).

El índice medio de riqueza para esta facies oscila desde los 38 de 2001 a los 61,8 de 2007, aunque podemos encontrar lances con unas cotas más amplias, 22 (1994) y 72 (1995)

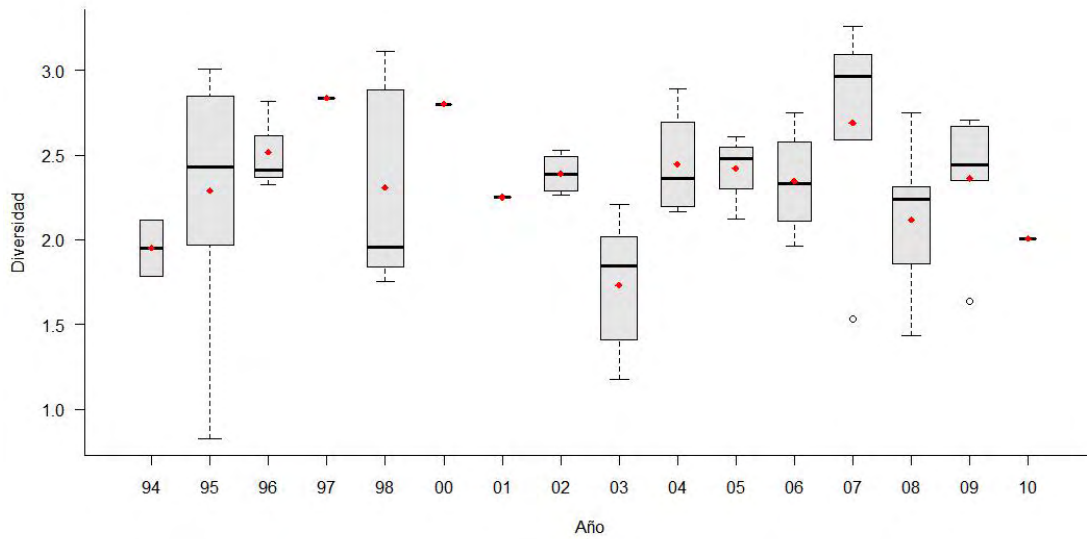


Figura 5. Diversidad anual del hábitat *Alcyonium palmatum* en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la diversidad media mostró una tendencia significativamente ascendente ($p > 0.05$).

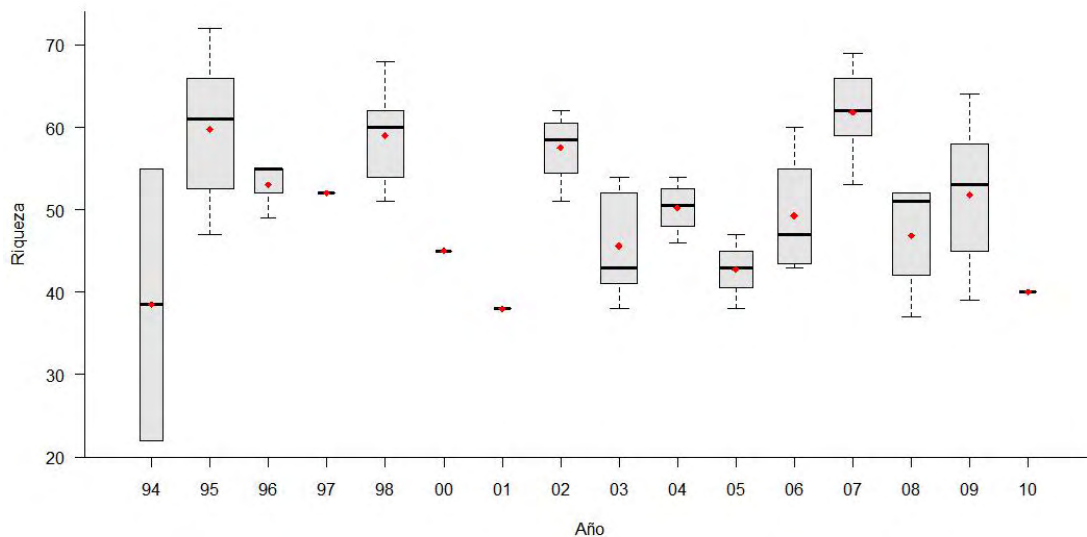


Figura 6. Riqueza específica anual del hábitat *Alcyonium palmatum* en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja



representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.1$).

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Diversidad (Índice de Shannon)	2,3	2,83
Riqueza específica	49,93	61,8

1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

La tendencia de abundancia media de *Alcyonium palmatum* a lo largo de la serie fue ascendente, siendo la media global del estudio de 40,62 g/Km² y la de los últimos 5 años de 51,18 g/Km², aunque en la campaña de 2010 se produjo una disminución de este índice, recogiendo una media de 11,64 g/Km².

A lo largo de los 17 años de campañas *Alcyonium palmatum* ha estado presente en todas ellas, variando su abundancia media desde el mínimo observado en el 1999 (5,47 g/Km²) hasta el máximo recogido en las campañas de 2007 (133,66 g/Km²). No obstante se han dado lances con abundancias muy superiores alcanzando valores de 25660 g/Km² (2007).

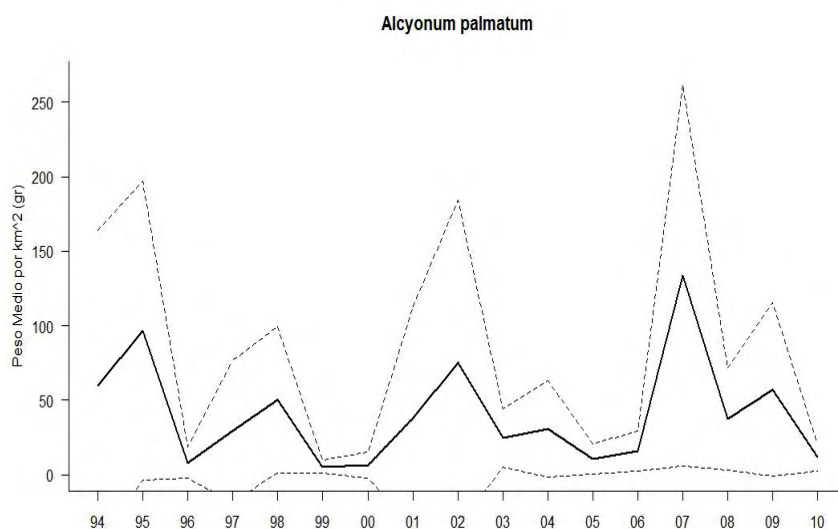


Figura 7. Evolución temporal de la biomasa media (g/km²) de *Alcyonium palmatum* en los fondos en los que forma facies de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.5$).



INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Biomasa de la especie estructurante	51176 g/Km ²	28771 g/Km ²

FONDOS DETRITICOS CON APHRODITE ACULEATA

Listado Hábitats del Mediterráneo: A.6- Fondos profundos - *Fondos detríticos batiales – Con dominancia de equinodermos – Con dominancia de *Aphrodite aculeata*

13. DESCRIPCIÓN

Aphrodite aculeata (Linnaeus, 1761)

También llamado ratón de mar, es una especie de anélido poliqueto del género Aphrodita, que se distribuye por el Atlántico norte, Mar Mediterráneo, el mar del Norte, Skagerrak, Bálti y Oresund.

Su área de distribución es bastante amplia, desde los mares de Escandinavia hasta el litoral francés, comprendiendo el mar del Norte, el canal de la Mancha, y, en menos abundancia, el Mar Mediterráneo. Se le suele encontrar desde aguas superficiales hasta más allá de los 1000 metros de profundidad, especialmente en fondos fangosos y arenosos, enterrado y escondido, ya que es un gusano excavador. También es posible verlo en la orilla del mar después de una tormenta o de marejadas muy fuertes

Son depredadores activos y se alimentan básicamente de otros gusanos, tanto sedentarios como de vida libre. Parece ser que *Pectinaria Lumbriconereis*, así como nemertinos y pequeños cangrejos ermitaños, forman parte de su dieta. Son capaces de tragarse presas enteras, de hasta 3 veces su tamaño, comenzando normalmente por la cabeza y acabando por la cola; por esta razón la digestión suele ser lenta. El orden de ingestión se ve reflejado en sus deposiciones. Es presa del bacalao y otros peces.

EUNIS asociados:

Fondos profundos

Fondos detríticos batiales

Criterio 1.4: Distribución del hábitat

1.4.1. Rango de distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Circalitoral
	Tipo de sustrato	Arenoso fangoso
	Rango de profundidad	45 - 230
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica	Desde los mares de Escandinavia hasta el litoral francés, comprendiendo el mar del Norte, el canal	

Demarcación Estrecho y Alborán

Evaluación inicial y buen estado ambiental

Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV

213



	de la Mancha, y, en menos abundancia, el Mar Mediterráneo
--	---

Aphrodite aculeata se encuentra principalmente en el piso circalitoral no superando en las campañas realizadas los 230 m de profundidad (en referencias bibliográficas se han encontrado, en un rango batimétrico de hasta 2000 metros, en algunos puntos de su distribución).

De los 17 años de estudio esta facies aparece en 8 de ellos, distribuyéndose en fondos desde los 45 hasta 100 m, con la excepción de 1997 y 2002, en los que el rango batimétrico alcanza unas cotas superiores de 230 y 178 m (Figura 1)

La media de profundidad de esta facies, sin tener en cuenta las muestras recogidas en 1997 y 2002 se encuentra en 67,84 m (101,87 m con los datos de 1997 y 2002).

Desde el 2002 la presencia de esta facies en los muestreos ha disminuido, hasta el punto de estar ausente desde entonces, salvo en uno de los muestreos de 2009, último año de presencia de este hábitat, a una profundidad de 73 m,

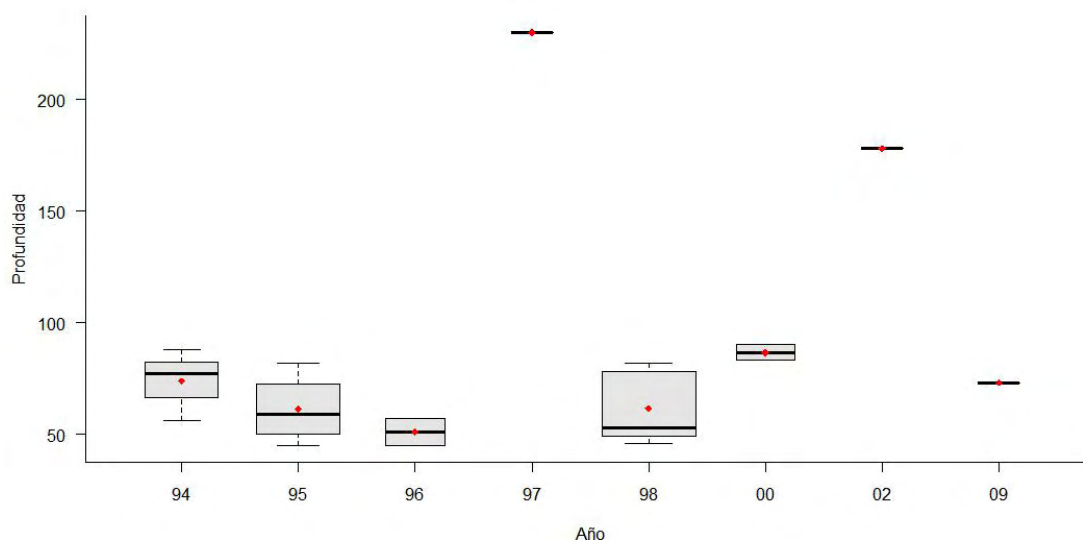


Figura 1. Distribución batimétrica anual del hábitat *Aphrodite aculeata* en los fondos profundos del Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.5$).

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Rango batimétrico	79 m	45-230 m



CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

1.5.1. Área ocupada por el hábitat

El poliqueto *Aphrodite aculeata* se encuentra presente en el 34,3% del total de cuadrículas muestreadas, formando facies tan solo en el 1,5% de ellas (Figura 2).

Este poliqueto es abundante en los fondos arenosos y fangosos de los pisos circalitoral y batial, siendo en el circalitoral de fondos fangosos en el que se encuentra formando hábitat, en una proporción del 10% de los mismos. En los fondos batiales también lo podemos encontrar (Figura 3).

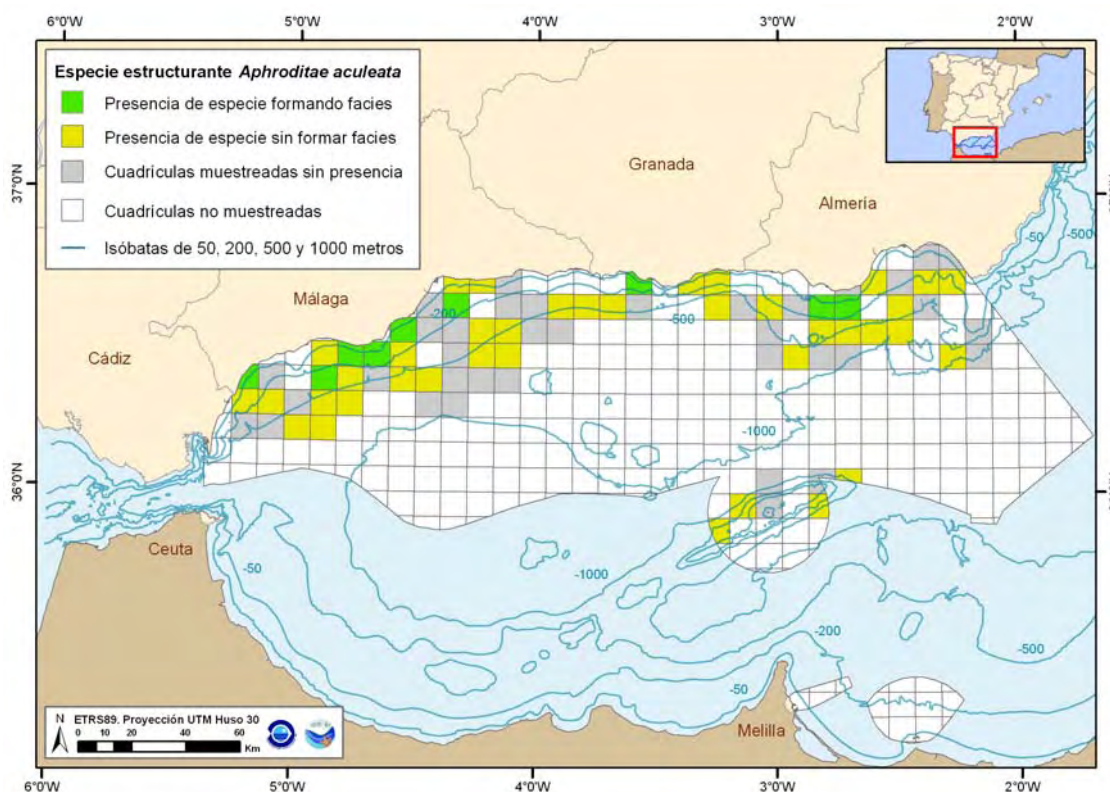


Figura 2. Distribución espacial de *Aphrodite aculeata*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (1994-2010) en la demarcación del Estrecho-Alborán.

El porcentaje de aparición de *Aphrodite aculeata* en el número de cuadrículas ha ido decreciendo a lo largo de la serie histórica de los últimos 17 años, pasando de un valor máximo del 60% en el año 95 hasta un 18% aproximadamente en el 2010, con un mínimo de porcentaje de aparición de casi un 0% en el número de cuadrículas muestreadas, correspondiente a 2005, tras la que se recuperó en 2006 alcanzando en torno a un 25% de las mismas, (Figura 4)

En los últimos 5 años, parece haberse recuperado el porcentaje de cuadrículas que albergan esta especie, desde mínimo observado en el transcurso del 2005

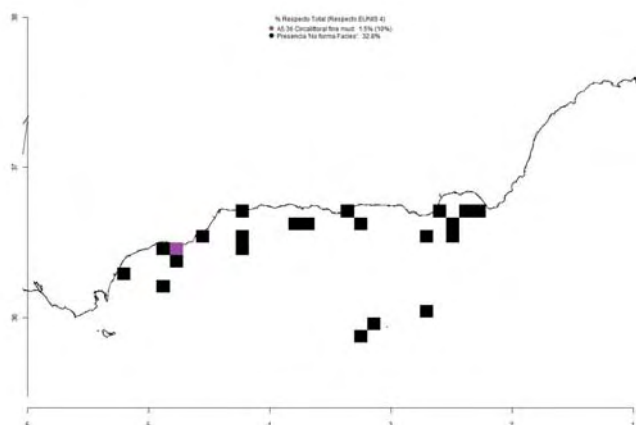


Figura 3. Distribución acumulada del hábitat; fondos blandos circalitorales dominados por el poliqueto *Aphrodite aculeata*

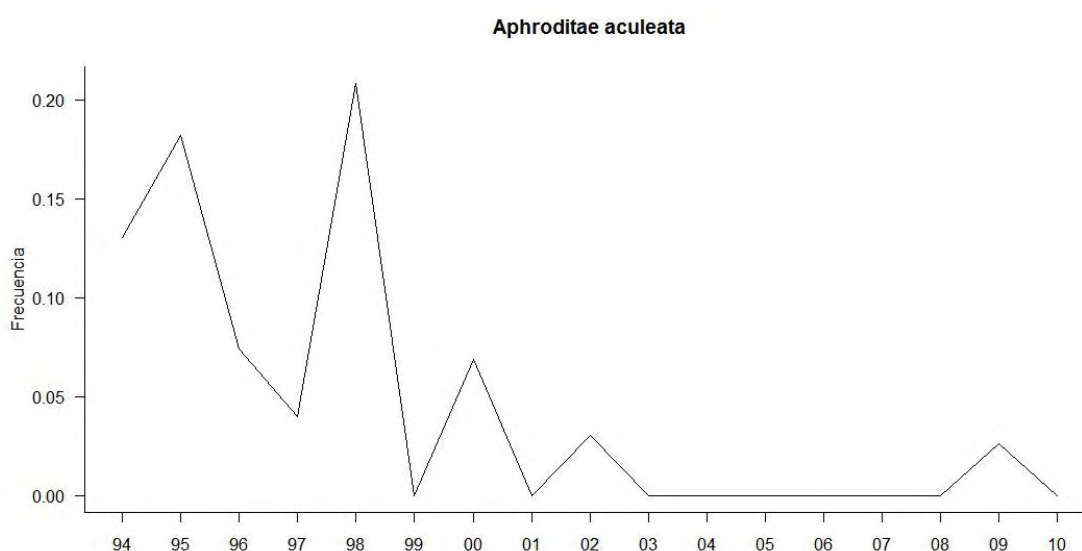


Figura 4. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Aphrodite aculeata* respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.1$).

Al valor máximo alcanzado dentro de estos últimos años, correspondiente al 2006 con un porcentaje algo superior al 20%, aunque dista bastante de volver al valor recogido durante 1995 (frecuencia máxima de la serie). La media de este último periodo de 5 años esta en torno a un 15%.

La frecuencia de ocurrencia de la facies de *Aphrodite aculeata* ha ido decreciendo a lo largo de la realización de este estudio, partiendo de frecuencias del 18% en 1995 al 2,67% en 2009, y estando ausente de los muestreos desde 2003 hasta 2008 y posteriormente en 2010.

El máximo registrado de esta facies lo encontramos en la campaña de 1998, donde se registró un valor del 20,83% de cuadrículas, en las que estaba presente esta facies, del total de las registradas.



INDICADORES	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
% de cuadrículas con presencia de hábitat	2,63	20,83

CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Especies y comunidades características asociadas:

Las facies de *Aphrodite aculeata* de fondos blandos del circalitoral presentan una comunidad asociada en la que encontramos entre otras especies:

La esponja *Raspailia viminalis*, los cnidarios *Aglaophenia acacia*, *Cerianthus membranaceus*, *Alcyonium palmatum*, *Anemonactis mazeli*, *Lophogorgia sarmentosa* y *L. viminalis*, el simpuncúlido *Golfingia elongata*, los poliquetos, *Polyodontes maxillosus*, *Leiocapitella dollfusi* y *Euclymene palermitana*, los gasterópodos *Turritella turbona*, *Naticarius spp.*, *Bolinus brandaris* y *Phalium spp.*, los bivalvos *Tellina serrata* y *Pecten jacobaeus* y los escafópodos *Dentalium panormum* y *D. vulgare*. Entre los crustáceos, abundan el isópodo *Cirolana neglecta*, el estomatópodo *Squilla mantis*, y los decápodos: *Parapenaeus longirostris*, *Pasiphaea sivado* o *Nephrops norvegicus*.

Los equinodermos más frecuentes son las holoturias: *Stichopus vulgaris* o *Pseudothyone spp.*, las estrellas *Luidia ciliaris* y *Chaetaster longipes* y, entre las ascidias, *Microcosmus vulgaris* y *Phallusia mamillata*.

Muchos de los peces tienen interés comercial, como la merluza (*M. merluccius*) la pintarroja (*Scyliorhinus canicula*), el rape (*Lophius piscatorius*), el rubio (*Chelidonichthys lastoviza*), o la araña (*Trachinus draco*) y el sapo (*Uranoscopus scaber*) en profundidades más someras.

La diversidad media asociada a la facies de *Aphrodite aculeata* durante la serie histórica, osciló entre un máximo de 2,83, observado en los muestreos del 2000 y los 1,69 de 1994, presentando una media para todo este periodo de 2,5 (Figura 5)

Por otro lado encontramos lances puntuales con una diversidad aun mayor en 1995 (2,89) En los últimos 5 años el índice se ha incrementado respecto de la media de los años anteriores, siendo este de 2,61, único dato que se tiene del periodo de 2006 a 2010, perteneciente a la campaña de 2009, frente a los 2,48 de las campañas de 1994 a 2002. La riqueza para esta facies, al contrario que en el caso de la diversidad, también disminuye a lo largo del presente estudio, con una riqueza media de 56,19, siendo el único dato que tenemos de los últimos 5 años de 49,0 en 2009.

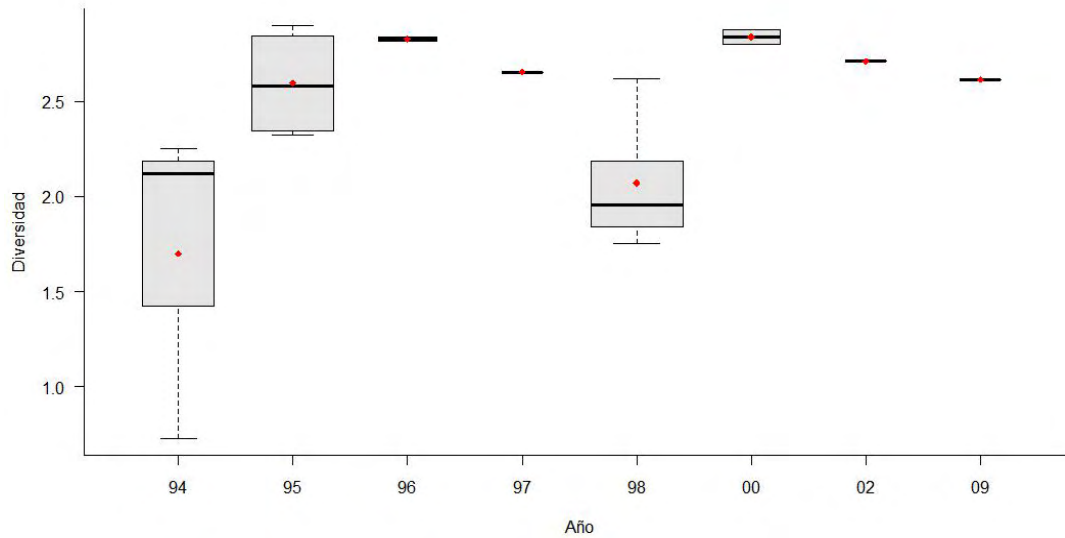


Figura 5. Diversidad anual del hábitat *Aphrodite aculeata* en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.1$).

La riqueza media oscila desde los valores recogidos en el 2000 (43) a los de 1995 (70), observándose los valores más altos en los lances realizados en la campaña de del 96 con valores de hasta 75

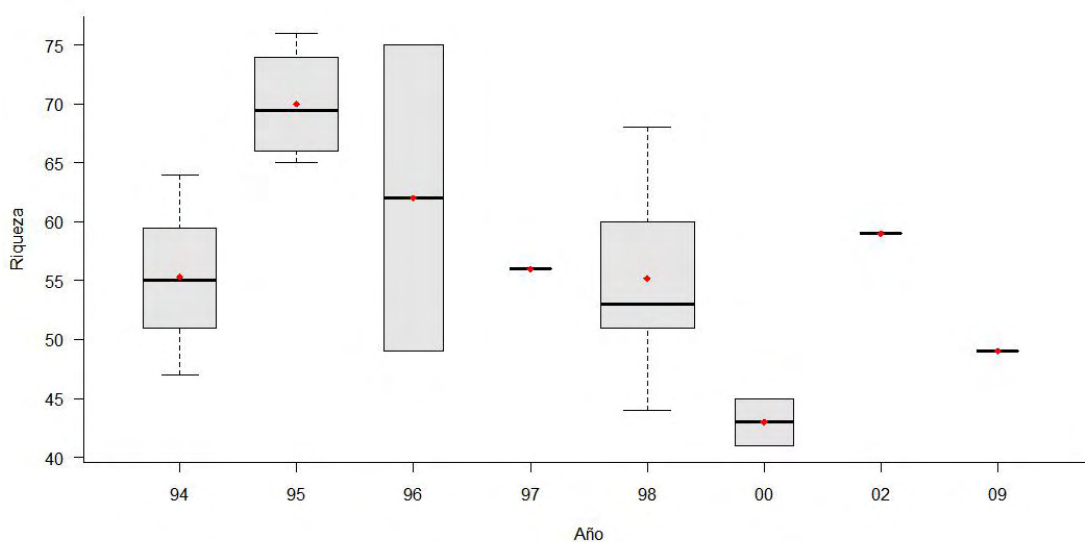


Figura 6. Riqueza específica anual del hábitat *Aphrodite aculeata* en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los



valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.1$).

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Diversidad (Índice de Shannon)	2,61	2,83
Riqueza específica	49	76

1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

La abundancia de este poliqueto mantiene una tendencia descendente a lo largo de la serie histórica con una abundancia media de la captura, de *Aphrodite aculeata*, de 13,17 g/Km², siendo en los últimos 5 años de 6,41 g/Km². Tan solo en 2009 se dio un repunte, llegando a un valor medio de 17,1 g/Km², con lances de hasta 2520 g/Km² (Figura 7)

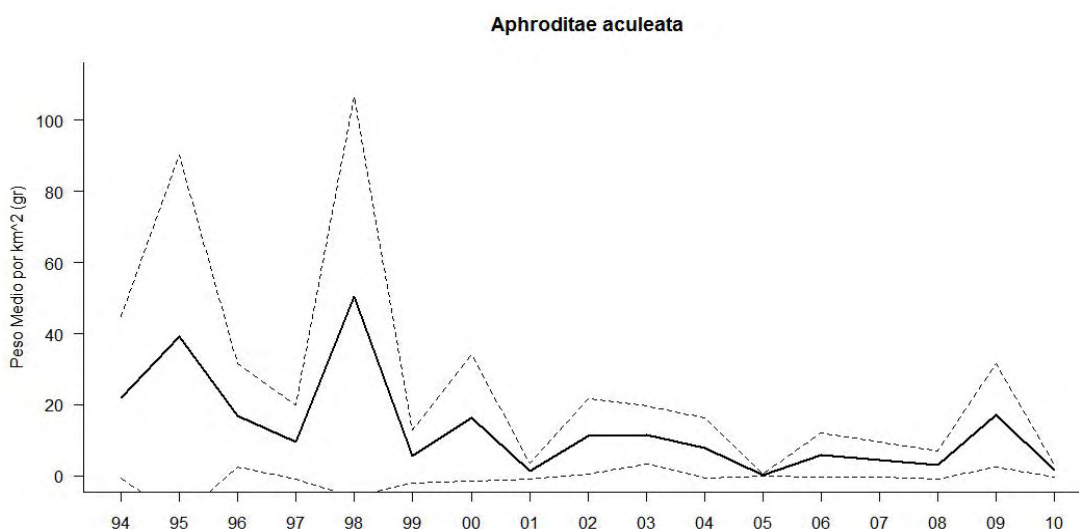


Figura 7. Evolución temporal de la biomasa media (g/km²) de *Aphrodite aculeata* en los fondos en los que forma facies de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.5$).

Los valores medios de abundancia han ido variando acotándose entre el máximo observado en 1998 (50,34 g/Km²) y el mínimo recogido en los muestreos de 2005 (0,2 g/Km²). Encontrándose valores más altos para este índice en algunos lances realizados en 1995 y 1998 (13218 g/Km y 13637 g/Km² respectivamente).



INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Biomasa de la especie estructurante	6,41 kg/Km ²	50,34 kg/Km ²



FONDOS CON SINASCIDIAS

Listado Hábitats del Mediterráneo: A.5- Fondos sedimentarios infra- y circalitorales - *Fondos detríticos costeros - * Fondos de rodolitos y cascajo con dominancia animal- Con Sinascidias

14. DESCRIPCIÓN

Diazona violacea Savigny, 1816

Especie de ascidia, propia de aguas templadas de carácter frío, ya que aparece por debajo de los 20 m (termoclina estival) en el Mediterráneo (F. y C. Monniot, 1975) Se considera el género como una reliquia del periodo glacial. La distribución en las costas mediterráneas españolas corrobora esta afinidad por las aguas relativamente frías, así, raramente se encuentra en fondos inferiores a 50 m. Durante la campaña “Med-As II” en las Baleares no fue observada; ni tampoco en el SE español (al sur del cabo San Antonio) a profundidades inferiores a 40 m.

En el mar Mediterráneo las facies de ascidias coloniales o sinascidias se encuentran principalmente en fondos circalitorales detríticos costeros. Normalmente habitan áreas cercanas a fondos infralitorales con praderas densas de fanerógamas o algas. El alto contenido de detritus orgánico y de bacterias que estas aguas presentan, proporciona unas condiciones muy favorables para el desarrollo de estos organismos (filtradores activos) y especialmente de algunas especies de las familias Polycitoridae, Polyclinidae y Didemnidae.

En latitudes templado-cálidas (provincia Mauritana) ha sido encontrada por debajo de los 100 m (Sluiter, 1928; Ríos y Brito, 1984).

Batimetría: especie litoral y batial, observada entre 21 (Lafargue *et al*, 1986) y 354 m (C. Monniot, 1969).

Bionomía: coralígeno (Fiala-Médioni,1974; Lafargue *et al*, 1986); detrítico, costero (Pérès,1959; Costa,1960); detrítico enfangado (Rubio,1971; Cornet. y Ramos,1980); fangos terrígenos costeros (Harant y Vernières, 1933 Salfi,1931; Parenzan,1959; Pérès y Picard,1964; Gamulin-Brida, 1967; Rubio,1971); fondos de *Dendrophyllia ramea* (Ríos y Brito,1984); fangos batiales (Pérès y Picard,1964; Carpine,1970).

Distribución geográfica:

Mediterráneo occidental: Menorca (Carus, 1890; Heiden, 1894); Alborán (Pérès 1959); Cataluña (Rubio, 1971; Camp y Ros, 1980; Cornet y Ramos, 1980; Lafargue *et al*, 1986); cabo de San Antonio. Francia (Lahille,1887,1890; Carus,1890; Daumézon,1909; Harant,1927,1929,1930; Costa,1960; Bellan- Santini *et al*, 1961; Carpine,1970; Fiala-Médioni,1974). Italia (Della Valle, 1877; Salfi, 1931, 1939; Capocaccia, 1964). Argelia (Pérès, 1959).

Mediterráneo oriental: Israel (Wirsubskif en Peres y Picará, 1958). Adriático: Yugoslavia (Gamulin-Brida, 1967).



Provincia Lusitánica: Santander (Rodríguez, 1914); Lugo (Gili *et al*, 1982). Portugal (Saldanha, 1974). Francia (Lahille, 1890; Harant, 1929; C. Monniot, 1970).

Provincia Mauritana: islas Canarias (Ríos y Brito, 1984). Marruecos (Sluiter, 1928).

Mancha: Francia (Lahille, 1890; Harant y Vernières, 1933; Lévi, 1955; C. Monniot, 1970). Reino Unido (Berrill, 1950; P.M.F., 1957; Millar, 1970).

Región Boreal Atlántico oriental: Reino Unido (Berrill, 1950; Millar, 1970).

Generalmente esta facies forma parte de las comunidades de detrítico costero ocupando una gran parte de la plataforma continental (desde unos 30 a 100 m de profundidad) y se asienta sobre gravas biogénicas procedentes de la destrucción de organismos (algas calcáreas y esqueletos calcáreos de equinodermos, moluscos y briozoos), además de una fracción arenoso-fangosa que rellena los intersticios. Las ascidias son organismos bentónicos que pertenecen al subfilo de los tunicados. Forman parte del macrobentos sésil y colonizan todo tipo de sustratos, mostrando preferencia por los duros y estables frente a los sedimentos sueltos. Aunque en general representan un papel secundario en las comunidades bentónicas en relación a otros grupos sésiles (esponjas, cnidarios bentónicos, briozoos), las ascidias pueden llegar a ser dominantes en determinados medios selectivos e inestables (sectores batidos, *fouling*, medios contaminados, detrítico-fangoso). Si la deposición de sedimentos finos es elevada, los fondos detríticos costeros desaparecen y son remplazados por los fondos de fangos detríticos o los fondos de fangos terrígenos de la plataforma.

Además del detrítico costero, los fondos de sinascidias también aparecen en biocenosis circalitorales de fangos terrígenos costeros como facies de fangos compactados con dominancia del cnidario *Alcyonium palmatum*, el bivalvo *Pteria hirundo*, algunas ascidias como *Diazona violacea* y la abundancia de *Stichopus regalis*; y en fangos batiales caracterizados por especies euribatas de fondos de fangos finos como *D. violacea*. (Pérès y Picard, 1964)

Botryllus schlosseri es una especie cosmopolita, de aguas templadas, cálidas y frías (Pérès, 1958), que aparece prácticamente desde la superficie hasta 300 m (Fiala-Médioni 1974, Capocaccia, 1964) de profundidad. Presenta una distribución geográfica muy amplia que comprende el Atlántico (desde la Región Boreal hasta la Sudafricana), sectores localizados del Pacífico (Japón, Hong Kong, Australia y Nueva Zelanda), el Mediterráneo y el Mar Negro (Turón, 1987; Ramos, 1991; Naranjo, 1995).

Polyclinella azemai es una especie litoral de pequeño tamaño, que se encuentra entre 9 y 120 m de profundidad (Ramos, 1991). Aparece en biocenosis como praderas de *Posidonia*, detrítico costero y en comunidades de algas esciáfilas de modo calmo (Turón, 1987; Ramos, 1991). Es una especie poco frecuente, endémica del Mediterráneo, con una distribución muy localizada.

EUNIS asociados:

4.1.9.-*Cimas rocosas con dominancia de ascidias (p. ej. *Diazona violacea*)

Criterio 1.4: DISTRIBUCIÓN DEL HÁBITAT

1.4.1. Rango de distribución del hábitat

Rango de distribución en	Zona	Circalitoral
--------------------------	------	--------------

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad



esta demarcación	Tipo de sustrato	Mayoría de sustratos
	Rango de profundidad	53-175 m
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Atlántico, Mediterráneo, Mar Negro

La ascidia *Diazona violacea*, a lo largo de los 17 años de estudio, ha estado presente, formando facies, en 10 de las campañas realizadas, quedando ausente en los años, 1994, 1999, 2000, 2001, 2003, 2004 y 2005. En este periodo la batimetría media a la que ha sido recogida, ha oscilado de unos valores cercanos a los 65 m en 1995, 1997 y 1998; a los cerca de 175 m, profundidad media obtenida de los datos recogidos en la campaña del 2009 (Figura 1). Dándose lances con presencia de *Diazona violacea*, hasta los 375 m (2009) (Figura 2).

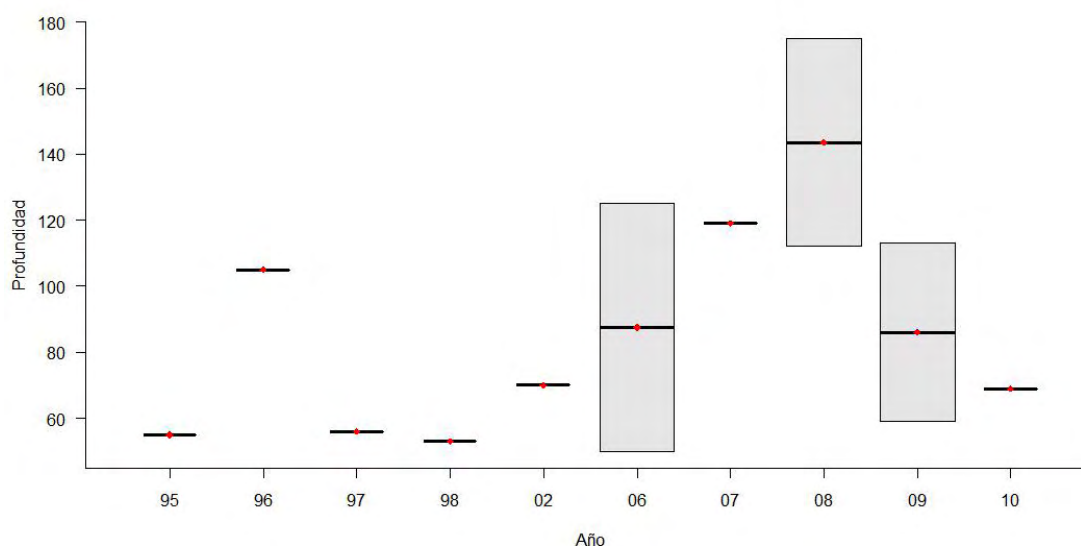


Figura 1. Distribución batimétrica anual del hábitat *Diazona violacea* en los fondos profundos del Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.5$).

La gráfica muestra un patrón ascendente en la profundidad media. A partir de la campaña del año 2002, se observa una mayor heterogeneidad en las cotas batimétricas de los lances para cada uno de los años, el caso más acusado se da en la caja referida al 2006, encontrándose lances, con presencia de esta facies, desde los 50 a los 125 m de profundidad (Figura 1).

La distribución batimétrica media de *Diazona violacea*, varía a lo largo de la serie histórica, encontrándose desde los 53 m de 1998 a los 143,5 m de 2008. Por otro lado se han dado lances con presencia de esta facies a mucha mayor profundidad, en 2008 se encontró a 175m. En los últimos 5



años, desde el 2006 la tendencia media parecía aumentar, recogiendo valores medios de 87, 119, 143 metros en 2006, 2007 y 2008 respectivamente, así como el rango de profundidades a la que se encontraba este hábitat, siendo en campañas anteriores de un rango de varios metros, en contraposición a lo encontrado en 2006, 2008 y 2009, donde existía una diferencia de profundidad de hasta 75 m en el caso concreto de 2006 (de 50 a 125 m). Pero a partir de 2008 la tendencia batimétrica comenzó a descender pasando de unos valores medios de 143 m, a 86 m en 2009 y de 69 m en 2010.

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Rango batimétrico	55 – 175 m	175 m

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

1.5.1. Área ocupada por el hábitat

En los fondos circalitorales de la demarcación Estrecho-Alborán, la sinascidia *Diazona violacea*, se encuentra presente en el 7,5% de las cuadrículas muestreadas, de las cuales en el 6% de las mismas forma facies, quedando por ello un 1,5% de cuadrículas del total, en la que podemos observarla, sin que forme hábitat alguno (Figura 2).

Como ya hemos visto en la Figura 1, la distribución batimétrica en la que más comúnmente se encuentra esta especie, es en el piso circalitoral, encontrándose en fondos detríticos costeros con sedimentos gruesos, donde además de estar presente, forma facies en un 100%, 13,3% y 10% de fondos de arenas gruesas, arenas finas y fondos fangosos, respectivamente y para cada uno de estos tipos de fondo muestreados (Figura 3).

La biomasa de esta especie estructurante consideradas supera el umbral predeterminado para considerar que forma facies (90 kg/km^2) en cinco cuadrículas de la península y en dos (arenas) de la Isla de Alborán (Figura 2).

La sinascidia *Botryllus schlosseri* no presentó facies (Figura 4)

La sinascidia *Polyclinella azemai* tampoco presenta facies (Figura 5)

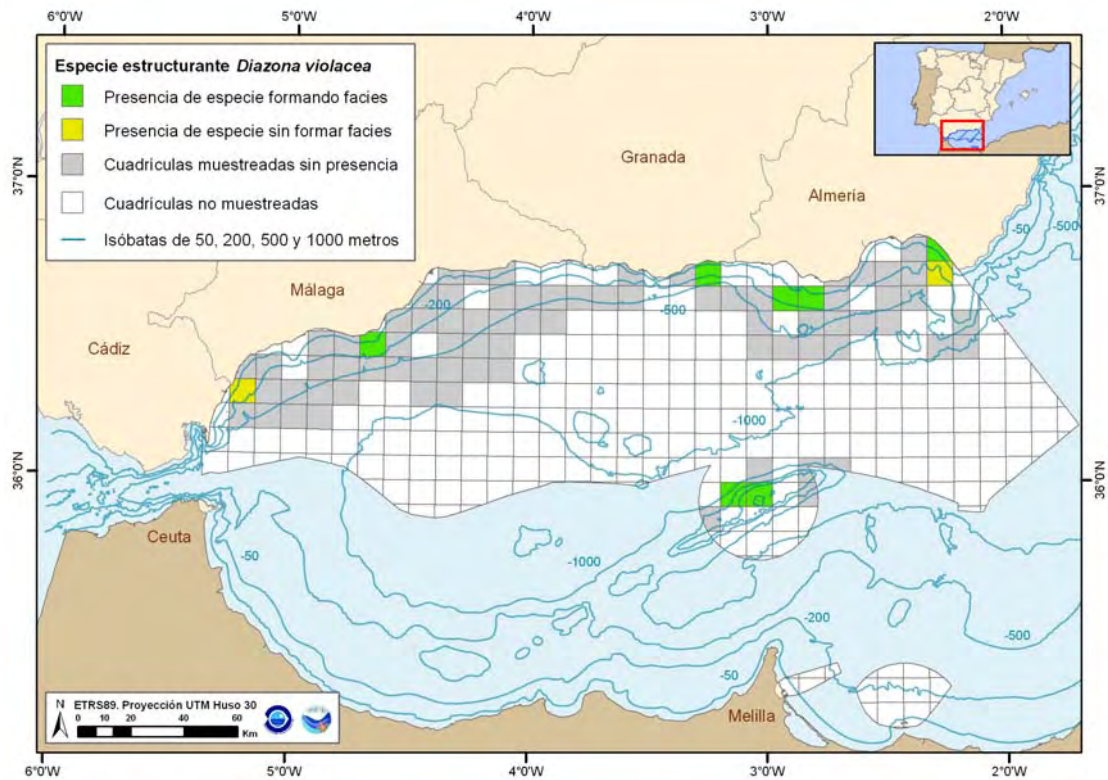


Figura 2. Distribución espacial de *Diazona violacea*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (1994-2010) en la demarcación del Estrecho-Alborán.

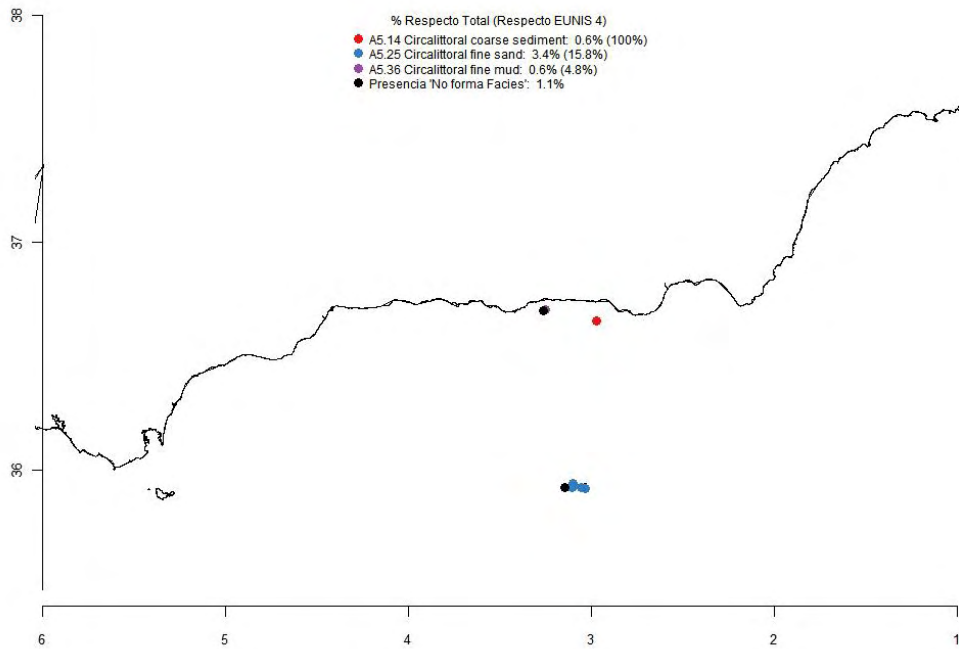




Figura 3. Distribución espacial acumulada del hábitat; fondos blandos circalitorales y batiales dominados por *Diazona violacea*

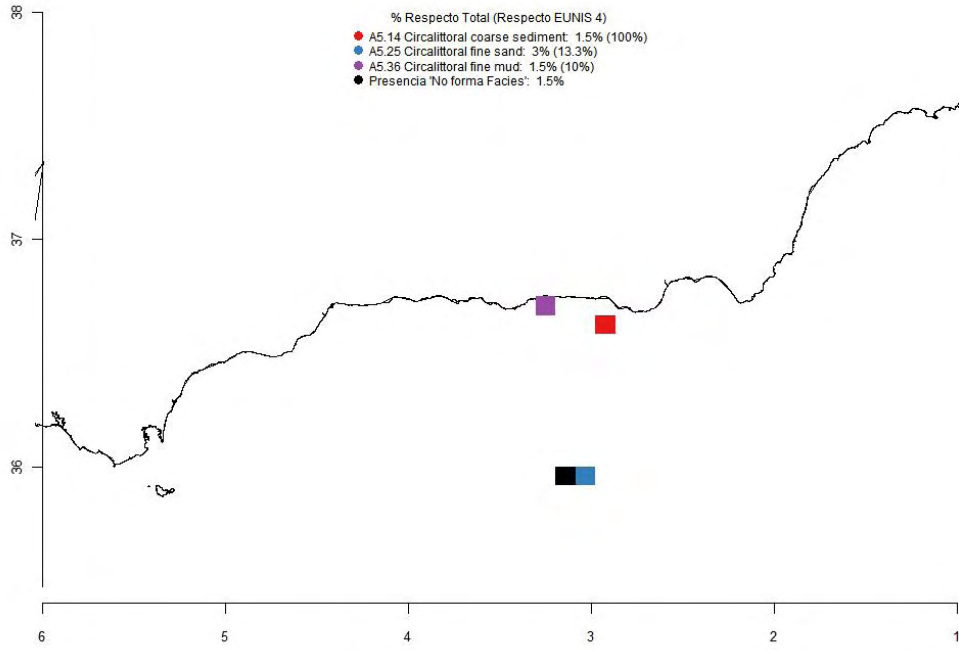


Figura 4. Distribución espacial acumulada del hábitat; fondos blandos circalitorales y batiales dominados por *Botryllus schlosseri*.

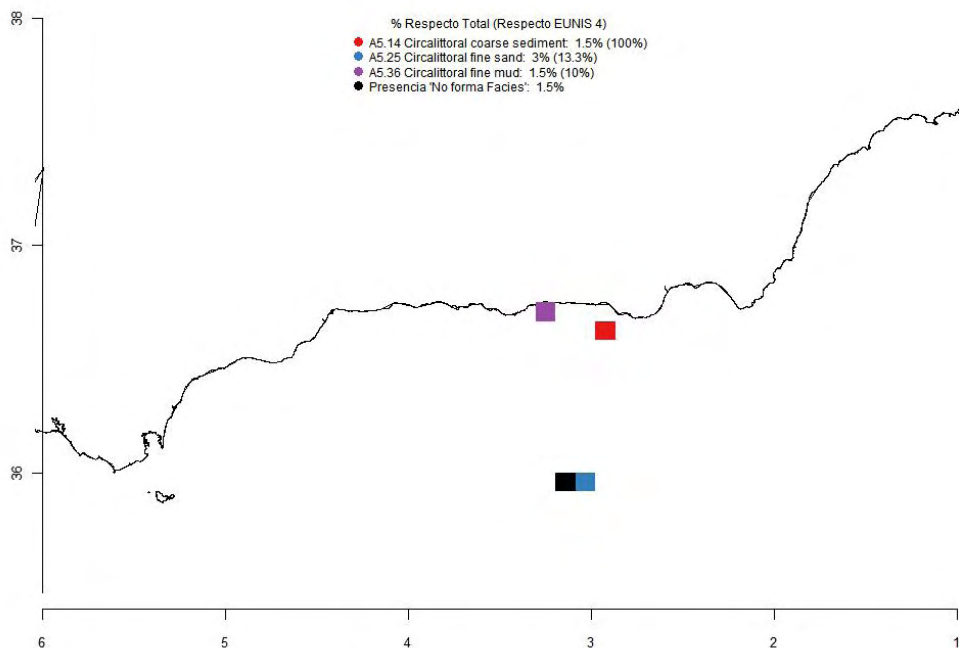


Figura 5. Distribución espacial acumulada del hábitat; fondos blandos circalitorales y batiales dominados por *Polyclinella azemai*.



Figura 6. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Diazona violacea* respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.1$).



La frecuencia de ocurrencia, de la facies de *Diazona violacea* a lo largo de la serie histórica presenta una media del 4,29% de cuadrículas con la presencia de este hábitat, mientras que en los últimos 5 años se observa un incremento, hasta llegar a un porcentaje del 4,71% de cuadrículas con presencia de esta facies del total de estudiadas. Las frecuencias máximas se presentaron en las campañas de 2008 (6,06%) y 2006 (5,26%), mientras que el porcentaje más bajo fue el del año 2007 con un 2,78%.

De los 17 años de campaña, *Diazona violacea* apareció presente como formadora de facies en 10 de los mismos.

INDICADORES	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
% aparición del hábitat en cuadrículas muestreadas, <i>Diazona violacea</i>	4,76	6,06

CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Condición de especies y comunidades típicas

Esta comunidad posee una alta diversidad y abundancia de organismos, y en ella pueden aparecer numerosas facies, como la de algas rojas calcáreas (*Phymatolithon calcareum* y *Lithothamnion corallioides*), en zonas con corrientes de fondo relativamente intensas y constantes; la facies de *Laminaria rodriguezii*, endémica del Mar Mediterráneo que se halla en las islas Baleares y Columbretes y algunas zonas del litoral catalán y mar de Alborán (a partir de 50-70 m de profundidad, pudiendo llegar a más de 100 m en aguas muy transparentes); la facies de peisoneliáceas libres (*Peyssonnelia rosamarina* y *P. borneti*), que proliferan sobre los fondos de fango, en las bocas de las bahías abiertas; la facies de ascidias (*Microcosmus spp.* o *Ascidia conchilega*), entre 25 y 100 m; la facies de grandes briozoos ramificados (*Turbicellepora avicularis*, *Pentapora fascialis* y *Porella cervicornis*), que se fijan sobre elementos más gruesos del sedimento; la facies de *Neopycnodonte cochlear*, un bivalvo que puede formar densos agregados, y la facies de equinoideos, caracterizada por la presencia de los erizos *Psammechinus microtuberculatus*, *Sphaerechinus granularis* o *Spatangus purpureus*.

Además de las especies que forman estas facies, la comunidad de los fondos detríticos costeros tiene una composición específica característica donde dominan las algas y los equinodermos.

Entre las algas se encuentran, además de las especies citadas, *Cryptonemia tunaeformis* y *Lithothamnion fruticulosum*. Hay una gran diversidad de animales, como esponjas (*Cliona viridis*, *Hemimycale columella*, *Spongia agaricina*), hidrozoos (*Aglaophenia acacia*), ceriantarios (*Cerianthus membranaceus*), gorgonias (*Lophogorgia spp.*, *Paramuricea clavata*, *Eunicella spp.*, entre otras), gasterópodos (*Bolma rugosa*, *Turritella turbona*, *Charonia lampas*), bivalvos (*Pinna nobilis*, *Chlamys varia*, *Tapes decussatus*, *Venus spp.*), poliquetos (*Hyalinoecia tubicola* y *Sabella spalanzani*), decápodos (*Calappa granulata*, *Dardanus calidus*, *Paguristes oculatus*, *Maja spp.*), briozoos (*Pentapora fascialis*, *Caberea boryi*, *Rynchozoon neapolitanum*, entre otros), foronídeos (*Phoronis australis*) y ascidias (*Phallusia fumigata*, *Aplidium spp.*, *Pseudodistoma spp.* *Diazona violacea*, *Microcosmus sabatieri*). Entre los equinodermos,

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad



se hallan diversas estrellas de mar (*Anseropoda placenta*, *Astropecten spp.*, *Chaetaster longipes*, *Marthasterias glacialis*, *Echinaster sepositus*), ofiuras (*Ophioderma longicaudum*, *Ophiopsila spp.* y *Astrospartus mediterraneus*), erizos irregulares (*Spatangus purpureus* y *Brissus unicolor*), crinoideos (*Antedon bifida*) y holoturias (*Holothuria tubulosa*.)

En las muestras recogidas por las campañas MEDITS, durante el periodo 1994 a 2010, las principales especies, que aparecían en las zonas donde *Diazona violacea* se encontraba formando facies, se presentan a continuación:

<i>Alloteuthis media</i>	<i>Illex coindetii</i>	<i>Pagrus pagrus</i>
<i>Aphrodite aculeata</i>	<i>Inachus dorsettensis</i>	<i>Pagurus prideauxi</i>
<i>Arnoglossus imperialis</i>	<i>Lepidopus caudatus</i>	<i>Peristedion cataphractum</i>
<i>Arnoglossus laterna</i>	<i>Lepidotrigla cavillone</i>	<i>Raja (Leucoraja) naevus</i>
<i>Arnoglossus thori</i>	<i>Lepidotrigla dieuzeidei</i>	<i>Sardina pilchardus</i>
<i>Astraea rugosa</i>	<i>Liocarcinus depurator</i>	<i>Scorpaena elongata</i>
<i>Axinella spp.</i>	<i>Loligo forbesi</i>	<i>Scyliorhinus canicula</i>
<i>Blennius ocellaris</i>	<i>Loligo vulgaris</i>	<i>Sepia elegans</i>
<i>Bolinus brandaris</i>	<i>Lophius budegassa</i>	<i>Sepia officinalis</i>
<i>Boops boops</i>	<i>Luidia ciliaris</i>	<i>Sepia orbignyana</i>
<i>Capros aper</i>	<i>Macroramphosus scolopax</i>	<i>Serranus cabrilla</i>
<i>Centracanthus cirrus</i>	<i>Macroramphosus scolopax</i>	<i>Serranus hepatus</i>
<i>Chaetaster longipes</i>	<i>Marthasterias glacialis</i>	<i>Spatangus purpureus</i>
<i>Chelidonichthys cuculus</i>	<i>Merluccius merluccius</i>	<i>Spicara flexuosa</i>
<i>Chelidonichthys lastoviza</i>	<i>Microcosmus sulcatus</i>	<i>Spicara smaris</i>
<i>Dardanus arrosor</i>	<i>Microcosmus vulgaris</i>	<i>Stichopus regalis</i>
<i>Deltentosteus quadrimaculatus</i>	<i>Mullus barbatus</i>	<i>Tethyaster subinermis</i>
<i>Echinaster sepositus</i>	<i>Mullus surmuletus</i>	<i>Trachinus draco</i>
<i>Eledone moschata</i>	<i>Neopycnodonte cochlear</i>	<i>Trachurus mediterraneus</i>
<i>Glossanodon leioglossus</i>	<i>Octopus vulgaris</i>	<i>Trachurus picturatus</i>
<i>Gorgoniidae</i>	<i>Ophiothrix fragilis</i>	<i>Trachurus trachurus</i>
<i>Gracilaria verrucosa</i>	<i>Pagellus acarne</i>	<i>Umbraculum mediterranea</i>
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	<i>Pagellus acarne</i>	<i>Xenophora crispa</i>
<i>Hyalinoecia tubicola</i>	<i>Pagellus erythrinus</i>	



La diversidad de la comunidad y su evolución en el tiempo fueron analizadas mediante el estudio de los dos siguientes índices; Diversidad (Figura 7) y Riqueza (Figura 8).

La diversidad asociada a la facies de *Diazona violacea* muestra una clara tendencia descendente que se hace muy patente en los últimos 5 años, desde la campaña realizada en el 2006 con un valor medio de 2,37 a la de 2010 con un dato de diversidad de 1,48. A lo largo de la serie histórica presenta mucha estabilidad respecto de los lances de un mismo año, siendo diferentes los datos observados para las campañas de 2008 y 2009 en las que se puede ver como existe una gran diferencia en los diferentes lances de cada una de las campañas, así en el 2008 vemos que existe una oscilación de valores de 1,86 a 2,60 y en 2009 de 1,33 a 1,83.

Los valores medios oscilan desde los muestreos realizados en 1995 a los del 2010, encontrando su máximo de diversidad en la campaña de 1997 (2,64) y el mínimo en 1,47 (2010). Por otro lado los lances con mayor diversidad se dieron en 1997 (2,64) y los mínimos en 2009 (1,33) El valor medio de los últimos 5 años fue de 1,88 mientras que el valor medio para el resto de años de campaña es de 2,25

La riqueza al igual que la diversidad muestra una tendencia negativa, alcanzando su mínimo en los muestreos realizados en 2010 (26), y su máximo la campaña de 1995 (76) en el resto de campañas las medias de riqueza asociada a esta facies, fue oscilando encontrándose entre las cotas máximas y mínimas de 36 en 2002 a 53 en 1998.

La media de los valores de riqueza para los últimos 5 años es de 41, mientras que para el resto de las campañas realizadas en el estudio es de 50,8.

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Diversidad (Índice de Shannon)	1,88	2,64
Riqueza específica	41	76

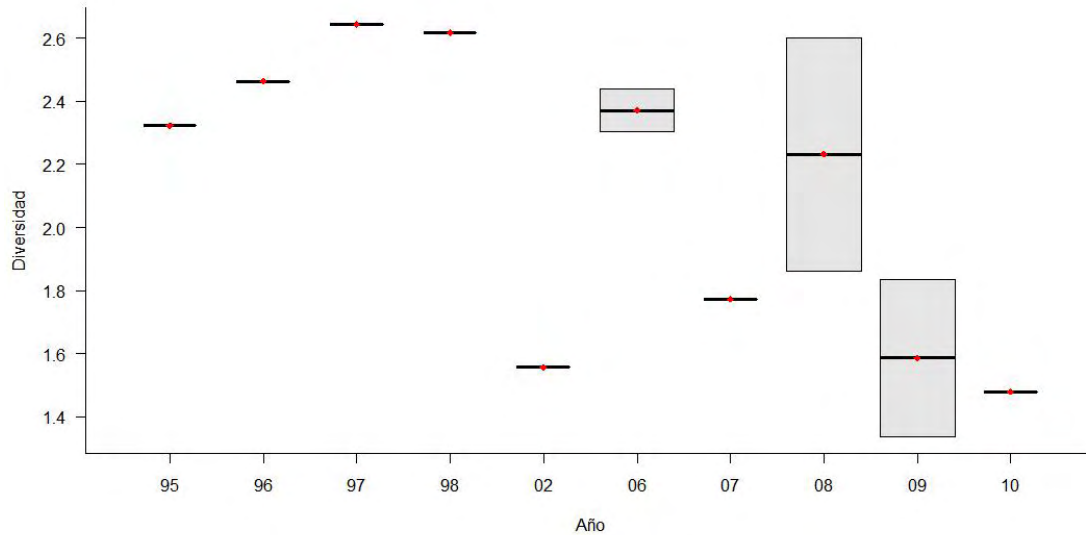


Figura 7. Diversidad anual del hábitat *Diazona violacea* en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la diversidad media mostró una tendencia significativamente ascendente ($p > 0.05$).

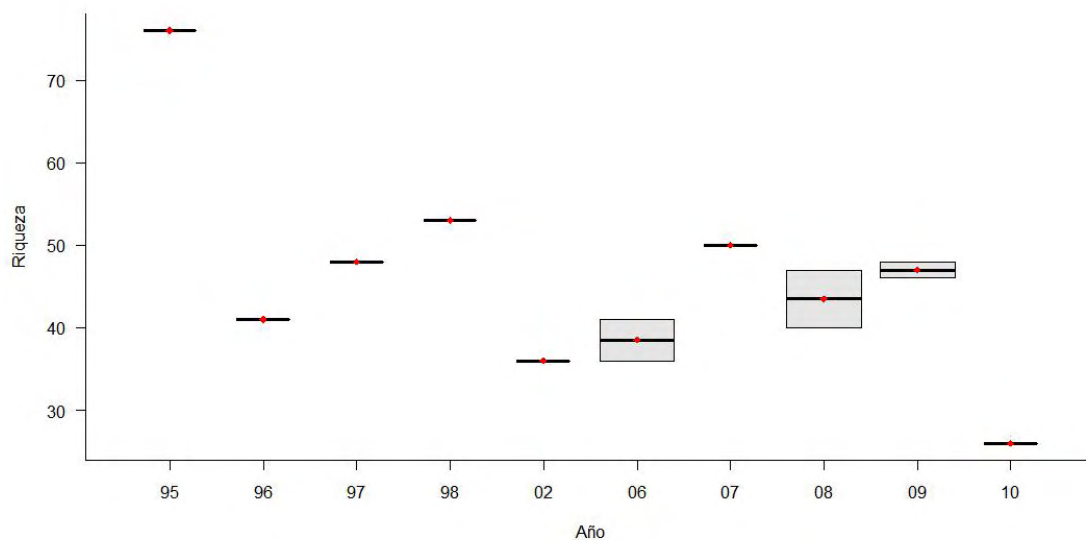


Figura 8. Riqueza específica anual del hábitat *Diazona violacea* en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.1$).



1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa



Figura 9. Evolución temporal de la biomasa media (g/km^2) de *Diazona violacea* en los fondos en los que forma facies de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.5$).

La abundancia media de *Diazona violacea*, durante los 11 años en los que aparece presente, no parece seguir patrón alguno, manteniendo valores medios constantes que oscilaban en un rango comprendido entre los $0,8 \text{ g}/\text{Km}^2$ recogidos en la campaña del 2000, a los $39,41 \text{ g}/\text{Km}^2$, de 1997. En los años 2002 y 2006 se rompe esta constancia, observándose unos aumentos en la abundancia de esta especie, y alcanzaba valores máximos de 188 y $105 \text{ g}/\text{Km}^2$, para 2002 y 2006 respectivamente. Además existen lances durante la campaña de 2002 que presentaron una abundancia de hasta $97130 \text{ g}/\text{Km}^2$.

El valor medio de abundancia de los últimos 5 años es de $30,27 \text{ g}/\text{Km}^2$, mientras que el de la serie completa va hasta los $38,04 \text{ g}/\text{Km}^2$.

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Biomasa de la especie estructurante	$30,27 \text{ g}/\text{Km}^2$	$188,15 \text{ g}/\text{Km}^2$



FONDOS DE SPATANGUS PURPUREUS

Listado Hábitats del Mediterráneo: A.5- Fondos detríticos costeros – Fondos detríticos enfangados- detrítico fangoso con *Spatangus purpureus*

15. DESCRIPCIÓN

Spatangus purpureus: O. F. MÜLLER, 1776.

El erizo *Spatangus purpureus* es un equinodermo de una amplia distribución en el Mar Mediterráneo y noroeste del Océano Atlántico, asociándose a sustratos sedimentarios con escasa cobertura vegetal. Sin embargo, existen evidencias de elevadas abundancias tanto en fondos de arena como en lechos del alga roja *Peyssonnelia* en la plataforma (30-100 m) de las islas Baleares (Ordines y Massutí, 2009) y en localizaciones con altas concentraciones de rodolitos y algas rodofíceas blandas (Barberà *et al.*, 2011).

Es un erizo de simetría bilateral, con forma de corazón, de 12 cm de longitud, y perfil aplanado. Puede alcanzar profundidades de hasta 900 metros, y vive generalmente enterrado en los fondos de fango, donde se desplazan ingiriendo sedimento, por lo que tienen un importante papel como bioturbadores. Esta faceta de comportamiento y la tendencia a concentrarse en grandes cantidades, les otorga un papel fundamental en los ciclos biogeoquímicos del ecosistema. (Lohrer *et al.*, 2004; Barberà *et al.*, 2011). La bioturbación incrementa la permeabilidad del sedimento, así como su contenido en agua y en oxígeno, influyendo en las tasas de remineralización y los flujos de nutrientes (Mirza y Gray, 1981; Widdicombe y Austen, 1999; Lohrer *et al.*, 2004, 2005; Granberg *et al.*, 2005). Es más, las secreciones, la producción de bolos fecales y las excreciones de los erizos espatangoides, juegan un papel importante en la fertilización del sedimento (Herman *et al.*, 1999; Osinga *et al.*, 1997). Es una especie reófila, con lo que su presencia es indicadora de áreas con un cierto hidrodinamismo (Pérès y Picard, 1964).

La principal amenaza a la que están expuestos los erizos espatangoides es el impacto producido sobre el fondo por los artes de pesca de arrastre (Nilsson y Rosenberg, 1994, 2000; Thrush *et al.*, 1998; Jennings *et al.*, 2001).

CRITERIO 1.4: DISTRIBUCIÓN DEL HÁBITAT

1.4.1. Rango de distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Infralitoral y Circalitoral
	Tipo de sustrato	Fondos blandos detríticos
	Rango de profundidad	0-200 m
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Mediterráneo y del Atlántico Norte y Europa del Este, desde el Cabo Norte e Islandia a Senegal y

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad



	posiblemente Angola además de las Azores
--	--

El erizo *Spatangus purpureus*, esta presente en los fondos circalitorales blandos de la demarcación del Estrecho-Alborán, en 11 de las 17 campañas.

La profundidad mínima estuvo entre los 46-47 m en tres campañas, mientras que la máxima estuvo en un lance a 420 m en el año 2004. No presenta una tendencia determinada, observando una oscilación entre los valores medios de menos de 50m en los años 1994, 2006 y 2008, que forman el mínimo histórico de la serie (Figura 1)

En los últimos 5 años los valores medios, están comprendidos entre los 50 y los 150 m, con excepción del valor observado para 2007, en los que *S. purpureus* se presentó a más de 300 m

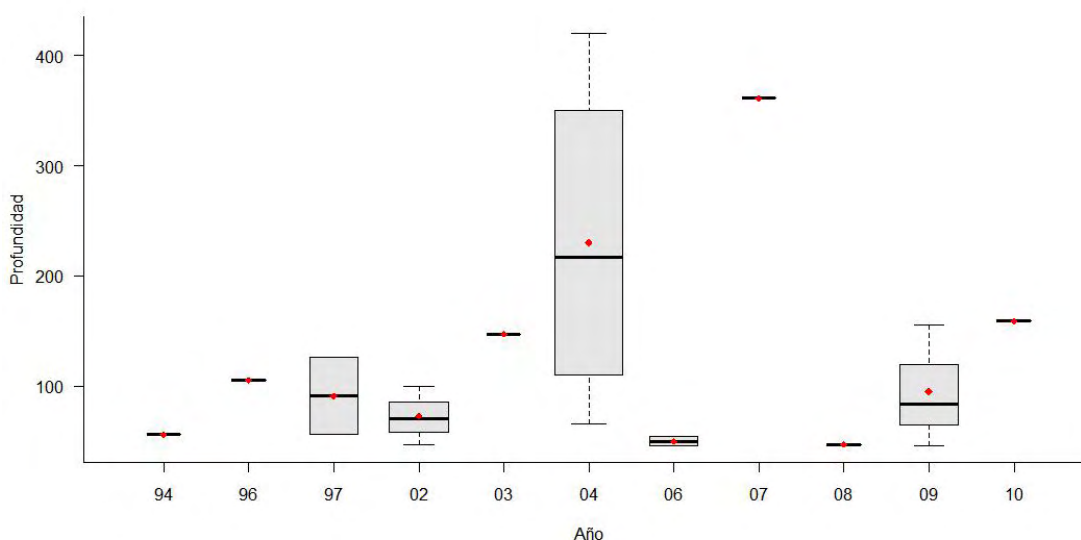


Figura 1. Distribución batimétrica anual del hábitat *Spatangus purpureus* en los fondos detríticos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.1$).

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Rango batimétrico	46 - 159	46 -420

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

1.5.1. Área ocupada por el hábitat

S. purpureus se encuentra presente en el 9% del total de las cuadrículas muestreadas, formando facies en el 6% de las mismas (Figura 2). *Spatangus purpureus* es principalmente abundante en los fondos circalitorales arenosos (tanto de arenas finas como de arenas fangosas). A estas profundidades y con estos sustratos forma facies en el 6,7 y 20% de las cuadrículas con este tipo de fondo respectivamente.

Probablemente ocupe todo el estrato batimétrico indicado, formando facies, con la excepción de los cañones submarinos y algunas zonas rocosas de la Bahía de Almería (Figura 2).

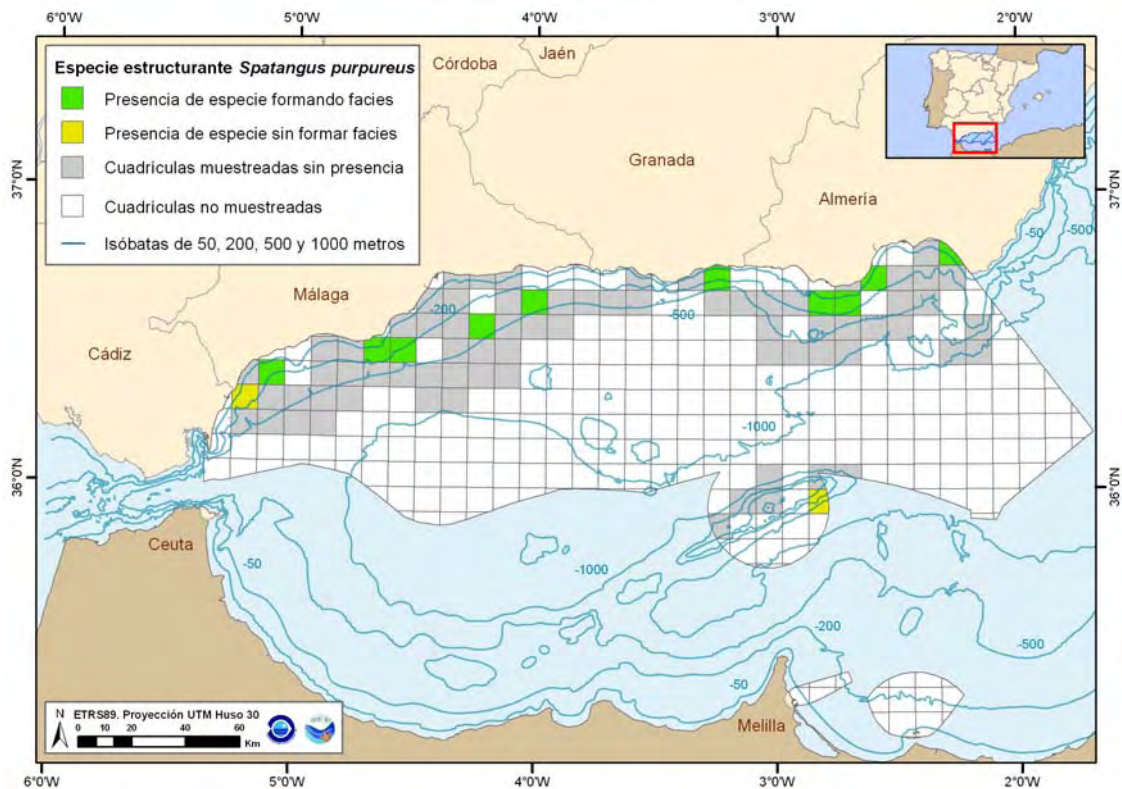


Figura 2. Distribución espacial de *Spatangus purpureus*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (1994-2010) en la demarcación del Estrecho-Alborán.

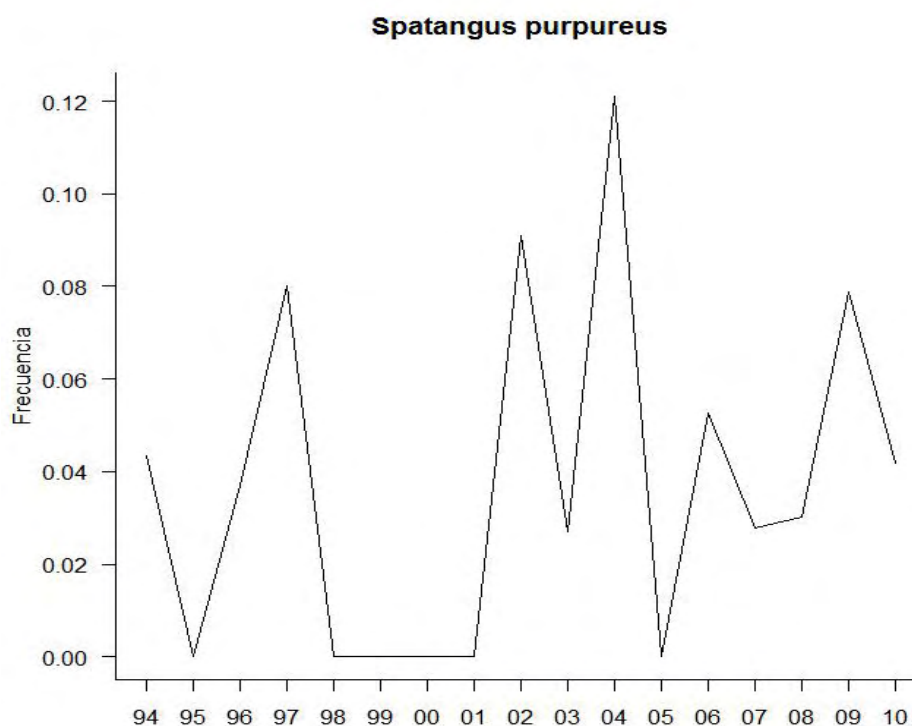


Figura 3. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Spatangus purpureus* respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos detríticos de la plataforma continental de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.5$).

El número de cuadrículas en las que encontramos presente esta especie, oscila a lo largo de la serie histórica de datos, desde los porcentajes mínimos observados en las campaña del 2003 y 2007, del 3% (para lo que no hemos tenido en cuenta, los años en los que no ha estado presente este equinodermo) a los obtenidos en el 2004 con un porcentaje del 12%.

INDICADORES	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Porcentaje de cuadrículas con presencia de hábitat	4,3	12,1

CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Especies y comunidades características asociadas:

Las facies de *Spatangus purpureus* sobre fondos blandos del piso circalitoral y batial, presenta una comunidad asociada entre la que podemos encontrar las siguientes especies (campañas MEDITS):

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad



Abralia veranyi
Alcyonium palmatum
Alloteuthis media
Alloteuthis subulata
Aphrodite aculeata
Arnoglossus imperialis
Arnoglossus laterna
Arnoglossus thori
Astropecten arancianus
Astropecten irregularis
Astropecten plathyacanthus
Bathypolypus sponsalis
Bolinus brandaris
Boops boops
Caelorhynchus caelorhynchus
Callionymus maculatus
Capros aper
Cassidaria tyrrhena
Chaetaster longipes
Chelidonichthys cuculus
Chelidonichthys lastoviza
Chelidonichthys lucernus
Chelidonichthys obscurus
Chlorotocus crassicornis
Codium bursa
Conger conger
Dardanus arrosor
Deltentosteus quadrimaculatus
Diazona violacea
Diplodus annularis
Diplodus vulgaris
Echelus myrus
Echinaster sepositus
Eledone cirrhosa
Eledone moschata
Epigonus denticulatus
Gadiculus argenteus
Gaidropsarus biscayensis
Galathea nexa
Galeorhinus galeus
Galeus atlanticus
Galeus melastomus
Gennadas elegans
Helicolenus dactylopterus
Hoplostethus mediterraneus
Hygophum hygomii
Illex coindetii
Lepidopus caudatus
Lepidotrigla dieuzeidei
Lesueurigobius friesii
Liocarcinus depurator
Loligo forbesi
Loligo vulgaris
Lophius budegassa
Lophius piscatorius
Luidia ciliaris
Macropipus tuberculatus
Macropodia linaresi
Macropodia longipes
Macropodia rostrata
Macroramphosus scolopax
Merluccius merluccius
Microchirus boscanion
Microchirus variegatus
Microcosmus sulcatus
Microcosmus vulgaris
Micromesistius poutassou
Monochirus hispidus
Monodaeus couchii
Mullus barbatus
Neopycnodonte cochlear
Nephrops norvegicus
Octopus salutii
Octopus vulgaris
Ophichthus rufus
Ophidion barbatum
Ophiothrix quinquemaculata
Opisthobranchia spp.
Pagellus acarne
Pagellus bogaraveo
Pagellus erythrinus
Pagrus pagrus
Paguristes eremita
Pagurus alatus
Pagurus cuanensis
Pagurus excavatus
Pagurus forbesi
Pagurus prideauxi
Pasiphaea multidentata
Pasiphaea sivado
Phallusia mamillata
Philocheras echinulatus
Phycis blennoides
Plesionika heterocarpus
Plesionika martia
Pontophilus spinosus

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad



Processa canaliculata
Processa nouveli
Raja (Leucoraja) naevus
Raja (Raja) asterias
Rondeletiola minor
Scomber japonicus
Scorpaena elongata
Scorpaena loppei
Scorpaena notata
Scorpaena porcus
Scorpaena scrofa
Scyliorhinus canicula
Sepia elegans
Sepia officinalis
Sepia orbignyana
Sepietta oweniana
Serranus cabrilla
Serranus hepatus
Solenocera membranacea
Spatangus purpureus
Spicara flexuosa
Spicara smaris
Spondyliosoma cantharus
Sternaspis scutata
Stichopus regalis
Symphurus nigrescens
Tethyaster subinermis
Todarodes sagittatus
Todaropsis eblanae
Trachinus draco
Trachurus mediterraneus
Trachurus trachurus
Xenophora crispa
Zeus faber



La diversidad de la comunidad y su evolución en el tiempo fueron analizadas mediante el estudio de los dos siguientes índices; Diversidad (figura 4) y Riqueza (figura 5).

La diversidad asociada a las facies de *Spatangus purpureus* parece mostrar una cierta estabilidad en el tiempo, que con las excepciones de los valores medio mostrados en los años 97 y 2002, en los que se observa una ligera bajada en la diversidad, se mantienen en valores medios de 2 a 2,5.

Los valores de diversidad a lo largo de toda la serie histórica varían de unos valores mínimos de 1.7 en 1997 a unos valores medios máximos de 2,5 en 1996 y 2009.

En cuanto a la riqueza no se muestra una tendencia clara, presentando en el último año una disminución hasta un valor medio de 35. Los valores medios máximos y mínimos presentados durante los años de campaña son de 35 en el 2010 y el máximo de 70 en el 2006, presentando un valor aproximado de 50 como media de toda la serie histórica de datos.

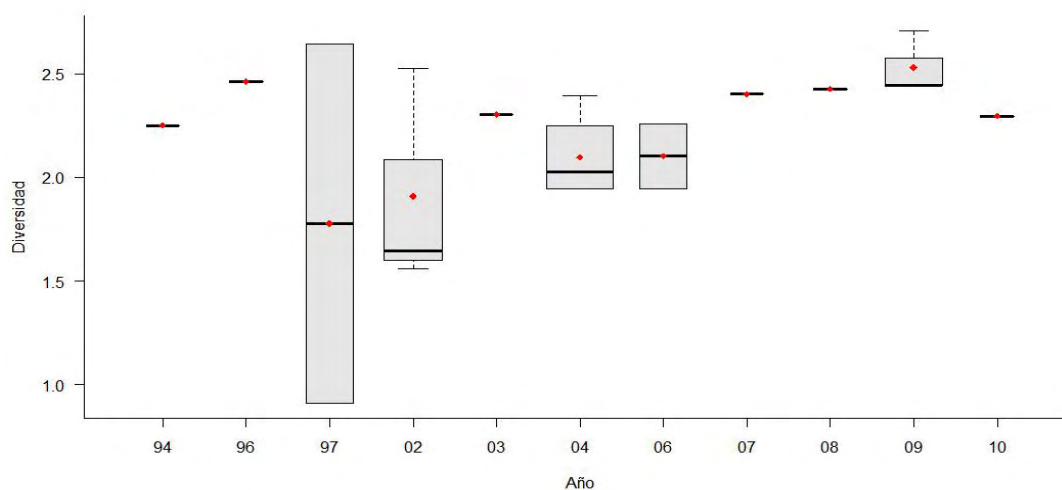


Figura 4. Diversidad anual del hábitat *Spatangus purpureus* en los fondos detríticos de la plataforma continental de las Islas Baleares, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la diversidad media no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.5$).

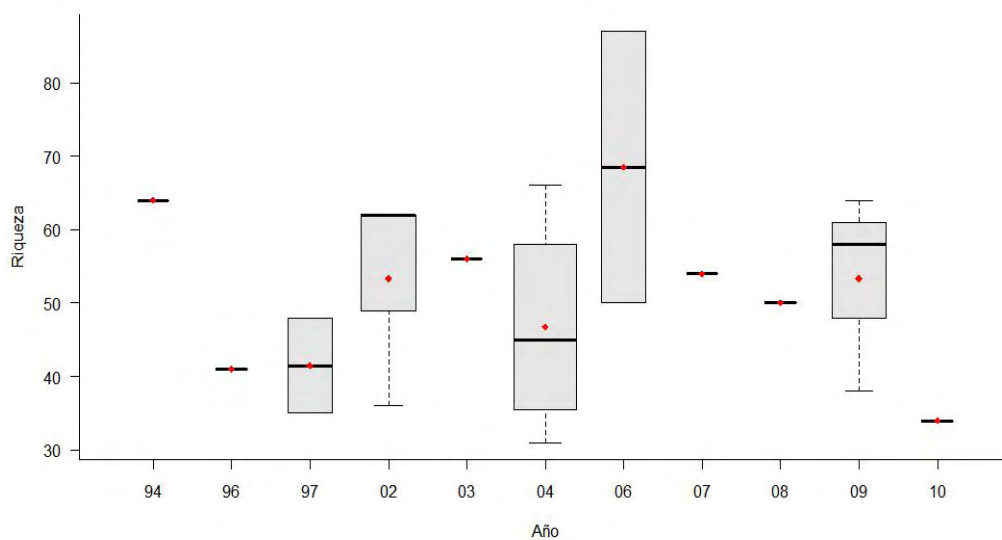


Figura 5. Riqueza específica anual del hábitat *Spatangus purpureus* en los fondos detríticos de la plataforma continental de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.1$).

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Diversidad (Índice de Shannon)	2,31	2,64
Riqueza específica	47,4	87



1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

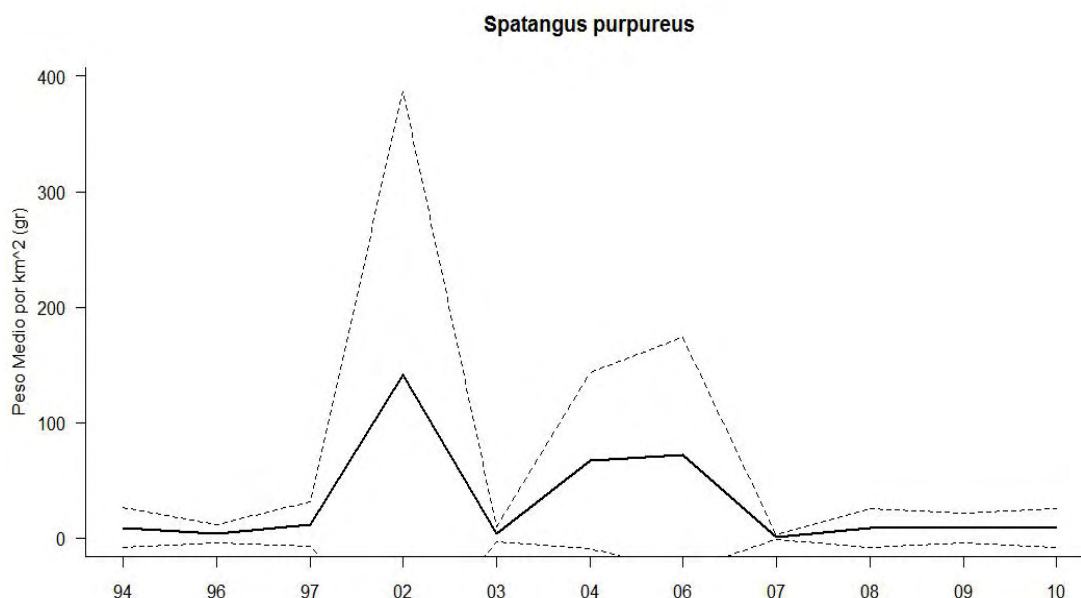


Figura 6. Evolución temporal de la biomasa media (g/km^2) de *Spatangus purpureus* en los fondos en los que forma facies en Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.5$).

La abundancia media de *Spatangus purpureus* permanece constante a lo largo de las campañas realizadas, solo interrumpida por dos aumentos en este parámetro, el primero en el 2002, en el que se observó un valor de la abundancia media de 150 g/Km^2 , y el segundo en el periodo comprendido entre 2004 y 2006 con un valor cercano a los 75 g/Km^2 (Figura 6)

Actualmente la abundancia de *Spatangus purpureus* muestra unos valores medios de menos de 50 g/Km^2 , que se corresponde con el valor constante de casi toda la serie.

El máximo de abundancia se recogió en los lances de la campaña del 2002, con cerca de 400 g/Km^2 .

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Abundancia (g/km^2)	19,86	65161



FONDOS DETRITICOS CON STICHOPUS REGALIS

Listado Hábitats del Mediterráneo: A.6- Fondos profundos - *Fondos detríticos batiales – Con dominancia de equinodermos – Con dominancia de *Stichopus regalis*

16 DESCRIPCIÓN

Stichopus regalis Cuvier, 1817

Esta biocenosis se halla instalada en fondos de sustrato blando, cuyos sedimentos son una mezcla entre elementos de origen terrígeno y de origen biogénico (restos de caparazones de equinodermos, conchas, algas calcáreas, briozoos etc.) Los elementos de origen terrígeno se pueden clasificar como arenas gruesas. Se encuentra en el Mar Mediterráneo, el Océano Atlántico y el N-E Irlanda, Islas Canarias, y ha sido citado en el Mar Caribe y el Golfo de México.

La distribución vertical encontrada en la bibliografía está entre los 5 y los 800 m de profundidad, otros autores como Pérès (1958) la datan entre los 1150 y 1200m.

Es un equinodermo característico de biocenosis circalitorales de fangos terrígenos costeros (Pérès y Picard, 1964), y se encuentra presente prácticamente en cualquier tipo de fondo detrítico costero, con o sin cobertura vegetal (Ordines y Massuti, 2009; Barberà *et al.*, 2009). Se trata de una especie de holoturia detritívora que puede llegar a adquirir un gran tamaño y que puede presentar niveles elevados de agregación, llegando a alcanzar biomásas importantes en fondos de plataforma profunda y reborde de plataforma (Ramón *et al.*, 2010). Como la mayoría de holoturias, *Stichopus regalis* se alimenta de sedimento, del cual necesitan ingerir grandes cantidades para obtener el aporte de energía necesario para vivir. Esto hace que el grado de impacto que tienen en la superficie del sedimento pueda ser sustancial en términos de bioturbación, esponjando el sustrato y manteniéndolo habitable para otras especies (Bakus, 1973; Barnes, 1977; Uthicke y Klump, 1998; Uthicke, 1999, 2001; Roberts *et al.*, 2000; Bruckner *et al.*, 2003).

Lo caracteriza el hecho de que algunos ejemplares alberguen en su interior un pez parásito denominado rubioca (*Carapus acus*) y que se alimenta de sus órganos sexuales. Cuando la holoturia se siente incómoda por la presencia de estos parásitos, se desprende de sus propias vísceras que posteriormente regenera.

EUNIS asociados:

2.4.14.11.2.-*Fangos terrígenos costeros Facies de *Alcyonium palmatum* y *Parastichopus regalis*

3.5.5.8.-*Fondos detríticos batiales con dominancia de *Parastichopus regalis*



Criterio 1.4: Distribución del hábitat

1.4.1. Rango de distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Circalitoral y batial
	Tipo de sustrato	Fondos detríticos costeros
	Rango de profundidad	50-747 m (más frecuente entre los 100 y los 200 m)
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Mar Mediterráneo y el Atlántico y el N-E Irlanda hasta las Islas Canarias, citado en el Mar Caribe y el Golfo de México.

Tanto en la Península como en la Isla de Alborán, esta holoturia se ha detectado en todos los fondos circalitorales blandos, encontrándose la mayoría de los valores medios de profundidad en el límite entre estos dos pisos, alrededor de los 200 m aproximadamente (Figura 1). Los valores medios batimétricos para esta especie, oscilan entre los 265 m observados en las muestras recogidas en la campaña de 1996 y los 120,9 m de 1998 (Figura 1)

La media a lo largo de la serie histórica muestra un valor de 187,3 m, mientras que en los últimos 5 años esta pasa a ser de 176,8 m, por lo que se ve, una ligera tendencia a encontrar esta facies, en fondos algo menos profundos. El ajuste lineal mostró que las profundidades medias anuales se mantienen estables.

No existe una homogeneidad en cuanto a la batimetría de los lances para cada una de las campañas, lo que implica que esta facies se distribuye en una cota amplia de profundidad, mostrando lances a profundidades de hasta 760m en 2009 (lance aislado) y 38m en 2010.

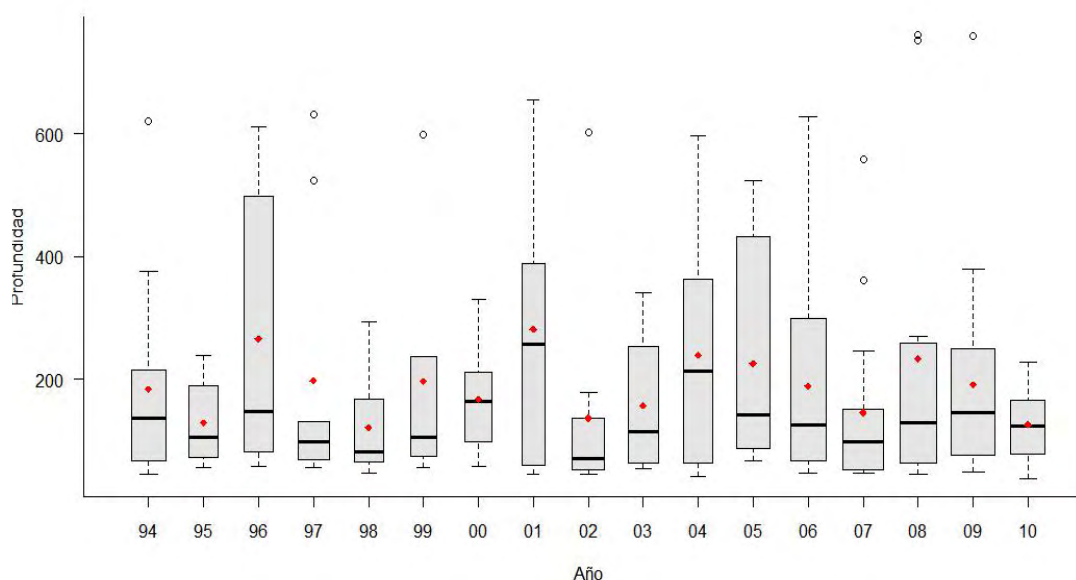




Figura 1. Distribución batimétrica anual del hábitat *Stichopus regalis* en los fondos profundos del Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.5$).

Por otro lado en 16 de las 17 campañas se han observado muestras de *Stichopus regalis*, formando facies a profundidades superiores a 281 m, valor máximo de las medias de la serie histórica, perteneciente a la campaña de 2001.

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Rango batimétrico	126 – 233 m	120-281 m

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

1.5.1. Área ocupada por el hábitat

Stichopus regalis se encuentra presente en el 62,6% del total de las cuadrículas muestreadas, formando facies en el 56,6% de las mismas (Figura 2) y se puede observar que esta holoturia es principalmente abundante en fondos circalitorales arenosos (tanto de arenas finas como de arenas fangosas). En este piso con los sustratos anteriormente comentados (Figura 3), forma facies (presenta abundancias por encima del umbral pre-determinado de 90 kg/km^2), en el 86,7% y en el 80% de las cuadrículas con este tipo de fondo muestreadas.

En fondos batiales de sustratos blandos fangosos se encuentran formando facies en un 22,9% de las cuadrículas muestreadas, que presentan este tipo de sustrato. No se debe descartar la presencia de esta especie formando facies en el resto de cuadrículas del margen de la plataforma continental y el talud (en un 6% de las cuadrículas estudiadas no forma facies)

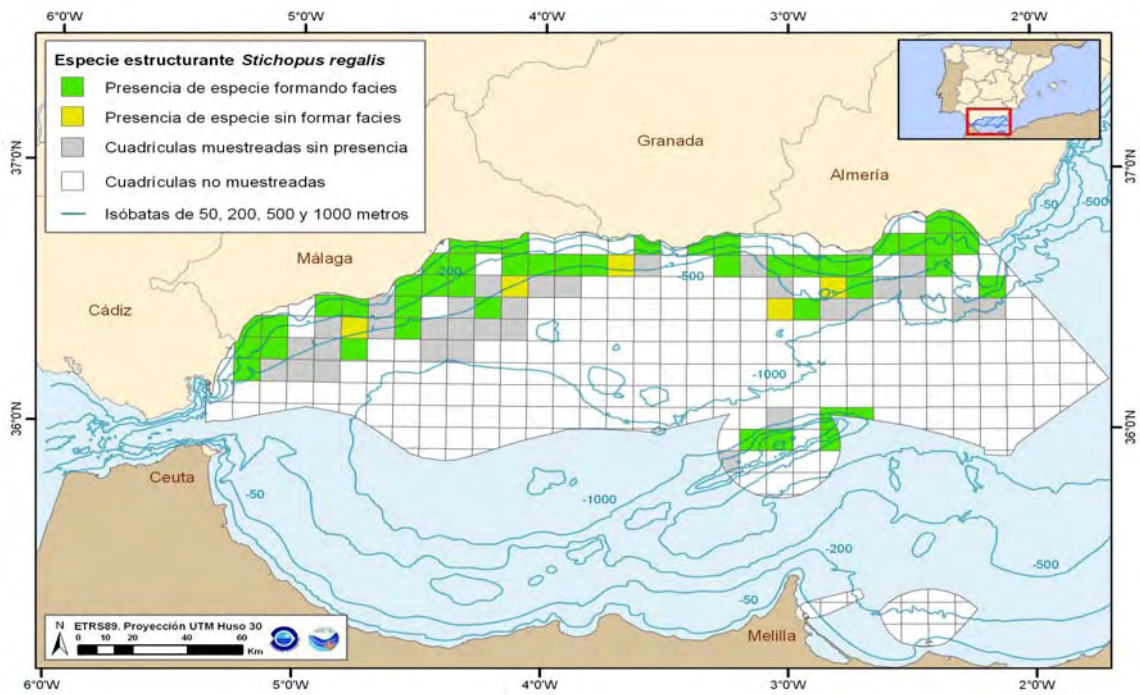


Figura 2. Distribución espacial de *Stichopus regalis*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (1994-2010) en la demarcación del Estrecho-Alborán.

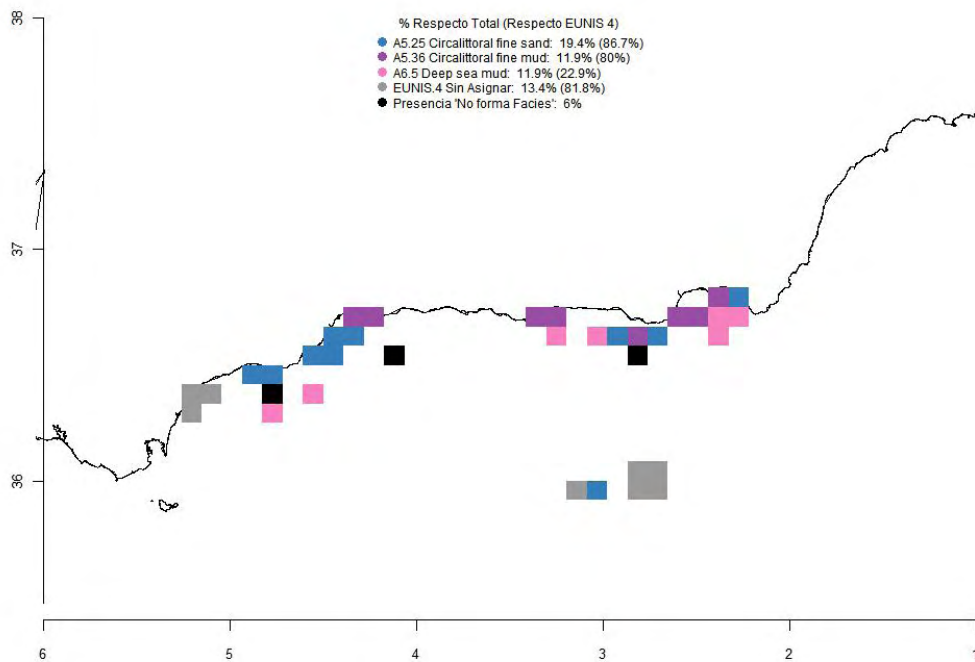


Figura 3. Distribución espacial acumulada del hábitat; fondos blandos circalitorales y batiales dominados por *Stichopus regalis*



El porcentaje medio de cuadrículas con presencia facies de *Stichopus regalis* a lo largo de toda la serie es del 33,2%, incrementándose esta, en los últimos 5 años hasta un 41,11%, por lo que existe una tendencia positiva en cuanto a la distribución de este hábitat (Figura 4).

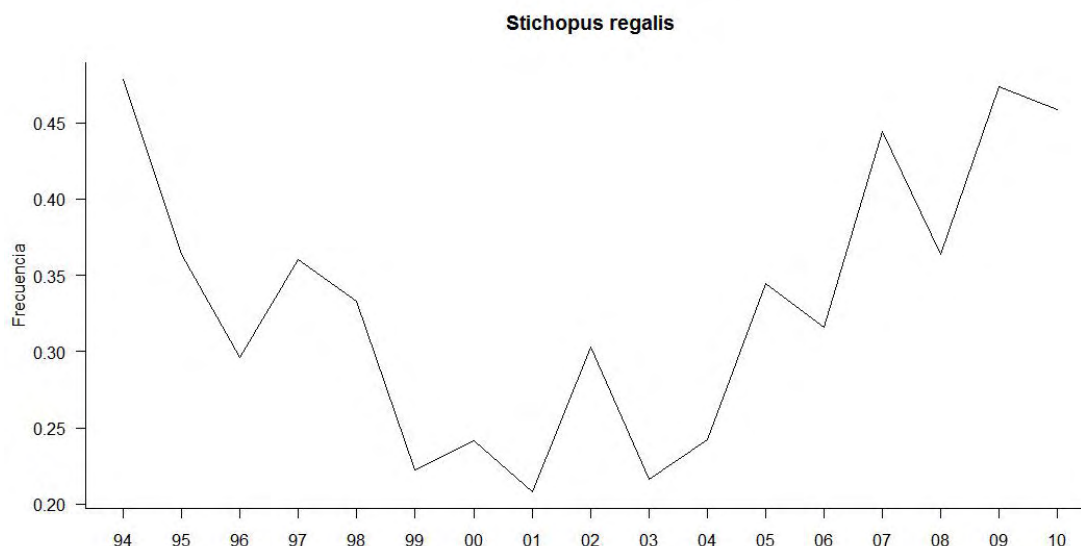


Figura 4. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Stichopus regalis* respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.1$).

Los valores de las frecuencias de ocurrencia, para la facies de *Stichopus regalis*, en los 17 años de estudio, han variado desde el 20,83% observado en 2001 hasta el 48% obtenido en 1994. Siendo el periodo comprendido entre los años 99 y 2004 los que presentan unos valores más bajos en cuanto al número de cuadrículas en las que esta presente esta facies, con una media de un 24% del total muestreadas.

INDICADORES	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Área ocupada / Porcentaje de cuadrículas con presencia de hábitat	41,11	47,83



CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Especies y comunidades características asociadas:

Las facies de *Stichopus regalis* sobre fondos blandos de la zona circalitoral, batial, presenta una comunidad asociada muy variada, entre la que podemos encontrar, entre otras especies, las siguientes, que fueron recogidas durante las campañas MEDITS:

<i>Abralia veranyi</i>	<i>Capros aper</i>
<i>Alcyonium palmatum</i>	<i>Capros aper</i>
<i>Alepocephalus rostratus</i>	<i>Cassidaria tyrrhena</i>
<i>Alloteuthis media</i>	<i>Centracanthus cirrus</i>
<i>Alloteuthis subulata</i>	<i>Cepola rubescens</i>
<i>Alpheus glaber</i>	<i>Cerastocopelus maderensis</i>
<i>Antedon mediterranea</i>	<i>Chaetaster longipes</i>
<i>Anthias anthias</i>	<i>Chelidonichthys cuculus</i>
<i>Aphrodite aculeata</i>	<i>Chelidonichthys lastoviza</i>
<i>Aporrhais serresianus</i>	<i>Chimaera monstrosa</i>
<i>Aristeus antennatus</i>	<i>Chlorophthalmus agassizi</i>
<i>Arnoglossus imperialis</i>	<i>Cidaris cidaris</i>
<i>Arnoglossus laterna</i>	<i>Cirolana borealis</i>
<i>Arnoglossus thori</i>	<i>Citharus linguatula</i>
<i>Astraea rugosa</i>	<i>Codium bursa</i>
<i>Astropecten spinolosus</i>	<i>Conger conger</i>
<i>Bathypolypus sponsalis</i>	<i>Crystallogobius linearis</i>
<i>Bathysolea profundicola</i>	<i>Cucumaria planci</i>
<i>Benthoosema glaciale</i>	<i>Cymatium corrugatum</i>
<i>Blennius ocellaris</i>	<i>Cymonlia muricata</i>
<i>Bolinus brandaris</i>	<i>Dardanus arrosor</i>
<i>Boops boops</i>	<i>Deltentosteus quadrimaculatus</i>
<i>Brisingella coronata</i>	<i>Diplodus vulgaris</i>
<i>Brissopsis atlantica mediterranea</i>	<i>Echelus myrus</i>
<i>Brissopsis lyrifera</i>	<i>Echinaster sepositus</i>
<i>Caelorhynchus caelorhynchus</i>	<i>Echinus melo</i>
<i>Calliactis parasitica</i>	<i>Eledone cirrhosa</i>
<i>Callionymus maculatus</i>	<i>Eledone moschata</i>
<i>Calliostoma granulatum</i>	<i>Engraulis encrasicolus</i>
<i>Calocaris macandreae</i>	<i>Etmopterus spinax</i>



Funiculina quadrangularis
Gadiculus argenteus
Gaidropsarus biscayensis
Galathea intermedia
Galeus atlanticus
Galeus melastomus
Geryon longipes
Glossanodon leioglossus
Gnathophis mystax
Gobius niger
Goneplax rhomboides
Gracilaria verrucosa
Helicolenus dactylopterus
Holothuria forskali
Hoplostethus mediterraneus
Hyalinoecia tubicola
Hygophum benoiti
Hymenocephalus italicus
Illex coindetii
Inachus dorsettensis
Lampanyctus crocodilus
Lepidopus caudatus
Lepidotrigla cavillone
Lepidotrigla dieuzeidei
Lesueurigobius friesii
Lesueurigobius sanzoi
Liocarcinus depurator
Lobianchia dofleini
Loligo forbesi
Lophius budegassa
Lunatia fusca
Macropipus tuberculatus
Macropodia longipes
Macroramphosus scolopax
Mauroliticus muelleri
Meganyctiphanes norvegica
Merluccius merluccius
Microchirus variegatus
Microcosmus sulcatus
Micromesistius poutassou
Molgula appendiculata
Mullus barbatus
Mullus surmuletus
Munida intermedia
Munida iris
Myctophum punctatum
Neopycnodonte cochlear
Nephrops norvegicus
Nezumia aequalis
Octopus vulgaris
Ophichthus rufus
Ophiocten gracilis
Pagellus acarne
Pagellus bogaraveo
Pagellus erythrinus
Pagrus pagrus
Pagurus alatus
Pagurus prideauxi
Parapenaeus longirostris
Pasiphaea sivado
Pennatula rubra
Peristedion cataphractum
Phycis blennoides
Plesionika acanthonotus
Plesionika antigai
Plesionika edwardsii
Plesionika giglioli
Plesionika heterocarpus
Plesionika martia
Pontophilus spinosus
Processa canaliculata
Processa nouveli
Pteroides spinosum
Pyrosoma atlanticum



Raja (Leucoraja) naevus
Rhodophyceae
Rondeletiola minor
Rossia macrosoma
Sardina pilchardus
Scomber japonicus
Scorpaena notata
Scyliorhinus canicula
Sepia elegans
Sepia orbignyana
Sepietta oweniana
Sergestes arcticus
Sergia robusta
Serranus cabrilla
Serranus hepatus
Sf. sepiolinae
Solenocera membranacea
Spicara flexuosa
Spicara smaris
Spondyliosoma cantharus
Stichopus regalis
Stomias boa boa
Symphurus nigrescens
Synchiropus phaeton
Thenia muricata
Todarodes sagittatus
Todaropsis eblanae
Trachinus draco
Trachurus mediterraneus
Trachurus picturatus
Trachurus trachurus
Trachyrhynchus scabrus
Venus casinus
Venus nux
Xenophora crispa



La diversidad de la comunidad y su evolución en el tiempo fueron analizadas mediante el estudio de los dos siguientes índices; Diversidad (Figura 5) y Riqueza (Figura 6)

La diversidad media para la facies de *Stichopus regalis*, observada durante los 17 años de estudio es de 2,13 siendo la de los últimos 5 años de 2,10 por lo que en general se ve una tendencia estable en la facies con dominancia de *Stichopus* (Figura 5) La oscilación de los valores medios de la serie van desde 1,8 (año 2000) a 2,4 reflejado en la campaña de 2005.

En los últimos 5 años se muestra una leve tendencia descendente, en cuanto a la diversidad de este hábitat, presentando una disminución de los valores medios desde el 2006 con un 2,24 hasta un 1,85 en el 2010. El ajuste lineal reveló que los valores anuales de los índices de diversidad y de riqueza específica faunísticas se mantienen estables a lo largo de la serie. Los lances con mayor diversidad los encontramos en las campañas de 2007 (3,25) y las de 1998 y 2001 con un valor de 3,1 cada una.

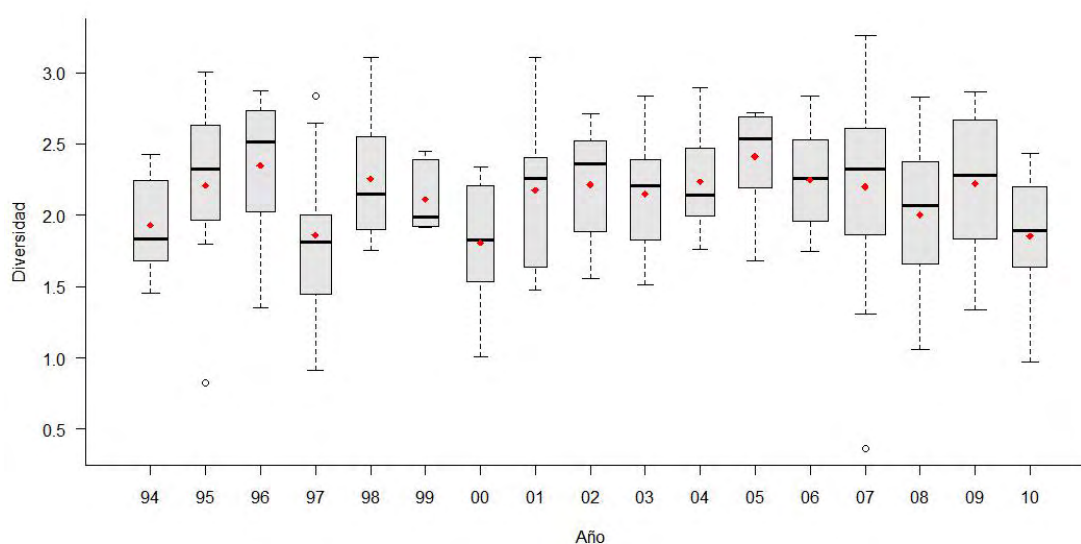


Figura 5. Diversidad anual del hábitat *Stichopus regalis* en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la diversidad media mostró una tendencia significativamente ascendente ($p > 0.05$).

En cuanto a la riqueza media de este hábitat, a lo largo de la serie histórica, se puede observar que existe una ligera tendencia descendente desde 1994, siendo la media de la serie histórica de 48 y la de los últimos 5 años de 46,4. Por otro lado cabe destacar que dentro de estos últimos 5 años, se ha observado un decrecimiento de la riqueza de la facies, presentando valores que van desde los 53,4 y 53,8 de 2006 y 2007, hasta los 37,09 de 2010, cota mínima de los valores medios del estudio.

La oscilación de la riqueza en los datos medios observados en las campañas varían desde el máximo de 1995 (60,12) al mínimo presentado en 2010 (37,09). Por otro lado los lances con valores máximos y mínimos se dieron en la campaña de 1999 (92) y 1997 (14)

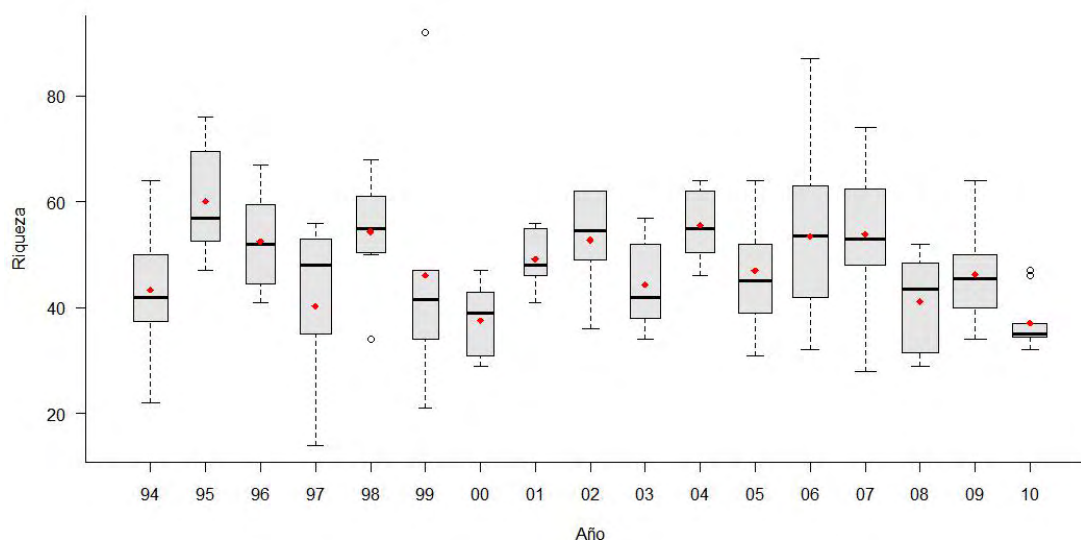


Figura 6. Riqueza específica anual del hábitat *Stichopus regalis* en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.1$).

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Diversidad (Índice de Shannon)	2,1	2,41
Riqueza específica	46,36	60,12

1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

La abundancia media de *Stichopus regalis* durante todo el periodo de estudio es de 484 g/Km², siendo en los últimos 5 años de 871 g/Km², por lo que la tendencia parece ser ascendente en este último periodo, no obstante en 2010 se observó una disminución de la abundancia media de esta especie respecto de los dos anteriores 2008 (698 g/Km²) y 2009 (1705 g/Km²), estableciéndose en un valor de 456,2 g/Km² (Figura 7).

Las abundancias medias de esta especie han ido oscilando desde la máxima registrada en 2009 (1795 g/Km²), a la mínima de 2001 (106,5 g/Km²)

Por otro lado los lances con mayor abundancia observados a lo largo de las campañas se han producido en los años 1994, 2007 y 2010, con unos valores de 193617g/Km², 129465g/Km², y 80366 g/Km² respectivamente. Los lances con abundancias más bajas fueron los obtenidos en 2009 (0,186 g/Km²) y



1996 (0,3 g/Km²) Estos valores coinciden con el descenso generalizado de las especies demersales acompañantes en estas facies.

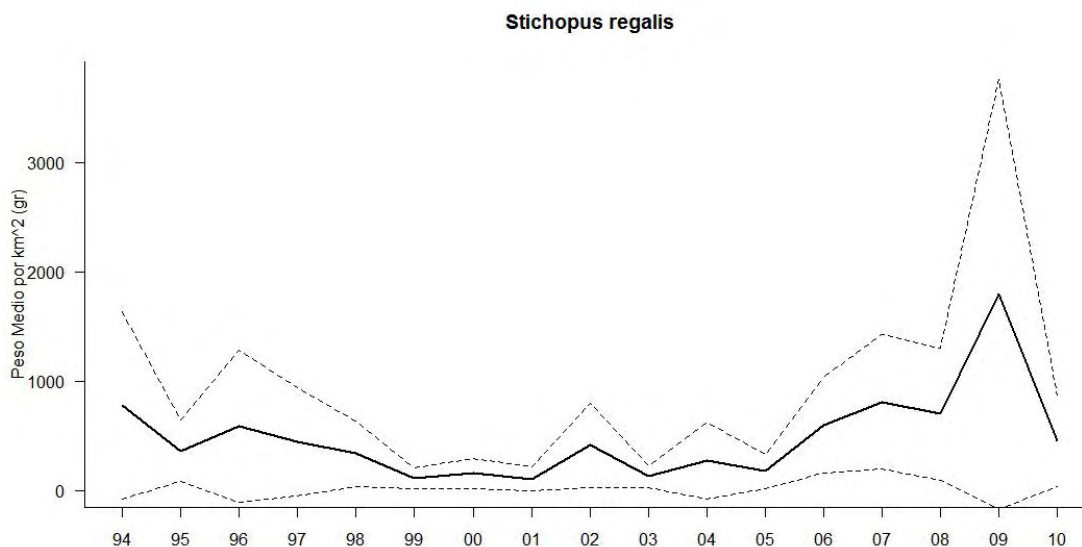


Figura 7. Evolución temporal de la biomasa media (g/km²) de *Stichopus regalis* en los fondos en los que forma facies de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.5$).

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Abundancia (g/km ²)	80366	1795



FONDOS DETRITICOS CON *BRISSOPSIS ATLANTICA* *MEDITERRANEA*

Listado Hábitats del Mediterráneo: A.6- Fondos profundos - *Fondos detríticos batiales – Con dominancia de equinodermos – Con dominancia de *Brissopsis atlantica mediterranea*

17. DESCRIPCIÓN

Brissopsis atlantica mediterranea Mortensen, 1913

Las facies de *B. a. mediterranea* se distribuyen a lo largo de todo el Mar Mediterráneo y el Océano Atlántico (África Occidental), Norte América (Desde Cabo Hatteras en Carolina del Norte) a lo largo de la costa del Golfo de México y Caribe, las costas de centro y Sudamérica hasta la Guayana Francesa (Serafy 1979). Considerada de Florida, Bahamas, Caribe por Chesher (1968) (en Turner y Graham 2003). Reportada en Cuba (Clark 1941, Pérez-Farfante 1959) y Colombia (Benavides y Borrero 2000). En el Golfo de México se ha reportado en el Nordeste frente a las costas de Texas (Tommasi 1972), Alabama, E.U.A. (Hopkins et al. 1991)

El rango batimétrico de *Brissopsis atlantica mediterranea* comprende desde los 100 a los 3200 m.

Esta facies con dominancia de *Brissopsis atlantica mediterranea* se encuentra en los fondos circalitorales y batiales, creando sus propios fondos fangosos.

EUNIS asociados:

CRITERIO 1.4: DISTRIBUCIÓN DEL HÁBITAT

1.4.1. Rango de distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Circalitoral y batial
	Tipo de sustrato	Fondos blandos
	Rango de profundidad	69 - 435
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Mediterráneo y Atlántico.

La facies de *B. a. mediterranea*, se ha encontrado a lo largo de todas las campañas realizadas, principalmente en los fondos circalitorales y batiales blandos. No se ha encontrado a profundidades superiores a los 400 metros de media (aunque podemos ver que esta especie puede encontrarse hasta en fondos abisales), como demuestra el hecho de que prácticamente todos los años, a excepción de 1994, 2001 y 2005, en los que encontramos unos valores medios de 423, 401 y 401 m respectivamente, no superan este límite batimétrico.

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad



La cota media de profundidad de *Brissopsis atlantica mediterranea* se sitúa en los 335 m (Figura 1) El rango de distribución en profundidad es muy amplio, encontrándose lances con muestras obtenidas de esta facie en un mismo año desde los 69 m a los 357 m como ocurrió en la campaña realizada en el 2002, en contraposición con las muestras recogidas en otras campañas y que tan solo fueron observadas a profundidades muy concretas caso de los muestreos de 1994, 1996, 1999, 2009 y 2010. Los valores medios se encuentran entre los 423 m recogidos en los muestreos de 1994 y los 245m en los que se encontró esta facies en los lances de la campaña del 2000.

La batimetría máxima de este hábitat la encontramos a los 432 m, en muestras recogidas durante la campaña de 2005, seguidos por los 423 m de 1994 y 1995. Los fondos más someros a los que se encuentra este hábitat, siempre basándonos en los datos de las campañas MEDITS, pertenecen a un rango de profundidad de 69m (datos de la campaña de 2002).

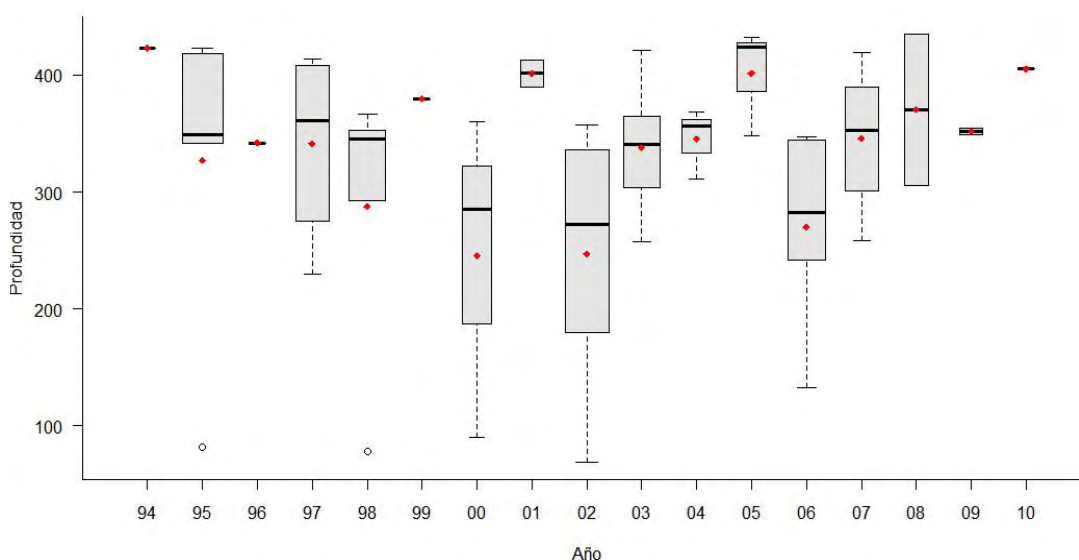


Figura 1. Distribución batimétrica anual del hábitat *Brissopsis atlantica mediterranea* en los fondos profundos del Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.5$).

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Rango batimétrico	133 – 435 m	69 – 435 m



CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

1.5.1. Área ocupada por el hábitat

Brissopsis atlantica mediterranea, durante los muestreos realizados, se encuentra presente en el 37,4% del total de cuadrículas muestreadas, formando facies en el 13,5% de las mismas, pertenecientes estas a los pisos circalitoral y batial (Figura 2).

Esta especie se encuentra presente, por lo tanto en un porcentaje del 23,9% de cuadrículas estudiadas sin que formen facie alguna (Figura 3).

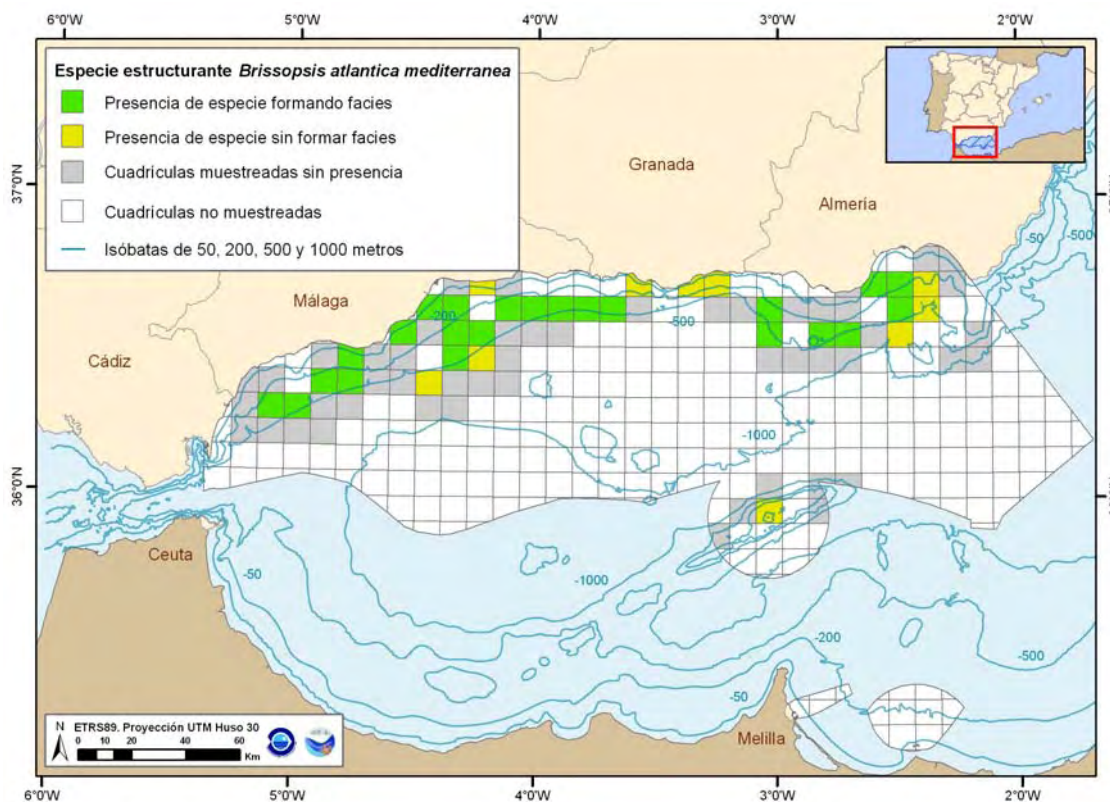


Figura 2. Distribución espacial de *Brissopsis atlantica mediterranea*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (1994-2010) en la demarcación del Estrecho-Alborán.

Brissopsis atlantica mediterranea, es abundante como comprobamos en la Figura 2 y 3, en los pisos circalitorales y batiales, de fondos blandos, donde es capaz de forma facies.

En la zona circalitoral de sustrato fangoso este equinodermo, se encuentra en un porcentaje del 10% de cuadrículas muestreadas, con este tipo de fondo.

En los fondos batiales, tanto de sustratos arenosos como fangosos, también forma facies en unas proporciones del 33,3 y 17,1% de las cuadrículas muestreadas, con este tipo de fondo respectivamente.

La frecuencia de la facies de *Brissopsis atlantica mediterranea* ha ido disminuyendo a lo largo de los 17 años de estudio, pasando de un valor máximo de 27,27% en el año 1995 a un valor en 2010 de 4,17% en



el número de cuadrículas que esta presente esta facies, no siendo este último dato el mínimo de la serie histórica, ya que en las campañas de 1996 y 1999 se apreciaron dos grandes caídas en la frecuencia con datos del 3,7% y 3,7%

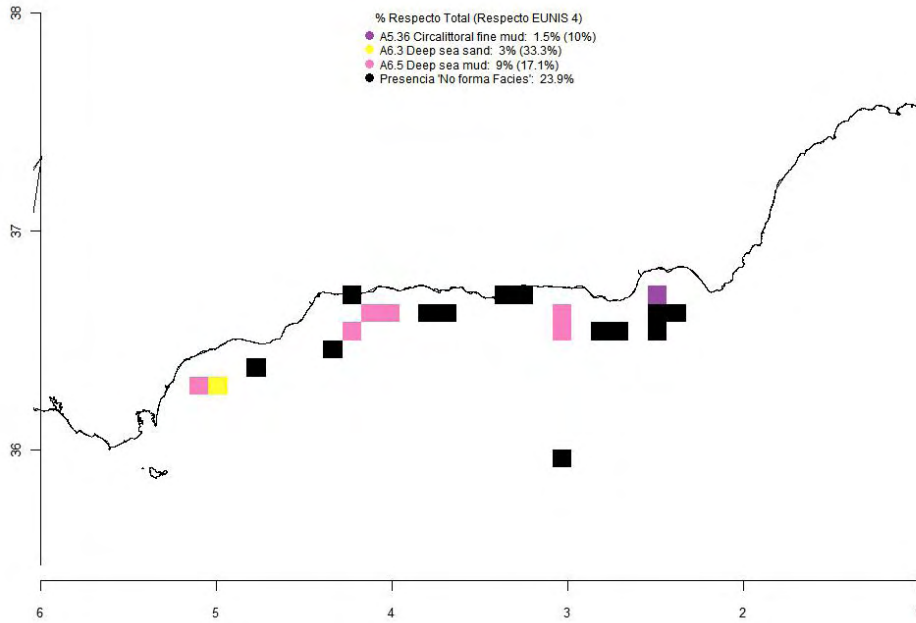


Figura 3. Distribución espacial acumulada del hábitat; fondos blandos circalitorales y batiales dominados por *Brissopsis atlantica mediterranea*

En los últimos 5 años (2006- 2010) esta tendencia descendente en el porcentaje de cuadrículas que alberga este hábitat se ha hecho muy patente, desde los 13,16% de presencia en las cuadrículas muestreadas al 4,17% de las mismas. La frecuencia media a lo largo de todo el estudio es de un 11,08 %

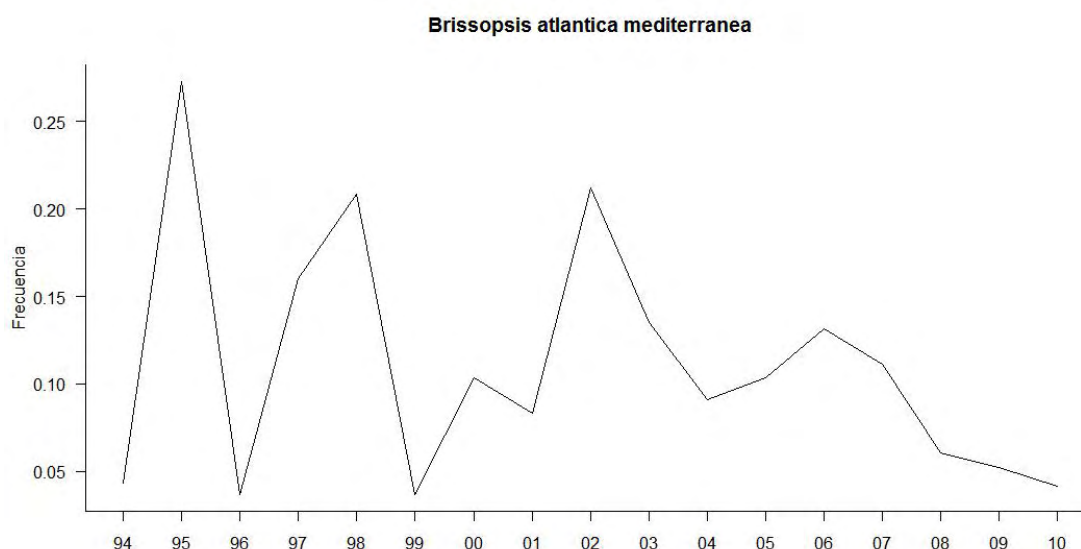


Figura 4. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Brissopsis atlantica mediterranea* respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.1$).

INDICADORES	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
% cuadrículas con presencia de hábitat	7,95	27,27

CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Especies y comunidades características asociadas:

Las facies de *Brissopsis atlantica mediterranea* de los pisos circalitoral y batial de arenas finas y fangos presentan una comunidad en la que podemos encontrar otras especies estructurantes como: *Spatangus purpureus*, *Ascidia mentula*, *Microcosmus vulgaris*, *Diazona violacea*, *Molgula appendiculata*, *Leptometra phalangium*, *Gryphus vitreus*, *Funiculina quadrangularis*, *Stichopus regalis*, *Posidonia oceanica*, *Alcyonium palmatum*, *Aphrodite aculeata*, *Codium bursa*, *Cymonlia muricata*, *Pennatula rubra*, *Veretillum cynomorium*, *Pyrosoma atlanticum*, *Phallusia mamillata*, *Rhodophyceae*.

Además de estas han sido observadas otras muchas especies, que forman parte de la facies formada por *Brissopsis atlantica mediterranea*, y que se han inventariado durante las sucesivas campañas realizadas desde 1994 a 2010, como por ejemplo:

Abralia veranyi

Alloteuthis media

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV
257



Alloteuthis subulata
Alpheus glaber
Aporrhais serresianus
Argyropelecus hemigymnus
Astropecten spinolosus
Bathysolea profundicola
Benthoosema glaciale
Boops boops
Brachioteuthis riisei
Buccinum spp.
Caelorhynchus caelorhynchus
Callionymus maculatus
Calocaris macandreae
Capros aper
Cassidaria tyrrhena
Cepola rubescens
Cerastocopelus maderensis
Chlorotocus crassicornis
Conger conger
Cymonlia muricata
Dardanus arrosor
Eledone cirrhosa
Engraulis encrasicolus
Etmopterus spinax
Gadiculus argenteus
Galeus atlanticus
Galeus melastomus
Gennadas elegans
Goneplax rhomboides
Helicolenus dactylopterus
Hoplostethus mediterraneus
Hygophum benoiti
Hygophum hygomii
Illex coindetii
Lampanyctus crocodilus
Lepidopus caudatus
Lesueurigobius friesii
Lesueurigobius sanzoi
Liocarcinus depurator
Liocarcinus depurator
Lophogaster typicus
Macropipus tuberculatus
Macroramphosus scolopax
Maurolicus muelleri
Meganyctiphanes norvegica
Merluccius merluccius
Micromesistius poutassou
Munida iris
Myctophum punctatum
Neorossia caroli
Nephrops norvegicus
Nezumia aequalis
Octopus salutii
Octopus vulgaris
Ophiocten gracilis
Pagellus acarne
Pagellus bogaraveo
Pagurus alatus
Pandalina profunda
Parapandalus narval
Parapenaeus longirostris
Pasiphaea multidentata
Pasiphaea sivado
Pennatula rubra
Philocheras echinulatus
Phycis blennoides
Plesionika acanthonotus
Plesionika edwardsii
Plesionika gigliolii
Plesionika heterocarpus
Plesionika martia
Pontophilus spinosus
Processa canaliculata
Processa nouveli



Rondeletiola minor

Scyliorhinus canícula

Sepia elegans

Sepia orbignyana

Sepietta oweniana

Sergestes arcticus

Sergia robusta

Serranus cabrilla

Serranus hepatus

Solenocera membranacea

Symphurus nigrescens

Tellina spp.

Todarodes sagittatus

Todaropsis eblanae

Trachurus mediterraneus

Venus casinus

Venus nux



La diversidad media asociada a las facies de *Brissopsis atlantica mediterranea* parece mostrar una cierta estabilidad, que oscila entre los 2,75 de 1994 y los datos recogidos en las campañas de 2006 y 2010 con unos valores medios de 2,46 y 2,47. Estando recogidos en esta cota la mayoría de los datos del estudio, salvo los observados durante las campañas de 1998, 2002, 2005 y 2007 los cuales presentan unos índices medios de diversidad menores, que se corresponden con: 2,25, 1,78, 2,16 y 1,84 respectivamente.

El índice medio de diversidad a lo largo de todo el estudio se ve acotado entre el máximo alcanzado en 1996, con 2,75, y el mínimo, con un 1,78 en el 2002. Los lances con mayor diversidad por otro lado fueron recogidos en la campaña de 1995 con un índice del 3,12 y el valor mínimo se observó para la campaña del 2002 con un 0,65.

En los últimos 5 años la tendencia parece mantenerse constante con una media de 2,52, sin tener en cuenta la campaña de 2007 en el que la diversidad cayó por debajo de 2.

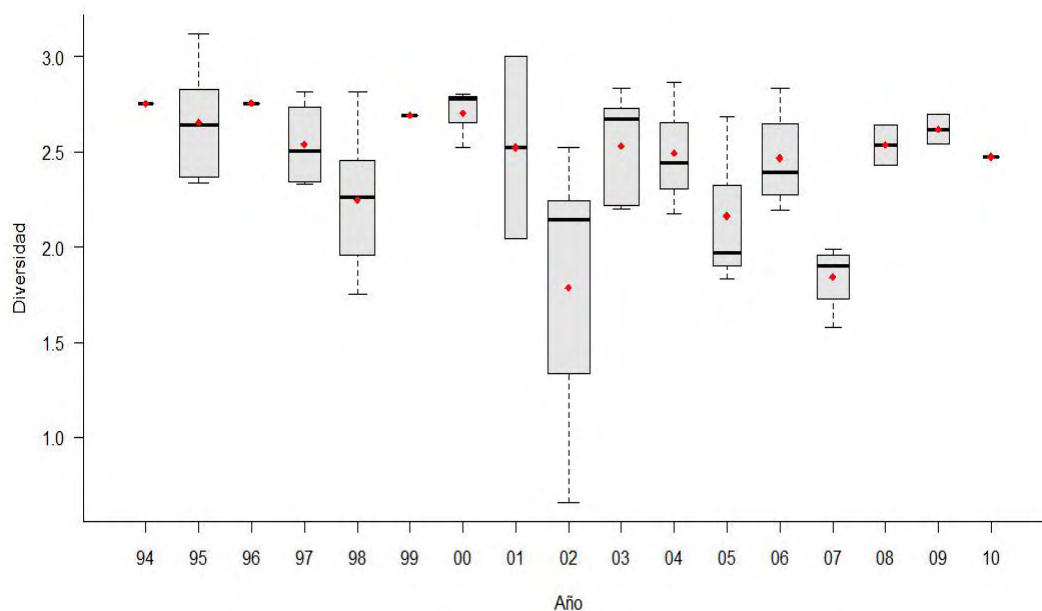


Figura 5. Diversidad anual del hábitat *Brissopsis atlantica mediterranea* en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.1$).

La riqueza en los últimos 5 años parece seguir una tendencia negativa, desde los valores medios observados en la campaña de 2007 con un 60,25, de máximo en estos 5 años, a un valor de 40,0 mínimo registrado para este periodo de tiempo en la campaña de 2009.

A lo largo de toda la serie los valores medios de riqueza están comprendidos entre el máximo observado durante los muestreos de 1995 con un valor de 64,5 y el mínimo de 40 observado para la campaña de



2009. Por otro lado el lance con mayor riqueza recogido en el estudio se realizó en el año 2007 con un valor de 72,0 y el mínimo de 27 en 2002.

La media de la riqueza a lo largo de la serie completa es de 52,71.

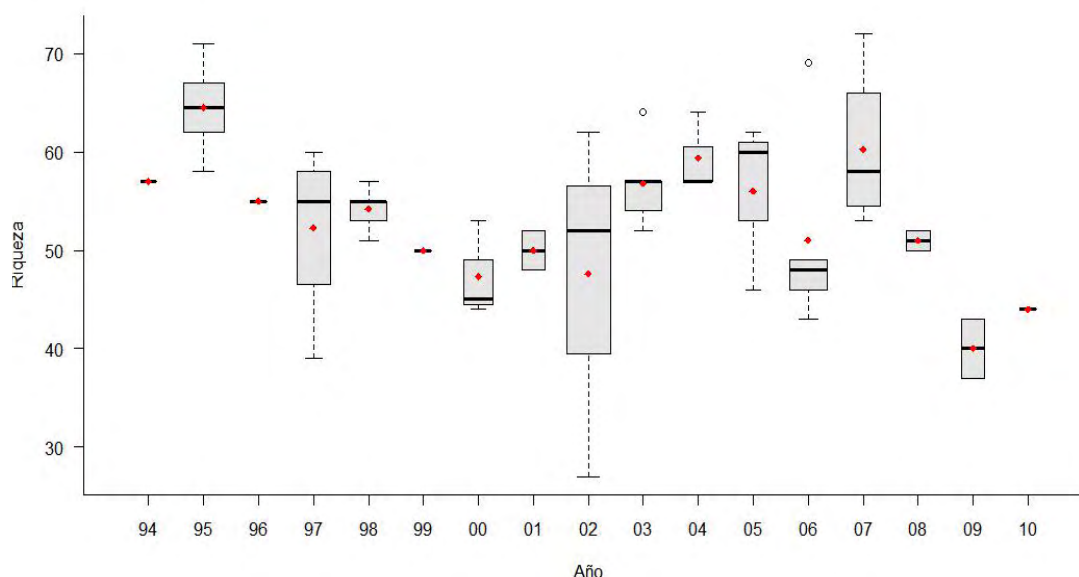


Figura 6. Riqueza específica anual del hábitat *Brissopsis atlantica mediterranea* en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.1$).

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Diversidad (Índice de Shannon)	2,38	2,75
Riqueza específica	49,3	64,5

1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

La abundancia media de *Brissopsis atlantica mediterranea* se ha mantenido constante a lo largo de toda la serie histórica, 17 años de campaña, salvo para los años 1995, 1998 y 2002 en los que se dieron unos importantes incrementos en relación a los valores obtenidos en los demás muestreos, recogiendo respectivamente 1035, 1563 y 724 g/Km², peso por superficie que duplican la media de las abundancias de las campañas de los demás años.



En las otras campañas realizadas, los valores medios de abundancia a lo largo de toda la serie, se mantienen oscilando entre, los 198 y 222 g/Km², observados en los años 2004 y 2005 a valores recogidos en el 94 con 6,03 g/Km².

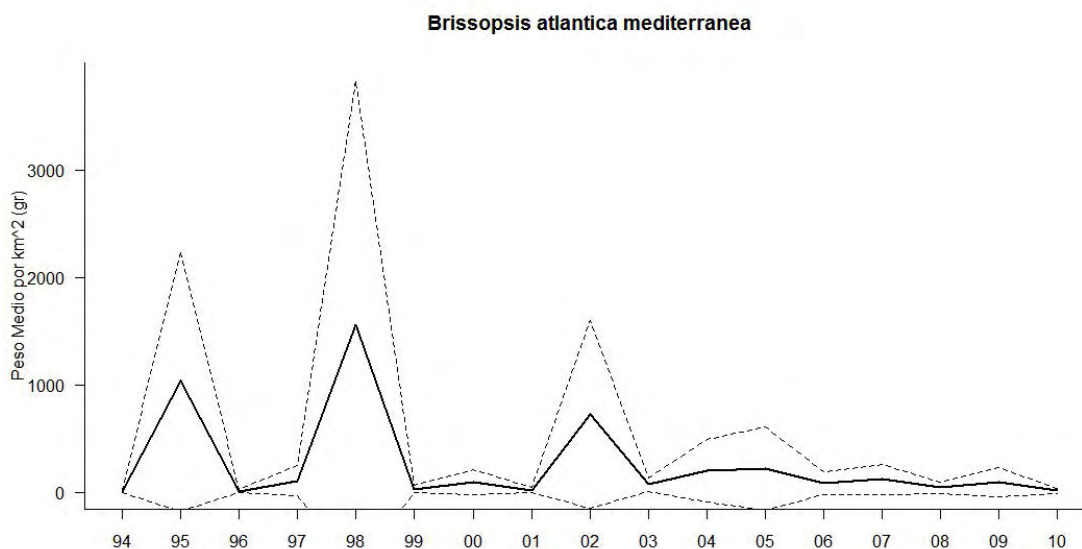


Figura 7. Evolución temporal de la biomasa media (g/km²) de *Brissopsis atlantica mediterranea* en los fondos en los que forma facies de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.5$).

El máximo de abundancia del estudio se observó en los lances realizados en la campaña del 98, muestras en las que la abundancia se estimaba en 590000 g/Km². La media de abundancia en g/Km² para toda la serie es de 261,28

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Abundancia (g/km ²)	72109 g/Km ²	590000 g/Km ²



FONDOS DE CRINOIDEOS

Listado Hábitats del Mediterráneo: A.6- Fondos profundos - *Fondos de reborde de plataforma - Campos de *Leptometra phalangium*

18. Descripción

Leptometra phalangium (Müller, 1841)

Crinoideo formador de hábitats sensibles para peces, se encuentra en el listado como hábitat de interés para su conservación del Convenio de Barcelona.

En el Mediterráneo la comunidad del reborde de plataforma empieza alrededor de los 90 m de profundidad para extenderse hasta aproximadamente los 200 m. En estos fondos existe una biocenosis bentónica bien definida, cuya principal especie es el crinoideo *Leptometra phalangium* (Pérès y Picard, 1964; Pérès, 1985). Esta comunidad ha sido ampliamente citada en el Mediterráneo occidental en lugares como el Golfo de León (Laborel *et al.*, 1961), el noreste de la Península Ibérica (Reyss, 1973), las Islas Baleares (Maurin, 1968; Ordines y Massuti, 2009), Cerdeña y Córcega (Maurin, 1968), a lo largo de la costa occidental de Italia (Colloca *et al.*, 2003; Colloca *et al.*, 2004), y en las costas tunecinas y argelinas (Maurin, 1968). Los campos de *L. phalangium* presentan una distribución en agregados restringida a áreas influenciadas por corrientes de fondo en el reborde de plataforma y cabezas de cañones. En condiciones favorables, *L. phalangium* puede alcanzar densidades de hasta 5-15 individuos por metro cuadrado, siendo los campos de *L. phalangium* la biocenosis donde la biomasa de especies macro-epibentónicas es máxima para la franja batimétrica del reborde de plataforma (Pérès, 1985; Colloca *et al.*, 2003; Ordines y Massuti, 2009). Los campos de *L. phalangium* han sido considerados como indicadores de hábitats esenciales debido a la elevada abundancia de peces demersales de alto interés comercial, como son la merluza (*Merluccius merluccius*), el gallo (*Lepidorhombus boschii*) y el salmonete (*Mullus spp.*), así como de individuos en puesta y reclutas (Colloca *et al.*, 2004). Ha sido encontrado hasta los 600m en el Golfo de Nápoles, incluso hasta los 700m en la Riviera di Levante (Italia) en fondos de lodo (Rossi, 1958) Suelen asociarse con fondos detríticos circalitorales, también aparecen en fondos blandos batiales y también han sido observados en zonas de roca batial.

Es una especie típica mediterránea aunque no se encuentran en las zonas más orientales, vive en los fondos detríticos, arenosos y fangosos (Tortonese, 1965)

La principal amenaza a estos tipos de fondos es la pesca de arrastre, que tiene un impacto especialmente importante sobre organismos frágiles como es el caso *L. phalangium* (Smith *et al.*, 2000).

EUNIS asociados:

3.1.12.-* Fondos profundos con *Leptometra phalangium*

3.5.1.1.-Fondos sedimentarios no fangosos profundos del reborde de plataforma con campos de *Leptometra phalangium*

3.5.5.6.-*Fondos detríticos batiales con campos de *Leptometra phalangium*

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad



Criterio 1.4: Distribución del hábitat

1.4.1. Rango de distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Circalitoral y batial
	Tipo de sustrato	Blandos y detríticos
	Rango de profundidad	Hasta los 350m
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Mar Mediterráneo

En la demarcación del Estrecho-Alborán, los campos de *L. phalangium* se han detectado en casi todos los fondos circalitorales blandos.

El crinoideo *Leptometra phalangium*, a lo largo de los 17 años de la serie histórica, ha estado presente en las campañas de 2002, 2007 y 2010 (Figura 1). No superando, según los datos de campaña los 633m de profundidad. Los rangos batimétricos entre los que se ha encontrado esta facies, comprenden desde los 525m (2002) a los 633m (2007). La profundidad media está sobre los 566 m.

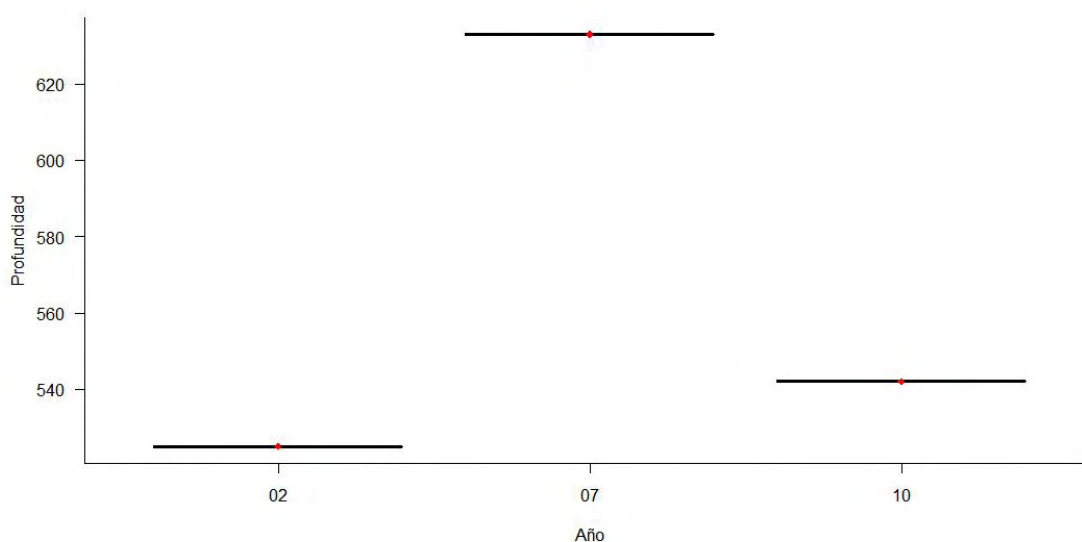


Figura 1. Distribución batimétrica anual del hábitat *Leptometra phalangium* en los fondos de reborde de plataforma de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.05$).

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
-----------	------	-------------------------	---------------------

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad



Rango batimétrico	Alborán	542- 633	525- 633m
-------------------	---------	----------	-----------

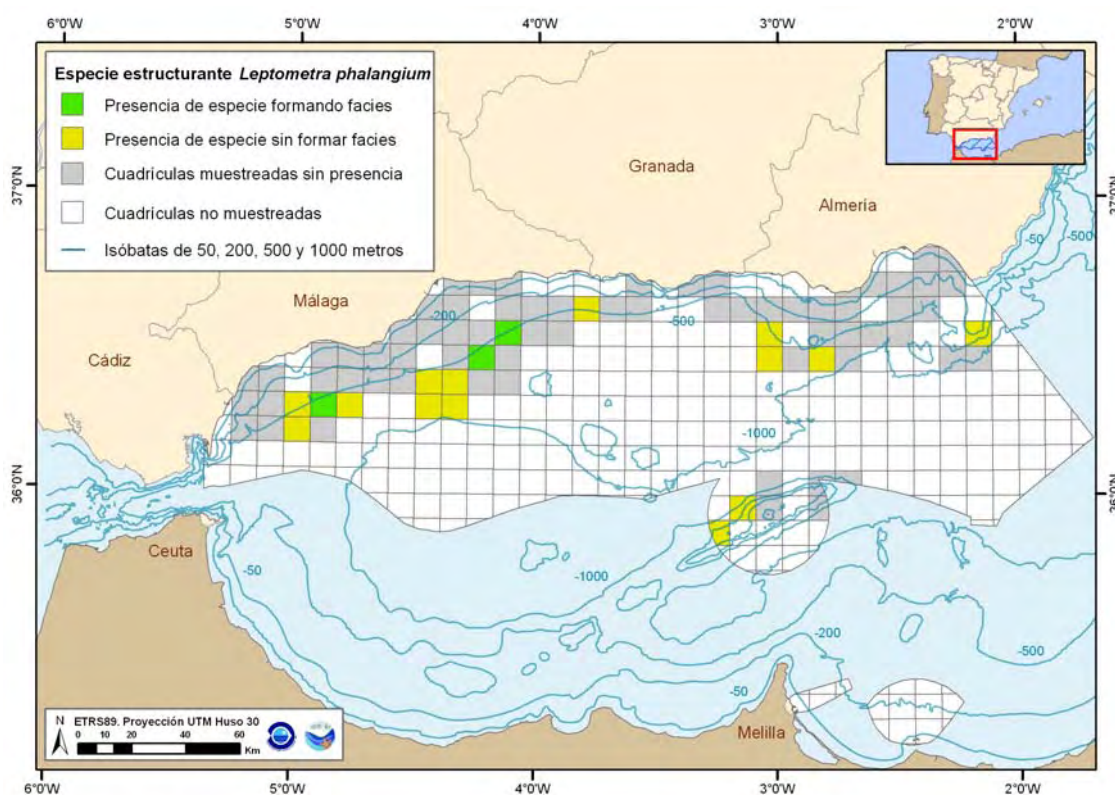


Figura 2. Distribución espacial de *Leptometra phalangium*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (2006-2010) en la demarcación del Estrecho-Alborán.

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

1.5.1. Área ocupada por el hábitat

Leptometra phalangium se encuentra presente en el 17,9% del total de cuadrículas muestreadas, formando facies en el 3% de las mismas (Figura 3). Como se ha comentado anteriormente *Leptometra phalangium* es principalmente abundante en los fondos batiales, tanto de arenas como de fangos donde se encuentra formando facies en un 6,7% y un 2,9% de las cuadrículas con este tipo de fondo respectivamente. Además podemos encontrar esta especie en un 14,9% de las cuadrículas muestreadas, sin que forme facies.

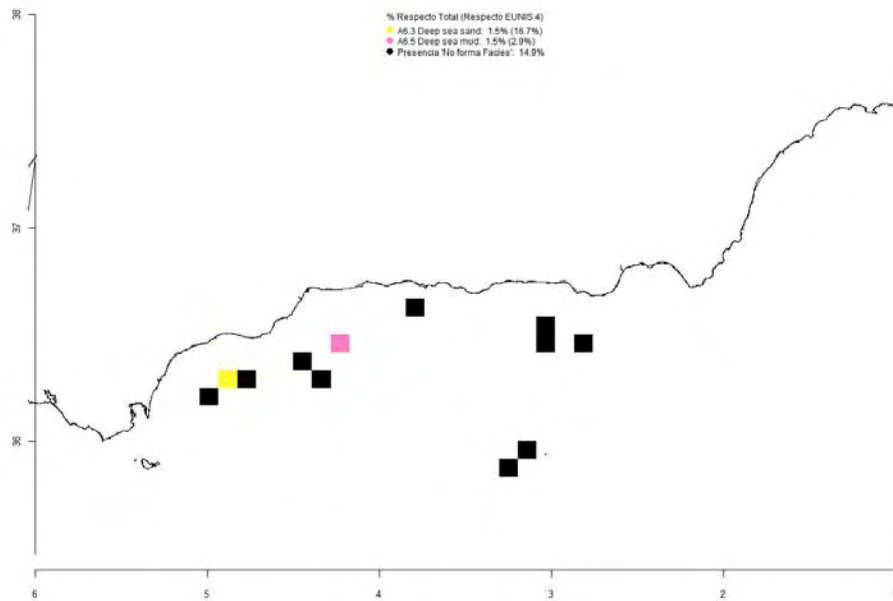


Figura 3. Distribución espacial acumulada del hábitat; fondos blandos batiales dominados por *Leptometra phalangium*

El porcentaje en el número de cuadrículas en la que se encuentra este equinodermo, muestra una tendencia ascendente, aumentando en el último año de los 3 (Figura 4)

El número de cuadrículas en las que encontramos esta especie ha variado a lo largo de este estudio, desde porcentajes del 2,78% en el 2007 hasta el 4,17% del 2010, valor máximo de frecuencia de la facies de *Leptometra phalangium*, a lo largo de la serie histórica.

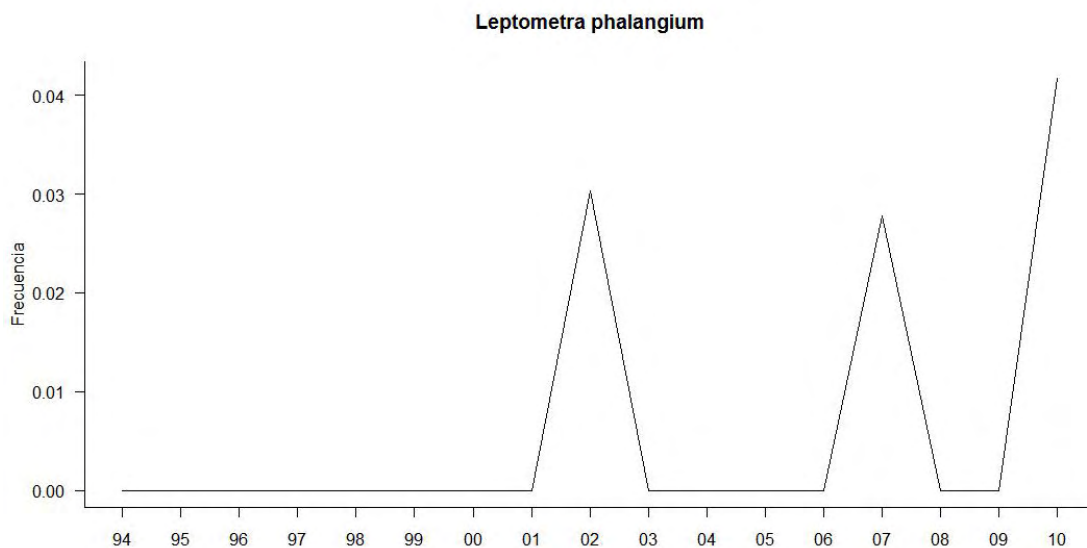




Figura 4. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Leptometra phalangium* respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos de reborde de plataforma de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS.

INDICADORES	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
% aparición del hábitat en cuadrículas muestreadas	0.034	0.0417

CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Condición de especies y comunidades típicas

Las facies de *Leptometra phalangium* de la zona batial de fondos blandos, en la demarcación del Estrecho-Alborán, han arrojado la presencia de un total de **162 especies de fauna**, inventariando una lista faunística con las especies asociadas más características, entre ellas: *Alepocephalus rostratus*, *Aporrhais serresianus*, *Aristeus antennatus*, *Bathypolypus sponsalis*, *Benthoosema glaciale*, *Brisingella coronata*, *Coelorhynchus coelorhynchus*, *Calocaris macandreae*, *Cassidaria tyrrhena*, *Chimaera monstrosa*, *Cymonlia muricata*, *Echinus acutus*, *Echinus melo*, *Epigonus denticulatus*, *Epigonus telescopus*, *Etmopterus spinax*, *Galeus atlanticus*, *Galeus melastomus*, *Geryon longipes*, *Gryphus vitreus*, *Helicolenus dactylopterus*, *Hoplostethus mediterraneus*, *Hygophum benoiti*, *Lampanyctus crocodilus*, *Lepidopus caudatus*, *Leptometra phalangium*, *Luidia ciliaris*, *Micromesistius poutassou*, *Nezumia aequalis*, *Notacanthus bonapartei*, *Ophiothrix fragilis*, *Pagellus bogaraveo*, *Pagurus alatus*, *Pasiphaea multidentata*, *Phycis blennoides*, *Plesionika acanthonotus*, *Plesionika edwardsii*, *Plesionika gigliolii*, *Plesionika martia*, *Polycheles typhlops*, *Pyrosoma atlanticum*, *Rossia macrosoma*, *Sergia robusta*, *Solenocera membranacea*, *Stomias boa boa*, *Symbolophorus veranyi*, *Thenia muricata*, *Todarodes sagittatus*, *Trachyrhynchus scabrus*, *Veretillum cynomorium*

La diversidad de la comunidad y su evolución en el tiempo fueron analizadas mediante el estudio de los dos siguientes índices; Diversidad (Figura 5) y la Riqueza (Figura 6) La diversidad asociada a la facies de *Leptometra phalangium* oscila a lo largo de todo la serie, entre unos valores mínimos y máximos de: 2,16 en la campaña de 2007 y 2,63, valor máximo, observado en los muestreos realizados durante el 2002 (Figura 5)

De los últimos 5 años tan solo contamos con 2 datos de diversidad asociada a esta facies, los correspondientes a 2007 y 2010 (2,16 y 2,33 respectivamente) con una tendencia creciente, aunque son valores bajos si los comparamos con los observados en 2002, donde la diversidad asociada al hábitat de *Leptometra phalangium* fue de un 2,62

La diversidad media asociada a esta facies durante el periodo de estudio fue de 2,37

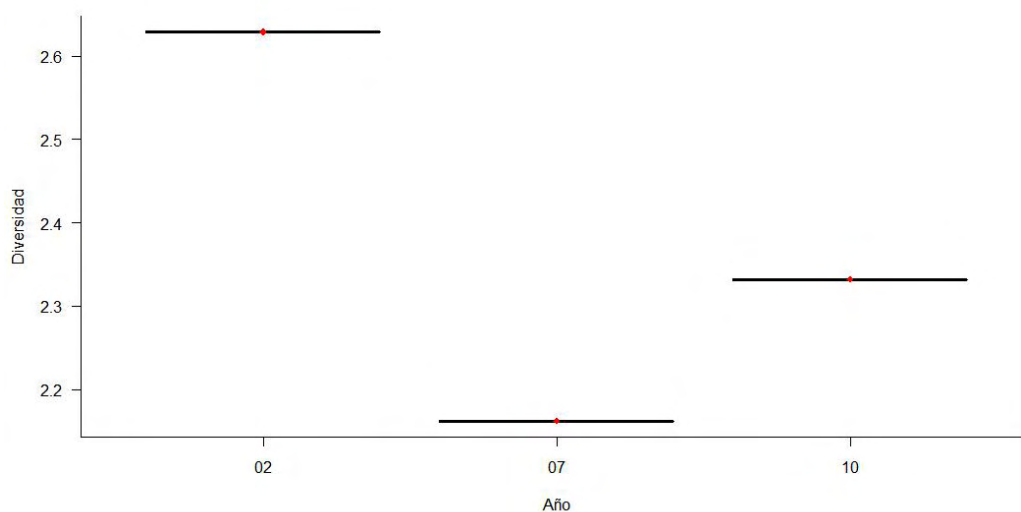


Figura 4. Diversidad anual del hábitat *Leptometra phalangium* en los fondos de reborde de plataforma de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña.

La riqueza asociada a la facies de *Leptometra phalangium* oscila a lo largo la serie varía entre unos mínimos y máximos de: 46 en la campaña de 2010 y 62, valor máximo, observado en los muestreos realizados durante el 2002 (Figura 6) De los últimos 5 años tan solo contamos con 2 datos de riqueza asociada a esta facies, los correspondientes a 2007 y 2010 (53 y 46 respectivamente) con una tendencia descendente.

La riqueza media asociada a esta facies durante el periodo de estudio fue de 53,66

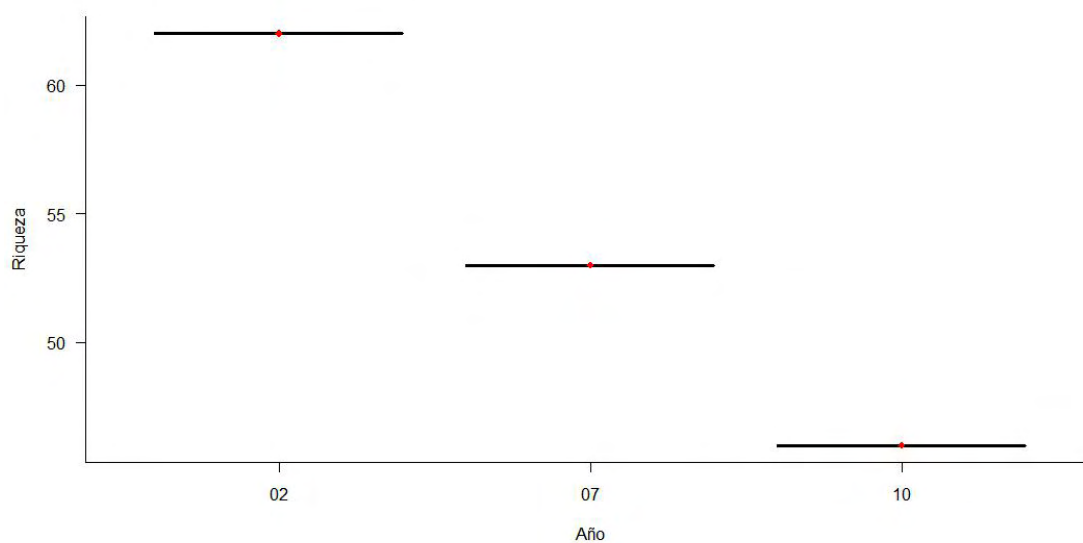




Figura 6. Riqueza específica anual del hábitat *Leptometra phalangium* en los fondos de reborde de plataforma de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña.

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Diversidad (Índice de Shannon)	Mar de Alborán	2,25	2,33
Riqueza específica	Mar de Alborán	49,5	62

1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

El ajuste lineal reveló que los valores medios de biomasa de *L. phalangium* en los fondos en los que forma facies en Alborán se mantuvieron estables ($0,3 \text{ g/km}^2$) durante la serie histórica, hasta el año 2010 sobre los 17 g/km^2 (Figura 7).

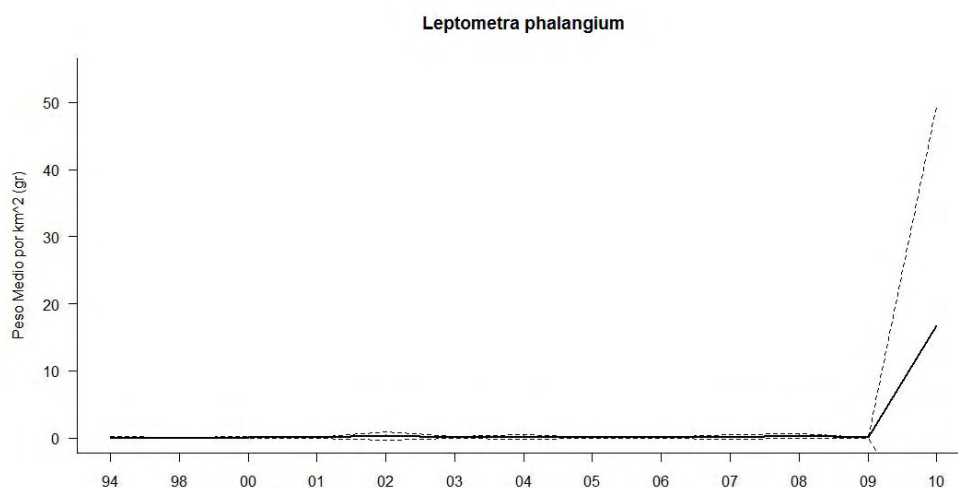


Figura 7. Evolución temporal de la biomasa media (g/km^2) de *Leptometra phalangium* en los fondos en los que forma facies de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo.

La abundancia del crinoideo *Leptometra phalangium*, es bastante baja desde 1994 hasta 2009 los valores medios no sobrepasan los $0,31 \text{ g/Km}^2$, siendo en 2010 donde encontramos el pico más acusado, presentando una abundancia media de $16,68 \text{ g/Km}^2$ (Figura 7)

La abundancia media de este crinoideo a lo largo de toda la serie histórica es de $1,39 \text{ g/Km}^2$, siendo la de los últimos 5 años de $3,45 \text{ g/Km}^2$

En el 2010 se registraron lances con una abundancia de hasta $8748,88 \text{ g/Km}^2$.

INDICADOR	ÁREA	VALOR EVALUACIÓN	NIVEL DE REFERENCIA
-----------	------	------------------	---------------------



		ACTUAL	
Abundancia (g/km ²)	Mar de Alborán	3,45 g/Km ²	16,68 g/Km ²

FONDOS CIRCALITORALES BLANDOS ASOCIADOS A ECHINUS ACUTUS

Listado Hábitats del Mediterráneo: A.6- Fondos profundos - *Fondos detríticos batiales – Con dominancia de equinodermos – Con equinoideos (*Echinus acutus*)

19. DESCRIPCIÓN

Echinus acutus: Lamarck, 1816

Echinus acutus o erizo de honduras suele vivir en fondos blandos, de arena o fango entre los 20 y 1280m de profundidad. Se alimenta de diversos organismos (crustáceos, moluscos, foraminíferos, etc.), sin la exclusión de las plantas. Se distribuye por toda las costas europeas, en el Mediterráneo y Atlántico N-E, desde el mar Barents e Islandia, a las costas de Sierra Leona. No obstante, las abundancias máximas de *G. acutus* suelen localizarse sobre fondos blandos circalitorales y de reborde de plataforma (entre 100 y 300 m de profundidad), dónde esta especie puede llegar a ser una de las especies macro-epibentónicas más importantes en cuanto a abundancia y biomasa (Serrano et al., 2006; Ordines y Massuti, 2009).

Es un organismo de crecimiento lento, que puede tardar hasta 20 años en alcanzar su talla máxima (Gage *et al.*, 1986) y muy sensible al arrastre (Lindeboom y de Groot, 1998), características que hacen que se haya sugerido el uso de esta especie como indicador del impacto de la pesca de arrastre (González-Irusta *et al.*, *in Press*).

En cuanto a los tipos de fondo lo podemos encontrar en fangosos, junto con *Stichopus* y otros equinodermos; también se pueden encontrar en raras ocasiones en los pisos con sustratos arenosos o de detritus, o, entre la Posidonia y en fondos rocosos.

EUNIS relacionados:

2.3.1.4.8.-Paredes y suelos de túneles sometidos a hidrodinamismo intenso con facies de *Echinus acutus* (Mar de Alborán)

CRITERIO 1.4: DISTRIBUCIÓN DEL HÁBITAT

1.4.1. Rango de distribución del hábitat

	Zona	Circalitoral y batial
--	------	-----------------------

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad



en esta demarcación	Tipo de sustrato	Arenosos (gruesas y medias) o de detritus, o, entre la Posidonia y en fondos rocosos
	Rango de profundidad	134 a 800 m.
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Atlántico N-E, desde el mar Barents e Islandia, a las costas de Sierra Leona. Mediterráneo.

Las facies del erizo de mar, *Echinus acutus*, se sitúan principalmente en la zona circalitoral y batial, se encuentra presente en 15 de las 17 campañas de que consta el estudio, por lo que es una especie de aparición estable, ubicada en muchas de las zonas de muestreo. En la mayoría de los casos, la profundidad media a la que se encuentra esta facies varía, oscilando entre los 135 m (1996) y los 700 m (2006), aunque si no nos restringimos a los valores medios, podemos observar lances desde los 49m (2007) hasta incluso llegar a alcanzar los 788 m (1999).

La media de batimétrica, la encontramos para esta facies a 440,5m, marcando los últimos 5 años una tendencia ascendente, en cuanto a profundidad media se refiere, con un valor de 472,3m. Aun con todo ello vemos que la facies de *Echinus acutus* ocupan una amplia batimetría, como se puede observar en la Figura 1, destacando los datos obtenidos de las campañas de 1994, 1997, 1998, 1999, 2002, 2004, 2007 y 2008, en las que esta facies se distribuye en unas extensiones con diferencia de cota de más de 470 m en cada una de ellas, pudiendo formar un continuo desde los 150 a los 700 m de profundidad.

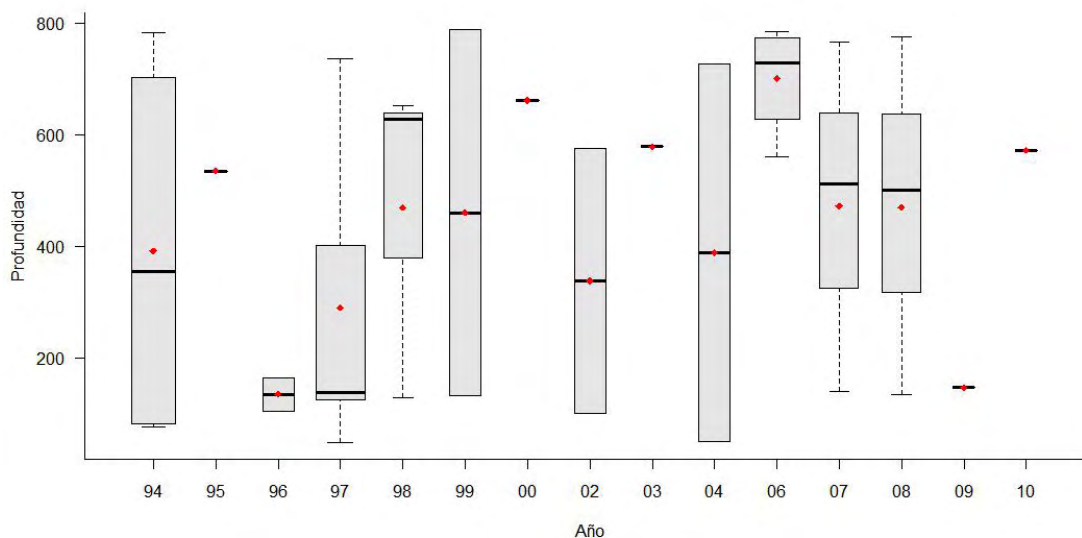


Figura 1. Distribución batimétrica anual del hábitat *Echinus acutus* en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.5$).



INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Rango batimétrico	472	49 - 788

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

1.5.1. Área ocupada por el hábitat

El hábitat formado por el erizo de mar, *Echinus acutus* a lo largo de este estudio, se ha encontrado presente en el 35,9% de las cuadrículas muestreadas, formando facies (90 kg/km²) en el 15% de las mismas (Figura 2). Por lo que podemos encontrar esta especie en un 20% de las cuadrículas estudiadas, sin formar facies alguna. La presencia es muy irregular y parece concentrarse en el límite de la plataforma e inicio del talud (Estepona, Cabo de Gata e Isla de Alborán), sobre fondos circalitorales y de reborde de plataforma de arenas finas.

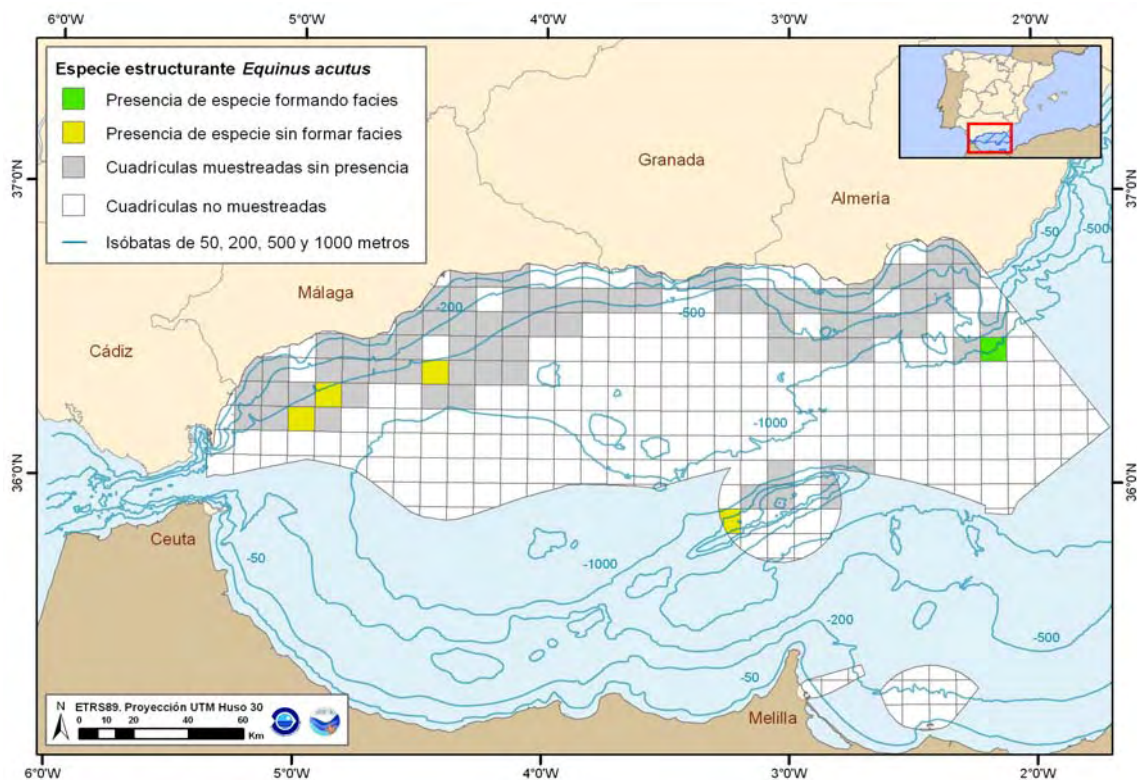


Figura 2. Distribución espacial de *Echinus acutus*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (1994-2010) en la demarcación de Alborán.

Como se pudo observar en la Figura 1, esta facies, se encuentra principalmente representado en los pisos circalitoral y batial de fondos blandos. En el piso circalitoral con arenas finas esta especie se encuentra formando facies en un 6,7% de las cuadrículas estudiadas con este tipo de fondo. Para el piso



batial, de arenas finas y fangos *Echinus acutus* también puede presentarse formando facies en un 16,7 y un 14,3% de las cuadrículas con este tipo de fondo, respectivamente (Figura 3)

La frecuencia media de ocurrencia para esta facies, ha variado a lo largo de las campañas realizadas, desde 1994 a 2010, observándose los mínimos en los años 2003 y 2009, con presencia en el número total de cuadrículas muestreadas, del 2,7 y del 2,6%, respectivamente. Por otro lado los máximos se muestrearon en las campañas del 94 y 97, con valores del 17,4% y 20% (Figura 4) La frecuencia para todo este periodo es del 8,15%, disminuyendo su extensión, en los últimos 5 años, hasta aparecer en un 6,95% del total de las cuadrículas muestreadas.

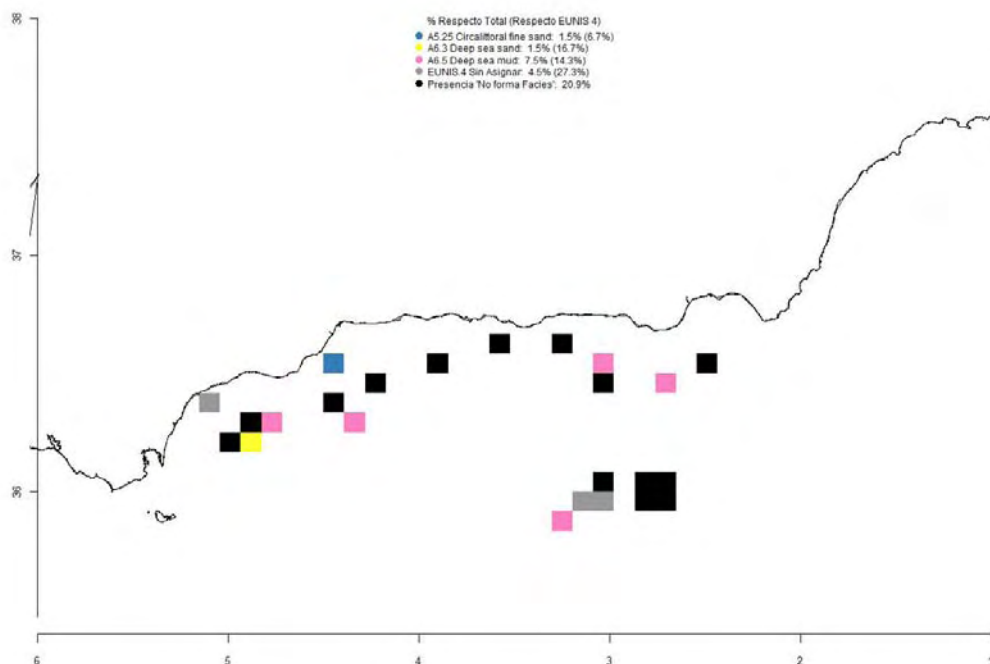


Figura 3. Distribución espacial del hábitat; fondos blandos circalitorales y batiales dominados por *Echinus acutus*

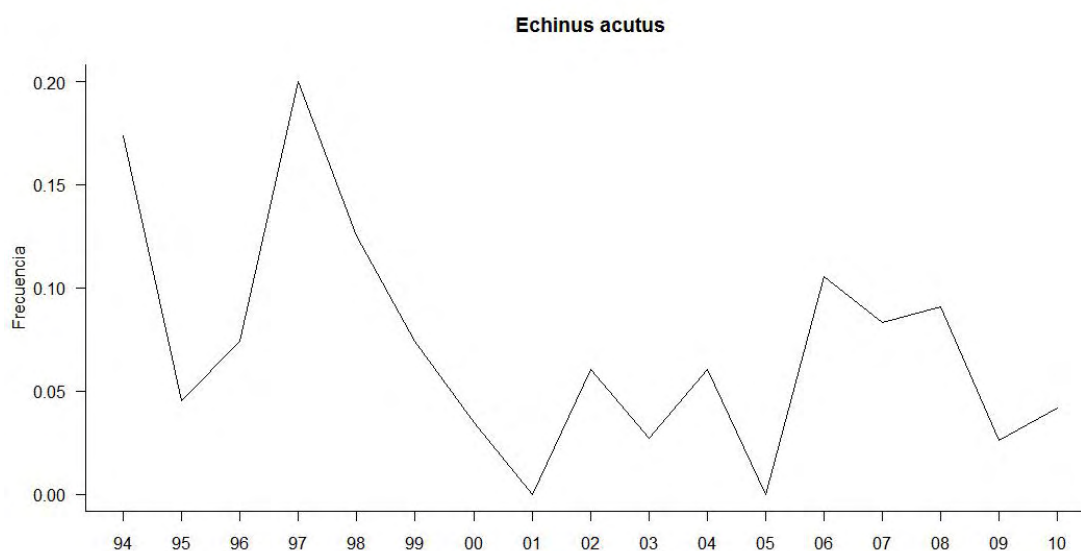


Figura 4. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Echinus acutus* respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.5$).

Aunque hay una fuerte caída en la frecuencia de aparición el ajuste lineal es no significativo.

INDICADORES	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
% aparición del hábitat en cuadrículas muestreadas	6,95	20,0

CRITERIO 1.6.: CONDICIÓN DEL HABITAT

1.6.1. Condición de especies y comunidades típicas

Las facies de *Echinus acutus*, presenta una comunidad asociada en la que podemos encontrar diferentes especies. A lo largo de las campañas MEDITS, se ha compilado un inventariado de especies, y entre las más representativas encontramos:

Alepocephalus rostratus

Argyropelecus hemigymnus

Aristeus antennatus

Bathynectes maravigna

Benthocometes robustus

Buccinum humphreysianum

Calocaris macandreae

Cassidaria tyrrhena

Cerastocopelus maderensis

Chauliodus sloani

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad



Conger conger

Echinus acutus

Epigonus denticulatus

Etmopterus spinax

Gadiculus argenteus

Galeus melastomus

Geryon longipes

Goneplax rhomboides

Histioteuthis bonnellii

Hoplostethus mediterraneus

Hygophum hygomii

Lampanyctus crocodilus

Ligur ensiferus

Maurolicus muelleri

Micromesistius poutassou

Myctophum punctatum

Nettastoma melanurum

Nezumia aequalis

Notacanthus bonapartei

Pagellus bogaraveo

Pagurus alatus

Pasiphaea multidentata

Phycis blennoides

Plesionika acanthonotus

Plesionika edwardsii

Plesionika heterocarpus

Plesionika martia

Polycheles typhlops

Pontocaris lacazei

Sergia robusta

Stomias boa boa

Todarodes sagittatus



La diversidad de la comunidad y su evolución en el tiempo fueron analizadas mediante el estudio de los dos siguientes índices; Diversidad (figura 5) y la Riqueza (Figura 6). La diversidad media asociada a las facies de *Echinus acutus*, se mantiene durante el periodo comprendido entre 1994 y 2010, en torno a unos valores que van desde los 1,57 (2002) a los 2,4 (2010), obteniendo incluso, algunos lances aislados en los muestreos de 2007, con una diversidad de hasta 3,26 (Figura 5)

La media de la diversidad asociada a esta especie es de 2,28, decreciendo levemente hasta un 1,9, tendencia negativa por tanto, en estos últimos 5 años.

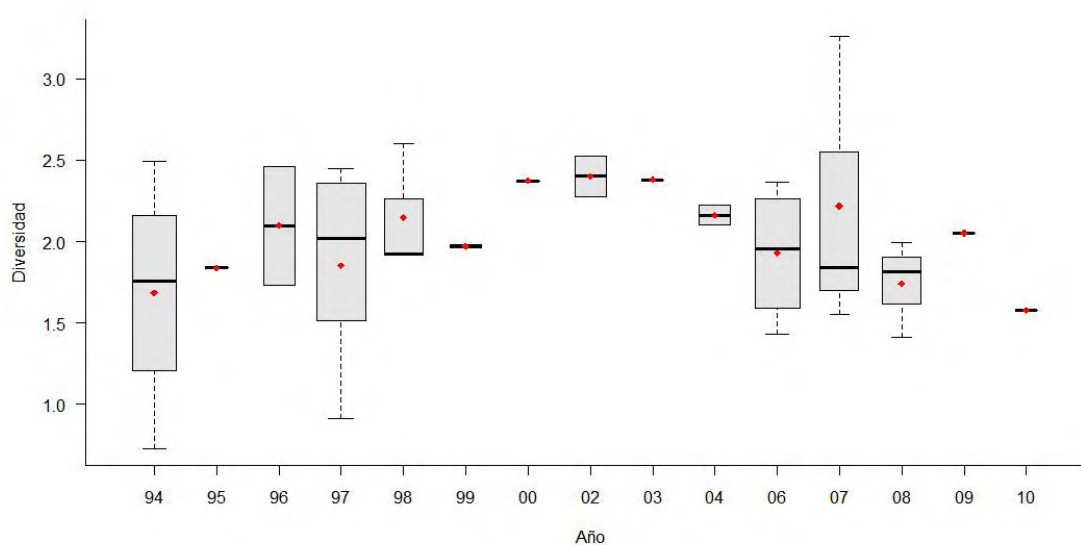


Figura 5. Diversidad anual del hábitat *Echinus acutus* en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.5$).

En cuanto a la riqueza, ocurre lo contrario que con la diversidad, siguiendo esta segunda una tendencia negativa, y la primera una positiva. Así la riqueza media a lo largo de los 15 años de presencia de esta facies, presenta un valor de 47,3 ascendiendo hasta los 50,8 en los últimos 5 años (Figura 6)

A lo largo del estudio, la riqueza media ha variado bastante, oscilando entre los 35,5 observados en la campaña del 1999, hasta los 63,0 de 2007, año en el que se obtuvieron lances con una riqueza de hasta 69,0.

Al contrario que en el caso de la diversidad, el índice de riqueza para esta facies no es muy homogéneo entre las diferentes campañas, existiendo diferencias significativas entre los valores de un año a otro.

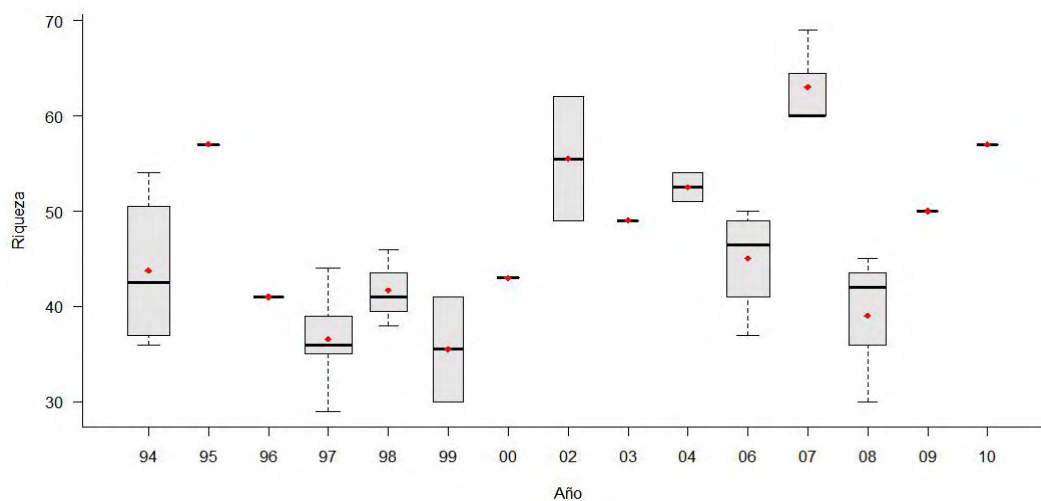


Figura 6. Riqueza específica anual del hábitat *Echinus acutus* en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.5$).

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Diversidad (Índice de Shannon)	1,9	2,4
Riqueza específica	50,8	57



1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

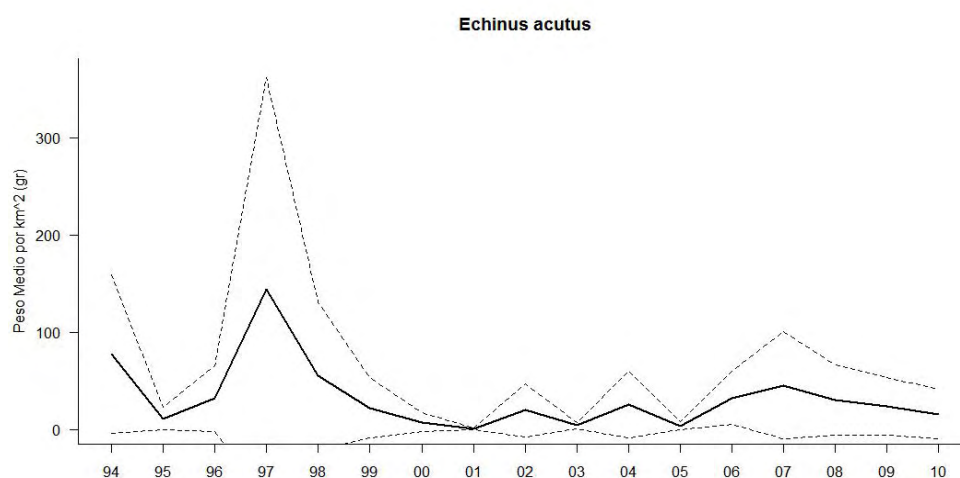


Figura 7. Evolución temporal de la biomasa media (g/km^2) de *Echinus acutus* en los fondos en los que forma facies en Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.5$).

La abundancia media del erizo de mar *Echinus acutus*, para el periodo de estudio es de $32,42 \text{ g/Km}^2$, disminuyendo en los últimos 5 años hasta los $29,56 \text{ g/Km}^2$, por lo que se da una tendencia negativa.

El valor medio más alto lo encontramos en la campaña de 1997, en la que se recogieron 144 g/Km^2 , realizándose lances de hasta 57373 g/Km^2 . En el último muestreo de 2010, el valor medio es de $15,72 \text{ g/Km}^2$, con abundancias máximas en algunos lances de hasta 6702 g/Km^2 .

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Abundancia (g/km^2)	$29,56 \text{ g/Km}^2$	$144,72 \text{ g/Km}^2$



FONDOS DE GRANDES BRAQUIÓPODOS CON GRYPHUS VITREUS

Código EUNIS: A.6.- Fondos profundos – A.6.3.- Arenas de fondos profundos – A.6.3.1 – Comunidades batiales de arenas detríticas con *Gryphus vitreus* / Listado de Hábitats del Mediterráneo: A.6.- Fondos profundos - *Fondos de reborde de plataforma – Fondos con *Gryphus vitreus*

23. DESCRIPCIÓN

Gryphus vitreus

Las comunidades de este braquiópodo se empiezan a encontrar en los fondos detríticos costeros del circalitoral (100-200 m) y del batial (>200 m), continuando hasta los fangos batiales por debajo de los 600 m dependiendo de la pendiente de talud (Emig, 1989). La fauna bentónica acompañante es principalmente reófila, con poliquetos, moluscos y equinodermos entre los principales grupos (Pérès, 1985). No es extraño encontrar entre estas comunidades moluscos como *Eledone cirrhosa* o peces como *Synchiropus phaeton*.

La biocenosis de *Gryphus vitreus* forma un cinturón más o menos amplio a lo largo del margen continental mediterráneo, suele establecerse en los fondos de cantos rodados y de conchas, especialmente entre los 120 y los 200 metros o en los fondos rocosos cercanos a zonas fangosas, entre los 150 y los 300 metros de profundidad, hasta los fondos batiales. Esta facies está relacionada de forma directa con las corrientes de agua y se sugirió por algunos autores como la biocenosis típica de la zona de transición entre el circalitoral y el batial (Falconetti, 1980; Emig, 1985, 1989b; Pérès, 1985). Es una especie muy abundante en todo el Mediterráneo con densidades de hasta 700 individuos/m² (Emig, 1987, 1988, 1989)

Aunque las comunidades de *G. vitreus* han sido habitualmente descritas para arenas detríticas, como ya hemos visto (así lo recogen EUNIS y BARCON en sus códigos A6.31 y V.2.1 respectivamente), esta especie también puede encontrarse en fondos arenoso-fangosos del batial. El braquiópodo *Gryphus vitreus* es un excelente indicador de la extensión de la biocenosis en relación con las variaciones hidrodinámicas, es una especie estenotópica (Arnaud y Emig, 1987).

Como suspensívoro, al igual que otros braquiópodos vive unido a pequeñas piedras o conchas (pero suele estar ausente en rocas). Su distribución abarca el Mediterráneo y NE Atlántico (Portugal, España, y Francia hasta el Canal de la Mancha)

EUNIS:

3.5.1.2.-*Fondos de reborde de plataforma con *Gryphus vitreus*



Criterio 1.4: DISTRIBUCIÓN DEL HÁBITAT

1.4.1. Rango de distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Reborde de plataforma/Talud superior
	Tipo de sustrato	Fondos blandos fangosos y arenas
	Rango de profundidad	12- 800 m
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Abundante en todo el Mediterráneo

Las facies de *Gryphus vitreus* se sitúan principalmente en la zona batial (Figura 1). La media de profundidad a la que podemos encontrar esta facies, esta comprendida entre los 639m (2003) y los 808m (2004), siendo para el global del estudio de 756m. En los últimos 5 años se observa una tendencia ascendente alcanzando una media batimétrica de 766,5m. El último año en el que se observa esta facies es el 2008, en el que el hábitat de *Gryphus vitreus* se ve situada entre los 716 y los 775m.

Probablemente esta facies forme un continuo desde los 639 hasta los 787m como observamos en los muestreos realizados durante el 2003.

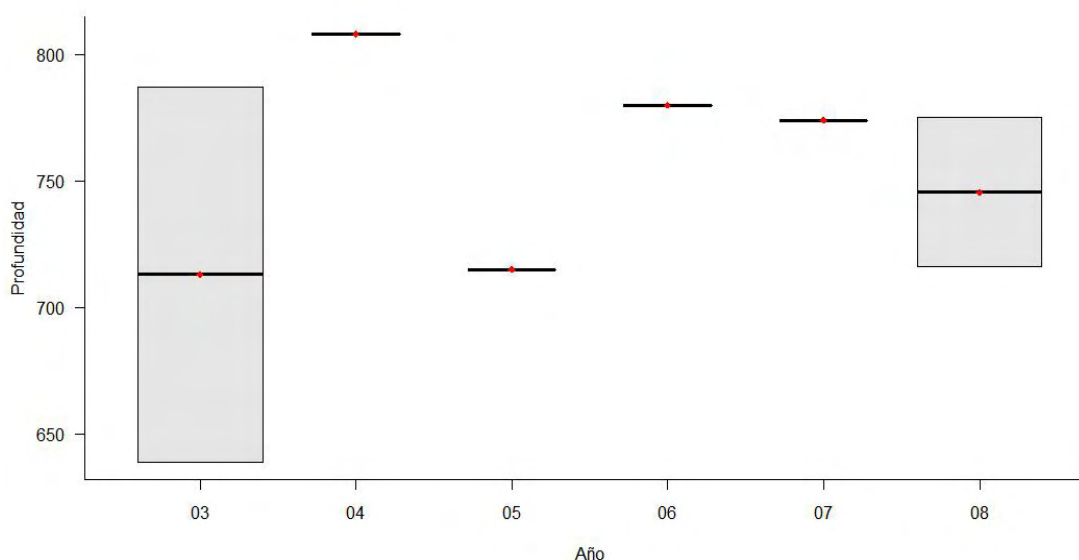


Figura 1. Distribución batimétrica anual del hábitat *Gryphus vitreus* en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.5$).



INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA
Rango batimétrico	716- 780m	639- 808m

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

1.5.1. Área ocupada por el hábitat

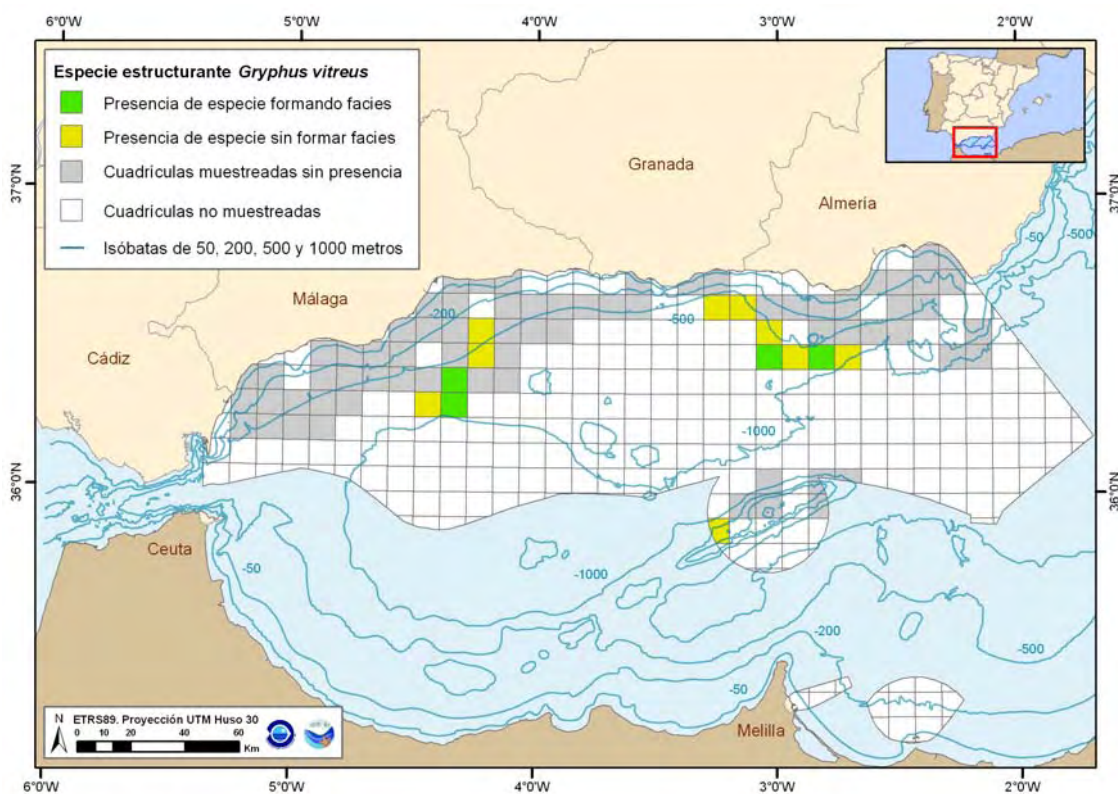


Figura 2. Distribución espacial de *Gryphus vitreus*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (2002-2010) en la demarcación del Estrecho-Alborán.

La distribución de *Gryphus vitreus* (Figura 2), en la demarcación de Estrecho-Alborán, abarca principalmente el piso batial de fondo blando, estando presente en el 10,5% del total de cuadrículas muestreadas, formando facies en el 3% del total de las cuadrículas muestreadas, y estando presente en un 7,5% de las mismas pero sin formar facie alguna (Figura 3)

Este braquiópodo es principalmente abundante en fondos batiales blandos, sobre todo fangosos en los que forma facies en un 5,7% de las cuadrículas muestreadas con este tipo de fondos.

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad



La frecuencia de esta facies, a lo largo de los 17 años de proyecto, de los que ha estado presente en 7 de ellos, muestra una media del 3,33% de presencia del total de cuadrículas muestreadas (Figura 4)

El porcentaje de cuadrículas en la que se encuentra la facies formada por el braquiópodo *Gryphus vitreus*, oscila entre los 6,06% de 2008 y los 2,6% de 2006.

De los últimos 5 años de campañas solo se localizó esta facies, en el 2006, 2007 y 2008, quedando ausente en 2009 y 2010. La tendencia de los 5 últimos años es ascendente con una media del 3,8 sobre la general del 3,3%

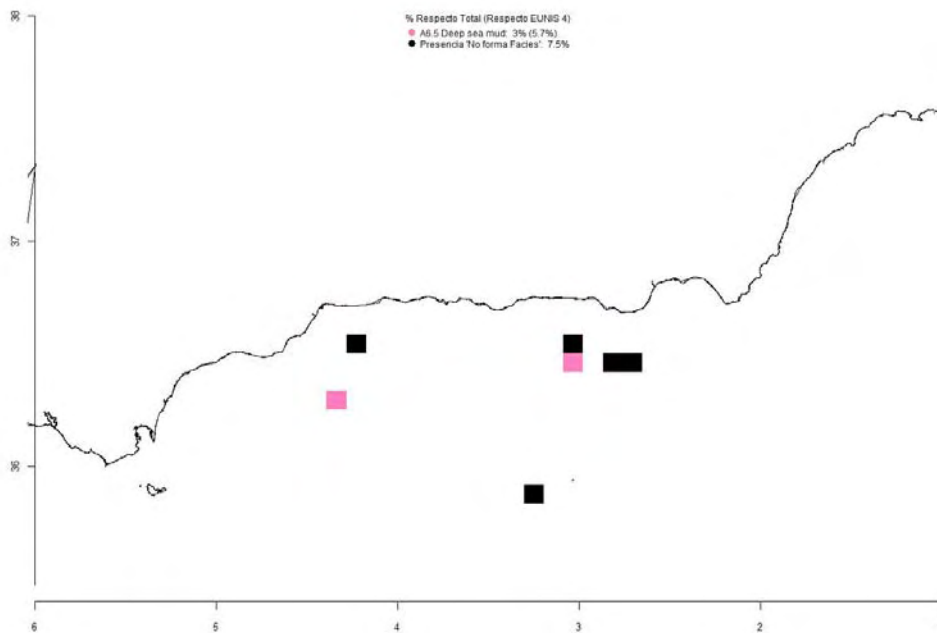


Figura 3. Distribución espacial acumulada del hábitat; fondos blandos batiales dominados por el braquiópodo *Gryphus vitreus*

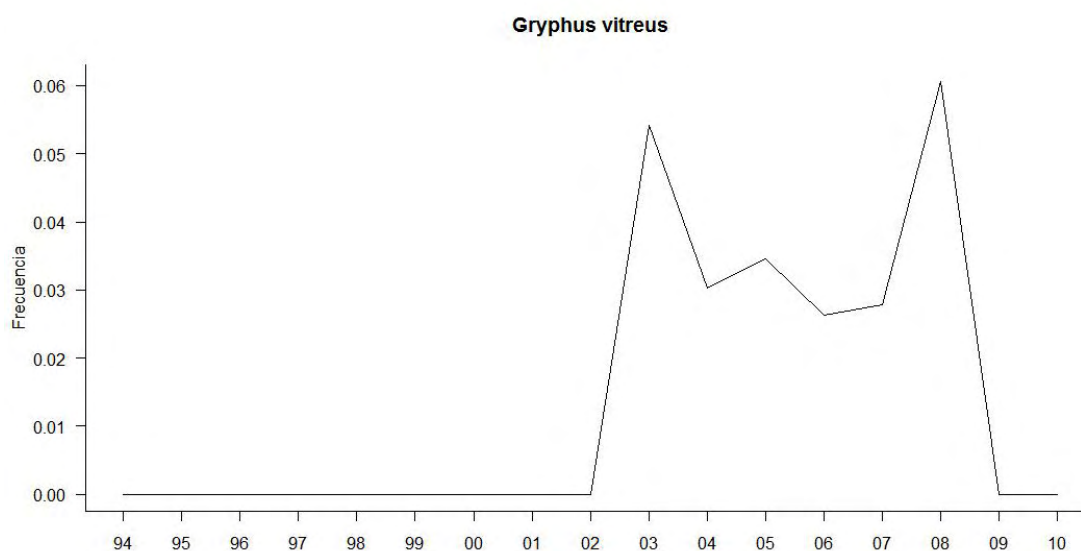


Figura 4. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Gryphus vitreus* respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.5$).

INDICADORES	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Área ocupada / Porcentaje de cuadrículas con presencia de hábitat	3,83	6,06

CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Especies y comunidades características asociadas:

Las facies de *Gryphus vitreus* encontradas en fondos blandos del piso batial, presentan una comunidad asociada, que ha sido inventariada (56 especies de fauna) a lo largo de todas las campañas MEDITS, entre las especies más significativas, se encuentran las mostradas a continuación:

Acanthephyra pelagica

Alepocephalus rostratus

Ancistroteuthis lichtensteinii

Aporrhais serresianus

Argyropelecus hemigymnus

Aristeus antennatus

Bathypolypus sponsalis

Brisingella coronata

Buccinum humphreysianum

Caelorhynchus caelorhynchus

Calocaris macandreae

Cassidaria tyrrhena

Cerastocopelus maderensis

Chimaera monstrosa

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad



Colus gracilis
Colus jeffreysianus
Conger conger
Cymonlia muricata
Dalatias licha
Echinus acutus
Echinus melo
Epigonus telescopus
Etmopterus spinax
Funiculina quadrangularis
Galeus melastomus
Geryon longipes
Gryphus vitreus
Helicolenus dactylopterus
Hoplostethus mediterraneus
Hygophum hygomii
Lampanyctus crocodilus
Leptometra phalangium
Mesoturia intestinalis
Monodaeus couchii
Nezumia aequalis
Pagurus alatus
Pasiphaea multidentata
Phycis blennoides
Plesionika acanthonotus
Plesionika martia
Polycheles typhlops
Rochinia carpenteri
Sergia robusta
Thenia muricata
Todarodes sagittatus
Trachyrhynchus scabrus
Veretillum cynomorium



La diversidad de la comunidad y su evolución en el tiempo fueron analizadas mediante el estudio de los siguientes índices; Diversidad (Figura 5) y Riqueza (Figura 6)

La diversidad asociada a la facies de *Gryphus vitreus* muestra una tendencia decreciente en los últimos 5 años, con una media de diversidad asociada de 1,58, frente a la media total del estudio es de 1,62

La diversidad media asociada a esta facies oscila entre los 1,77 de 2003 y los 1,5 de 2006, encontrando lances con valores de diversidad mayores, como ocurre en el caso de la campana de 2003, en las que se recogieron datos que alcanzaban los 1,98.

En el último año en el que ha estado presente esta facies (2008) se observaron lances, con valores de diversidad desde 1,41 a 1,68

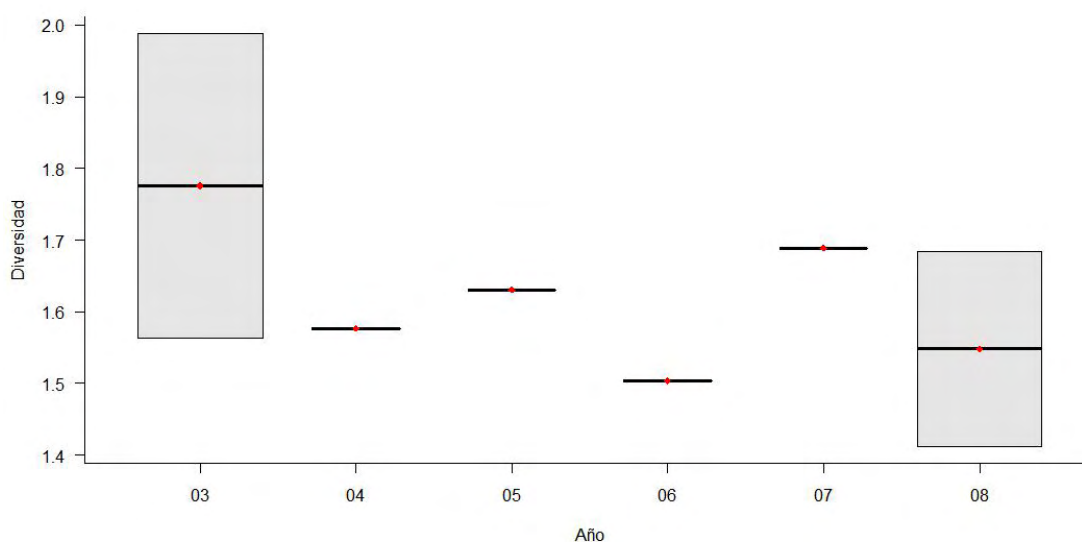


Figura 5. Diversidad anual del hábitat *Gryphus vitreus* en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la diversidad media no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.5$).

La riqueza asociada a la facies de *Gryphus vitreus*, muestra a lo largo de todo el estudio una media de 43,66, presentando una tendencia ascendente respecto de los datos recogidos en los últimos 5 años, que presentan una media de 44,83.

La riqueza asociada a esta facies oscila entre el valor mínimo recogido en la campaña de 2003, 2004 y 2006 con un valor de 41,0 mientras que el máximo lo encontramos en la de 2007 con una riqueza asociada de 51

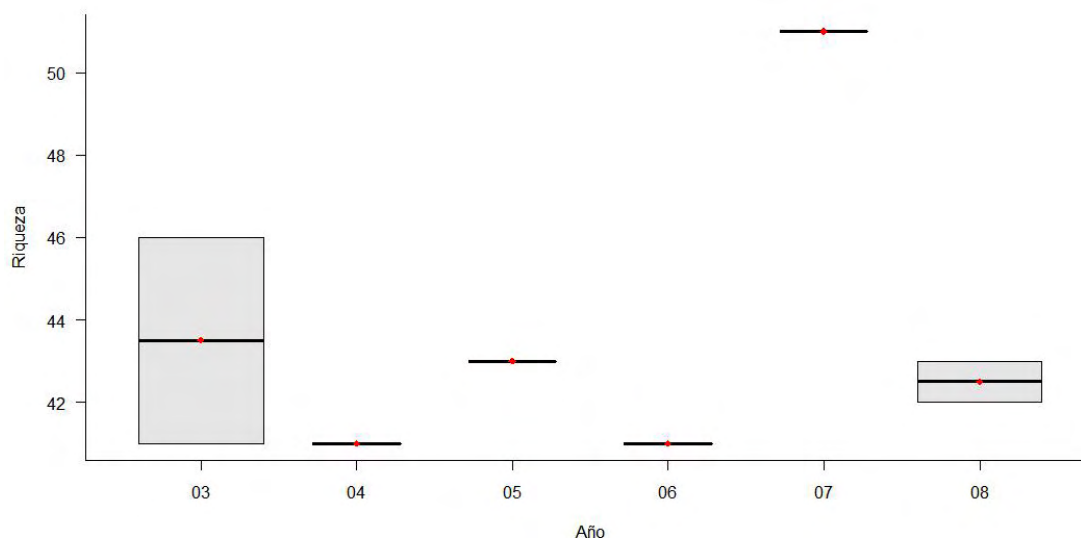


Figura 6. Riqueza específica anual del hábitat *Gryphus vitreus* en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.1$).

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Diversidad (Índice de Shannon)	1,58	1,77
Riqueza específica	44,83	43,5

1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

La abundancia media de *Gryphus vitreus* a lo largo del periodo de estudio ha ido sufriendo un paulatino incremento desde unos valores de 0,068 g/Km², 0,178 g/Km², 0,753 y 0,109 g/Km² en 1995, 1998, 2000 y 2001 a los 9,32 g/Km², abundancia máxima de la serie en 2008 (Figura 7)

Así, la media de la abundancia para todo el estudio es de 3,3 g/Km², siendo para los últimos 5 años de 4,74 g/Km², mostrando una tendencia claramente ascendente.

Por otro lado se han realizado lances con unos valores de abundancia mayores a las medias presentadas, como es el caso de la campaña de 2008 en la que se obtuvieron muestras que alcanzaban los 1776 g/Km².

El último año de campaña (2010), la abundancia media cayó hasta un 1,48 g/Km².

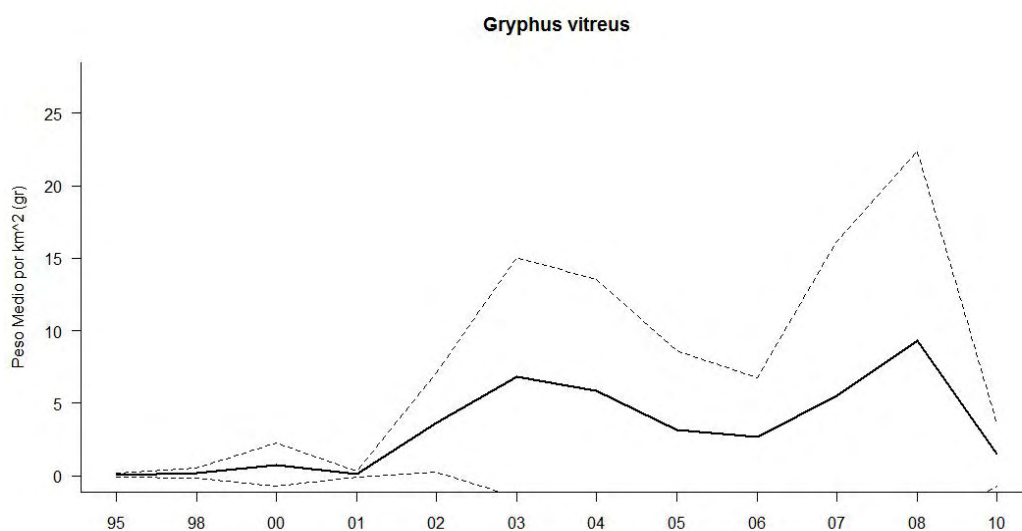


Figura 7. Evolución temporal de la biomasa media (g/km^2) de *Gryphus vitreus* en los fondos en los que forma facies de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.5$).

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Biomasa de la especie estructurante	4,74 g/Km^2	9,32 g/Km^2



FONDOS BLANDOS CON PRESENCIA O FACIES DE FUNICULINA QUADRANGULARIS

**Código EUNIS: A.6- Fondos profundos – A.6.5.- Fangos del mar profundo
– A.6.51. – Comunidades mediterráneas de fangos batiales- A6.513.**

**Facies de fangos blandos con *Funiculina quadrangularis* / Listado
Hábitats del Mediterráneo: A.6- Fondos profundos – A.6.5.- Fangos del
mar profundo – A.6.51. – Fangos batiales mediterráneos - Fangos
blandos con *Funiculina quadrangularis***

24. DESCRIPCIÓN

Funiculina cf. quadrangularis (Pallas, 1766)

El antozoo *Funiculina quadrangularis*, es un pennatuláceo que se distribuye por los fondos arenosos y fangosos, tanto en el Mediterráneo como en el Atlántico, ofreciendo sustrato para otras especies. Tiene una característica forma alargada pudiendo llegar a los 2 metros de longitud (Greathead *et al.*, 2007).

Funiculina quadrangularis es una especie relativamente bien conocida, que se distribuye desde la zona infralitoral profunda o la circalitoral hasta fondos abisales. Como la mayoría de los pennatuláceos, es capaz de colonizar sustratos arenosos, detríticos y también los fangosos que son más propios de las grandes profundidades marinas. Los pólipos autozooides (encargados de la alimentación y reproducción de la colonia), se desarrollan directamente del pólipo axial. *F. quadrangularis* se distribuye preferentemente en fangos finos en aguas profundas, y raramente ha sido documentada por encima de los 20 m, la profundidad mayor registrada hasta la fecha supera los 2000 m (Manuel, 1988). En determinados ambientes de gran productividad de la plataforma continental y también del talud puede llegar a formar densas poblaciones (Gili y Pagés, 1987). El rango batimétrico de esta especie se extiende desde los 40 m (Gili y Pagés, 1987) hasta los 2300 m de profundidad (Williams, 1990). En Canarias ha sido recolectada a 250 m.

Presenta una distribución casi cosmopolita, pues ha sido citada tanto en el Atlántico como en el Indopacífico (Madagascar, Japón y Nueva Zelanda) (Manuel, 1981). Aparte de los trabajos ya citados, y el de Edwards y Moore (2009), sobre la reproducción de esta especie, existe poca información sobre la misma siendo aún más escasa la relativa a aguas mediterráneas. Se conoce la presencia de poblaciones de esta especie en diversas localidades, especialmente en el mar Egeo, donde existen citas de la misma, con presencia importante en dicho mar, al menos en tiempos pasados (Vafidis *et al.*, 1994 y citas en este artículo). También en Argelia, se ha citado la presencia del crustáceo *Parapenaeus longirostris* con grandes densidades en la parte más somera del talud (200-400 m), en fondos fangosos ocupados por “praderas” de *F. quadrangularis* (Nouar y Maurin 2001), mostrando el papel que juega este pennatuláceo como “acumulador” de organismos del plancton suprabentónico. Este papel ha sido documentado también en otras zonas del Mediterráneo por Manning y Frogliá (1982), que observaron elevadas concentraciones de crustáceos, asociadas a las poblaciones de *F. quadrangularis*. También en zonas nor-atlánticas han sido consideradas las comunidades dominadas por pennatuláceos como

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV
288



“crustacean traps” (Eno *et al.*, 2001). Existe también información relativa al Golfo de León, donde Maurin (1968) documenta los fondos de entre 250 y 450 m como caracterizados por la presencia de *F. quadrangularis*. En la zona de Cabo de Creus también se ha citado la presencia de esta especie aunque con bajas abundancias (Gili *et al.*, 2011). Sin embargo la información general sobre la distribución de esta especie, la extensión y las características de sus poblaciones es escasa y muy fragmentaria.

En el Atlántico es conocida de las costas inglesas, Escocia, Azores y del noreste de estas islas; también está presente en el Mediterráneo Occidental. En Canarias, en la isla de Lanzarote.

El factor antropogénico que más afecta a la distribución de *F. quadrangularis* es la perturbación física propia de las actividades de pesca de arrastre (Hughes, 1998)

EUNIS asociados:

3.6.1.1.- *Fangos batiales mediterráneos, fangos blandos con *Funiculina quadrangularis* y/o *Aporrhais serresianus*

CRITERIO 1.4: DISTRIBUCIÓN DEL HÁBITAT

1.4.1. Rango de distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Batial
	Tipo de sustrato	Fondos fangosos compactados
	Rango de profundidad	500-1200 m
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Cosmopolita, citada tanto en el Atlántico como en el Indo pacífico (Madagascar, Japón y Nueva Zelanda)

Funiculina quadrangularis, a lo largo de la serie de campañas, ha estado presente formando facies en tan solo 3 de los 17 años, apareciendo en la demarcación, principalmente en los fondos batiales blandos y no superando los 639 m. En bibliografía se han encontrado ejemplares, hasta los 2300 metros de profundidad.

La profundidad media a la que se encuentra la facies de *Funiculina quadrangularis* presenta una tendencia descendente, estando presente cada vez, a cotas batimétricas menos profundas, siendo la media global de los 3 años en los que esta facies se presenta de 590 m (Figura 1).

La máxima profundidad, se observó durante los muestreos del 2003 con una media de 639 m, decreciendo para el año 2004 hasta una cota de 573, para presentarse en 2007, último año en el que se ha determinado esta facies, a 559 m de profundidad.

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Rango batimétrico	559m	550-639m

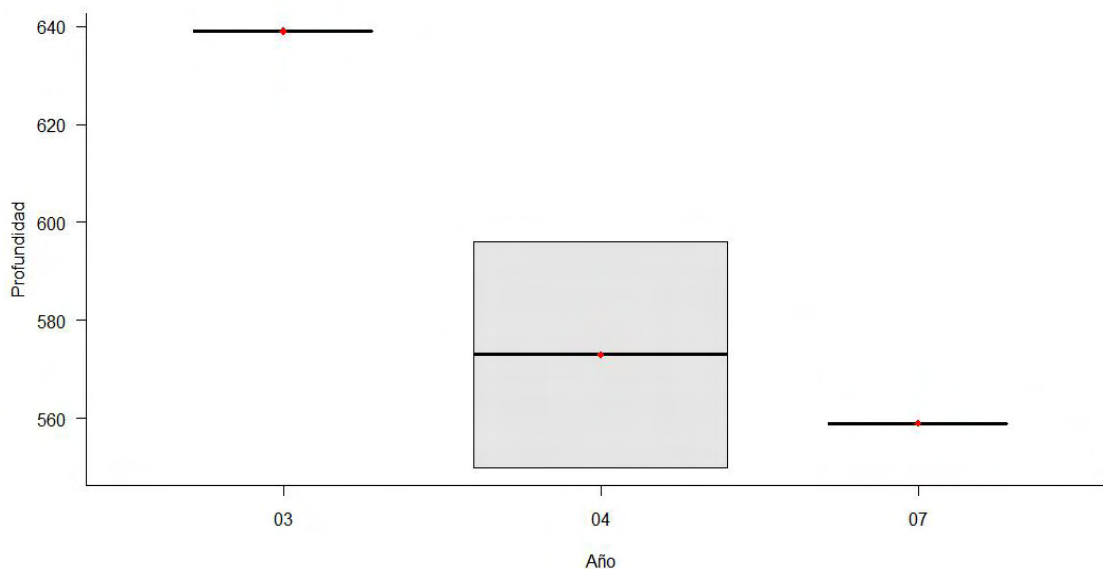


Figura 1. Distribución batimétrica anual del hábitat *Funiculina quadrangularis* en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.5$).

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

1.5.1. Área ocupada por el hábitat

F. quadrangularis se ha encontrado presente en el 28,4% de las cuadrículas muestreadas (Figura 2), formando facies (presenta abundancias por encima del umbral predeterminado de 800 individuos/km²) en los fondos batiales blandos con sustrato fangoso en el 2,9% de las cuadrículas con este tipo de fondo. Es una especie frecuente en los fondos profundos no descartándose la posibilidad de que a mayor profundidad se encuentren mayores abundancias, de la demarcación del Estrecho-Alborán, apareciendo en un 26,9% de las cuadrículas totales muestreadas sin formar facies alguna (Figura 3)

El ajuste lineal mostró que el porcentaje de aparición de *F. quadrangularis* en el total de cuadrículas muestreadas en la demarcación del Estrecho-Alborán se mantiene estable a lo largo de la serie analizada (Figura 4).

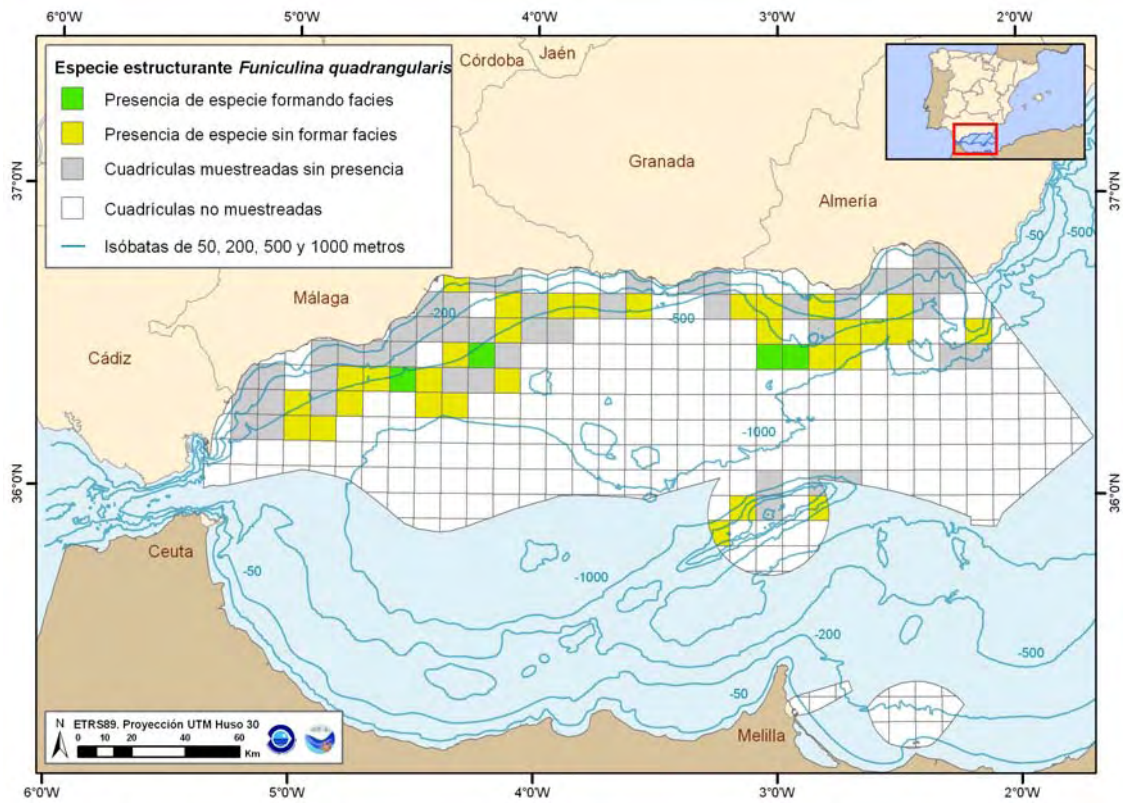


Figura 2. Distribución espacial de *Funiculina quadrangularis*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (Península Ibérica: 1994-2010) en la demarcación del Estrecho-Alborán.

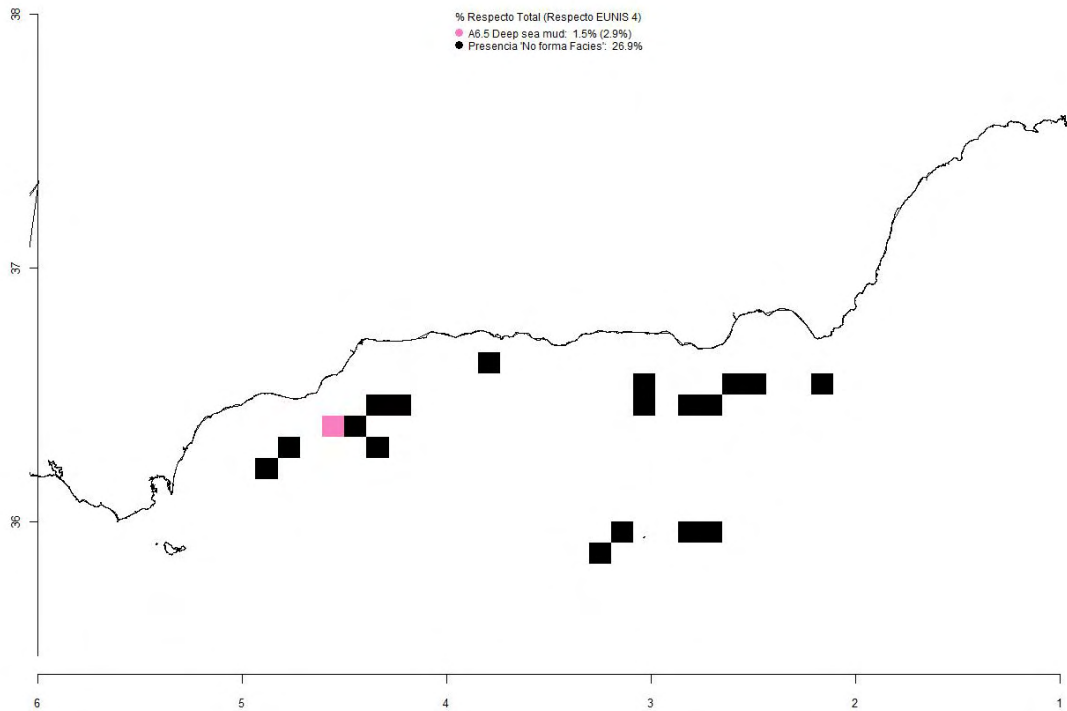




Figura 3. Distribución espacial acumulada del hábitat; fondos blandos circalitorales y batiales dominados por *Funiculina quadrangularis*

La frecuencia de ocurrencia de la facies de *Funiculina quadrangularis*, es baja a lo largo del presente estudio, estando presente esta facies en tan solo 3 años, 2003, 2004 y 2007, teniendo en cuenta tan solo los datos de estos 3 muestreos, el valor medio resultante es del 3,8% de cuadrículas, en las que esta presente esta facies, del total de muestreadas. Para los últimos 5 años, el único valor de que disponemos es el recogido en la campaña de 2007, con un 2,78%, generando una tendencia negativa, en el número de cuadrículas presente desde el 2003, primer año en el que se estudia esta facies hasta 2007, último año en el que esta presente (Figura 4)

El porcentaje máximo se obtuvo en la campaña de 2004 con un 6% de cuadrículas con presencia de esta facies mientras que el mínimo se vio reflejado en la campaña de 2003 con un 2,7%.

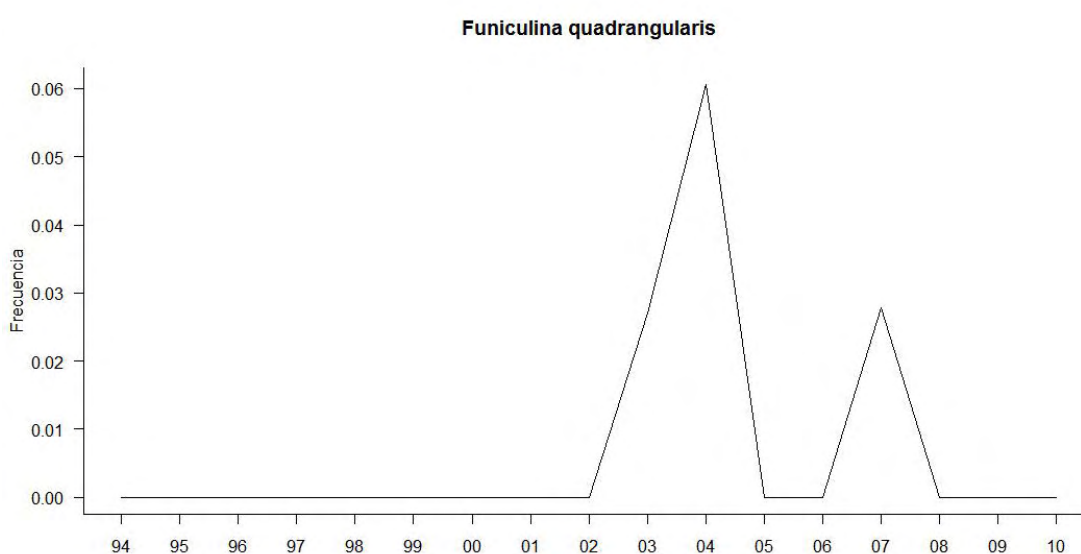


Figura 4. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Funiculina quadrangularis* respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.5$).

INDICADORES	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Área ocupada / Porcentaje de cuadrículas con presencia de hábitat	0,0278	0,0606



CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Condición de especies y comunidades típicas

Los fondos de *F. quadrangularis* presentan un alto número de especies asociadas, que a lo largo de las campañas (82 especies de fauna), se han ido recogiendo e inventariando, y entre otras las de mayor relevancia, son las que se presentan a continuación:

<i>Aporrhais serresianus</i>	<i>Ophiothrix quinquemaculata</i>
<i>Bathynectes maravigna</i>	<i>Oxynotus centrina</i>
<i>Bathypolypus sponsalis</i>	<i>Pagellus bogaraveo</i>
<i>Brisingella coronata</i>	<i>Pagurus alatus</i>
<i>Caelorhynchus caelorhynchus</i>	<i>Pasiphaea multidentata</i>
<i>Calocaris macandreae</i>	<i>Philine catena</i>
<i>Cassidaria tyrrhena</i>	<i>Phycis blennoides</i>
<i>Chimaera monstrosa</i>	<i>Plesionika acanthonotus</i>
<i>Epigonus denticulatus</i>	<i>Plesionika gigliolii</i>
<i>Etmopterus spinax</i>	<i>Plesionika martia</i>
<i>Galeodea tyrrhena</i>	<i>Polycheles typhlops</i>
<i>Galeus atlanticus</i>	<i>Polycheles typhlops</i>
<i>Galeus melastomus</i>	<i>Rochinia carpenteri</i>
<i>Gryphus vitreus</i>	<i>Sergestes arcticus</i>
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	<i>Sergia robusta</i>
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	<i>Solenocera membranacea</i>
<i>Histioteuthis bonnellii</i>	<i>Tethyaster subinermis</i>
<i>Histioteuthis reversa</i>	<i>Thenia muricata</i>
<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	<i>Todarodes sagittatus</i>
<i>Hygophum benoiti</i>	<i>Todaropsis eblanae</i>
<i>Hymenocephalus italicus</i>	<i>Torpedo (Tetronace) nobiliana</i>
<i>Isidella elongata</i>	<i>Trachyrhynchus scabrus</i>
<i>Lampanyctus crocodilus</i>	
<i>Nephrops norvegicus</i>	
<i>Nezumia aequalis</i>	
<i>Octopus salutii</i>	
<i>Ophiothrix fragilis</i>	



La diversidad de la comunidad su evolución en el tiempo fueron analizados mediante el estudio de los dos siguiente índices; Diversidad (Figura 5) y la Riqueza (Figura 6)

La diversidad asociada a las facies de *Funiculina quadrangularis* sigue una leve tendencia positiva, siendo la media global de la diversidad asociada a esta facies de 2,0 y la de los últimos 5 años (en este caso se corresponde con la de 2007, por no tener otro dato disponible) es de 2,02 (Figura 5)

La diversidad máxima se observó en la campaña de 2004 con un valor de 2,24 y la mínima también en este año con un 1,75

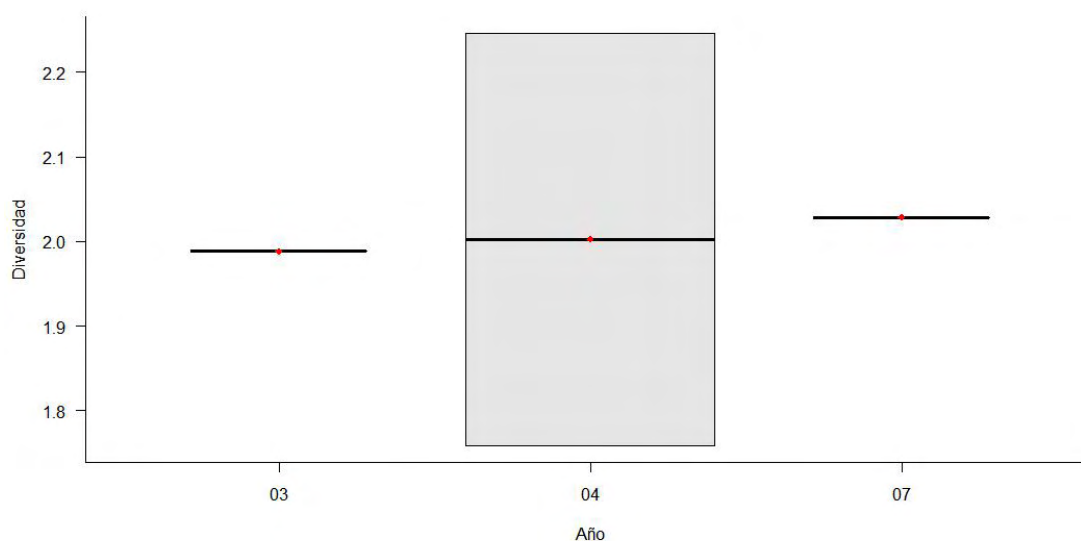


Figura 5. Diversidad anual del hábitat *Funiculina quadrangularis* en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la diversidad media mostró una tendencia significativamente ascendente ($p < 0.01$).

En cuanto al índice de riqueza tiene una tendencia creciente, partiendo en 2003, desde un valor de 41, mínimo de la serie, a 56,5 en la campaña de 2004 y el máximo presentado en 2007, con un valor de 73,0. (Figura 6)

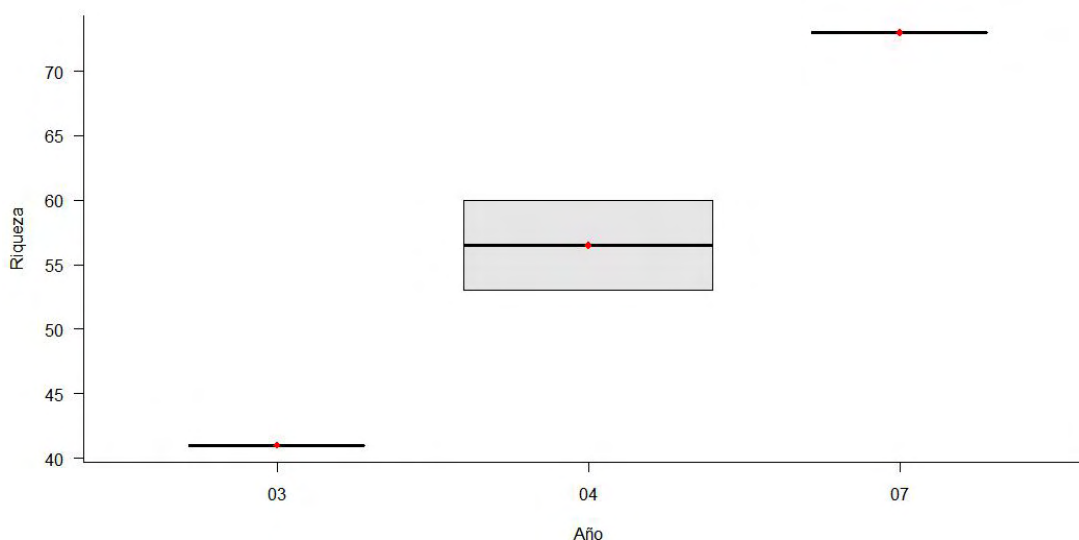


Figura 6. Riqueza específica anual del hábitat *Funiculina quadrangularis* en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.05$).

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Diversidad (Índice de Shannon)	2,028	2,028
Riqueza específica	73	73

1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

La abundancia media, para el periodo de estudio de esta especie es de 3,24 siendo la de los últimos 5 años de 2,93, presentando así una tendencia negativa (Figura 7)

Los valores de abundancia media, alcanzaron su máximo en los muestreos del 96 (1602 g/Km²) y los mínimos en el 2010 (16,9 g/Km²), llegándose a recoger lances con unas abundancias máximas de 3202 g/Km².

A lo largo de los 17 años de proyecto *Funiculina quadrangularis* ha sido estudiada en 13 de ellos, presentando tres picos, en 1996 con un máximo de 1602 g/Km², en 2003 con uno de 3202 g/Km² y en 2007 con 1685 g/Km².

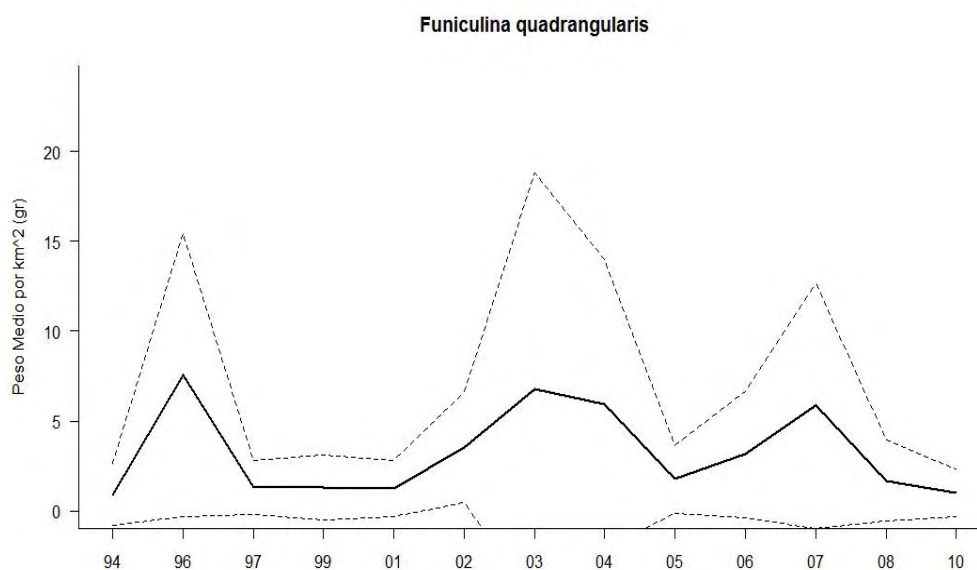


Figura 7. Evolución temporal de la biomasa media (g/km^2) de *Funiculina quadrangularis* en los fondos en los que forma facies de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa mostró una tendencia significativamente descendente ($p < 0.05$).

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Biomasa de la especie estructurante	2,932 g/Km^2	7,57 g/Km^2



FONDOS DE ISIDELLA ELONGATA

**Código EUNIS: A6 - Fondos profundos - A6.5.- Fangos del mar profundo
- A6.51. - Comunidades mediterráneas de fangos batiales - A6.514. -
Facies de fangos compactos con *Isidella elongata* / Listado Hábitats del
Mediterráneo: A.6- Fondos profundos - A.6.5.- Fangos del mar
profundo - A.6.51. - Fangos batiales mediterráneos- Fangos compactos
con *Isidella elongata***

25. Descripción

Isidella elongata (Esper, 1788)

La facies de *Isidella elongata* ha sido recolectada en la zona batial a partir de los 300 m de profundidad, siendo abundante en los fondos con sedimento fino compactos entre 200 y 1200 m de profundidad (Carpine y Grasshoff, 1975). Es una especie que caracteriza los fondos batiales con sedimentación, donde puede enterrar su base en forma de raíz para anclarse al sustrato. Aparece con otras especies características, como son las esponjas del género Corallistes, la gorgonia: *V. flagellum* y el coral amarillo *Dendrophyllia cornigera*.

Esta especie es muy conocida en el Mediterráneo y recientemente se ha encontrado en algunos puntos del Golfo Ibero-Marroquí (Weinberg y Grasshoff, 2003). Pérès y Picard (1964) ya mencionaron en su “Bionomía bentónica del Mediterráneo” de hace más de tres décadas. El estado general que estas de las poblaciones de “praderas” de *Isidella* parecían mostrar era el de regresión, comparándolo con las poblaciones atlánticas, que describen “como en mejor estado de conservación”.

Esta situación de mayor deterioro de las praderas de *Isidella* en el Mar Mediterráneo, la atribuyen dichos autores, al aumento de la presión de la actividad pesquera. También trabajos recientes (Maynou y Cartes, 2011) mencionan la presión de la pesca de arrastre como una de las causas de la regresión de esta especie en aguas mediterráneas.

En la costa mediterránea española se conoce la presencia de *Isidella elongata* en la costa brava catalana (p.ej. Maurin, 1968; Matallanas, 1979; Gili *et al.*, 1987), y en la cuenca balear, en la plataforma continental somera y semi profunda, estando presente fundamentalmente en áreas ocupadas por fondos sedimentarios y materia orgánica particulada; esta especie aparece junto con organismos suspensívoros (especialmente detritívoros) como holoturias y erizos irregulares (Cartes *et al.*, 2009).

En Canarias es sólo conocida de los fondos cercanos a la isla de La Graciosa, pero probablemente se encuentre en otras zonas del archipiélago.

EUNIS asociados:

3.6.1.2.-*Fangos batiales mediterráneos con *Isidella elongata*



CRITERIO 1.4: DISTRIBUCIÓN DEL HÁBITAT

1.4.1. Rango de distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Batial
	Tipo de sustrato	Fondos fangosos compactados
	Rango de profundidad	300 – 1200 m
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Esta especie eminentemente Mediterránea. Recientemente se ha encontrado en algunos puntos del Golfo Ibero-Marroquí (Weinberg y Grasshoff, 2003). En Canarias es sólo conocida de los fondos cercanos a la isla de La Graciosa.

Solamente hay descrita una presencia de *Isidella elongata* en fondos circalitorales blandos en la cabecera del Cañón de Almería. Las facies de *Isidella elongata* se sitúan principalmente en la zona batial (Figura 1) a partir de los 300 metros de profundidad según los datos bibliográficos, en el estudio realizado, en los muestreos de 2007 se encontraron ejemplares de esta especie a 800 metros de profundidad. Sólo se ha podido corroborar la facies de *Isidella elongata* en la campaña realizada en el 2007, a una profundidad de 799 m. en la Isla de Alborán.

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

1.5.1. Área ocupada por el hábitat

La presencia de *I. elongata* sólo se observa en las cuadrículas muestreadas del este del mar de Alborán, en el área de la Bahía y Cañón de Almería, y en la Isla de Alborán, donde en una cuadrícula se supera el umbral predeterminado (90 kg/km²) para considerar que la especie forma facies (Figura 1).

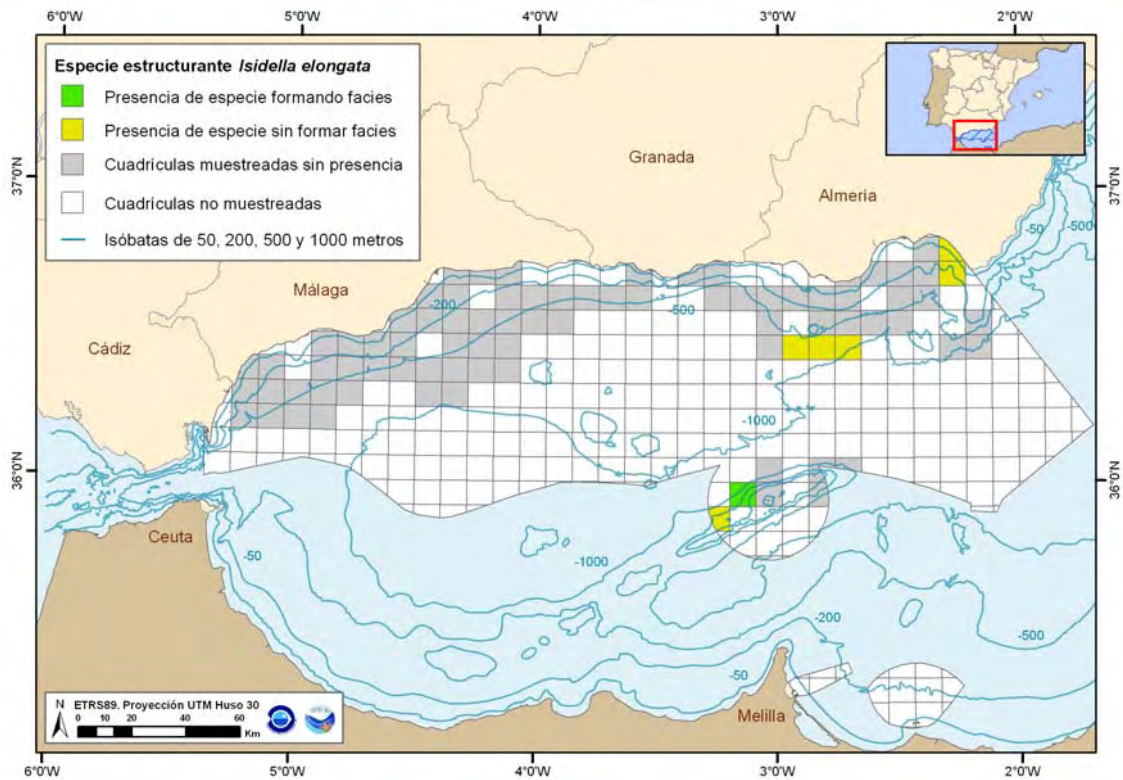


Figura 1. Distribución espacial de *Isidella elongata*, en cuadrículas de 5x5 millas, obtenida con toda la serie de campañas MEDITS (1994-2010) en la demarcación del Estrecho-Alborán.

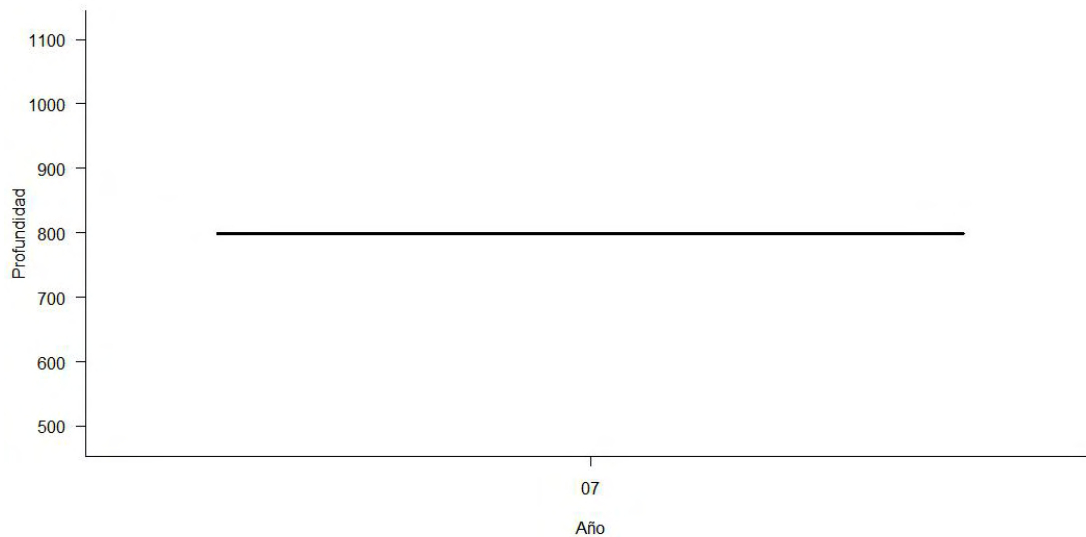


Figura 2. Distribución en profundidad para el periodo estudiado del hábitat; fondos blandos circalitorales y batiales dominados por *Isidella elongata*



INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Rango batimétrico	799 m	799 m

Isidella elongata se encuentra presente en el 4,5% del total de las cuadrículas muestreadas, formando facies en el 1,5% de las mismas, (Figura 2). Como se comentó antes, *Isidella elongata* es frecuente en fondos batiales pudiéndose encontrar también en la última parte del circalitoral. En el 3% de las cuadrículas muestreadas no forma facies.

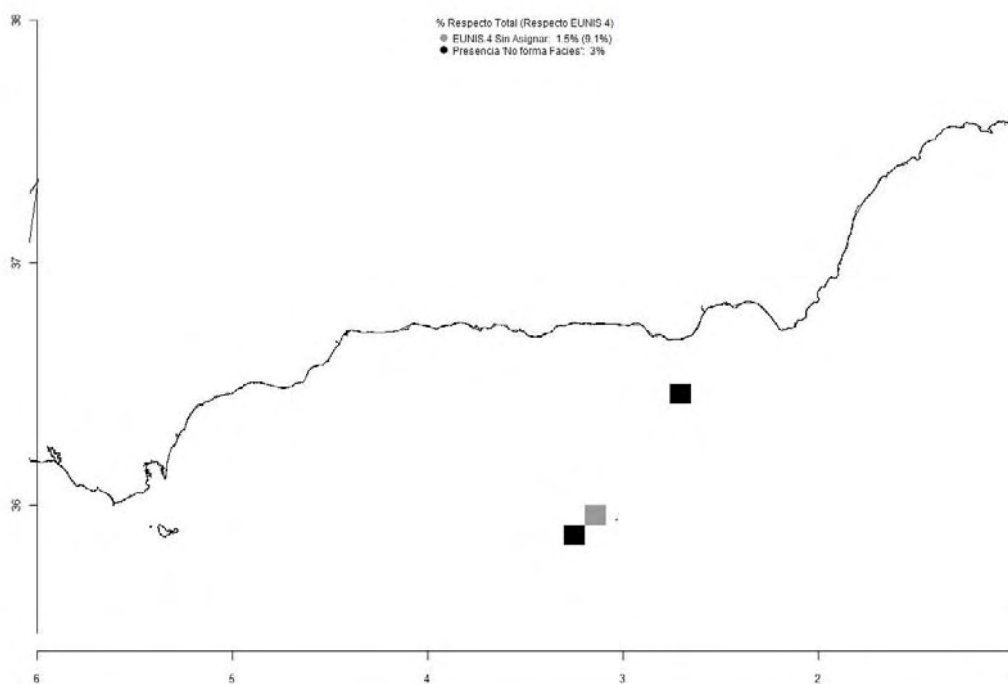


Figura 3. Distribución espacial del hábitat; fondos blandos circalitorales y batiales dominados por *Isidella elongata*

El porcentaje de aparición de *Isidella elongata* en el número de cuadrículas estudiadas, a lo largo del periodo, sin tener en cuenta las campañas en las que no se registró la presencia de la misma, es del 2,78% (Figura 3 y 4).

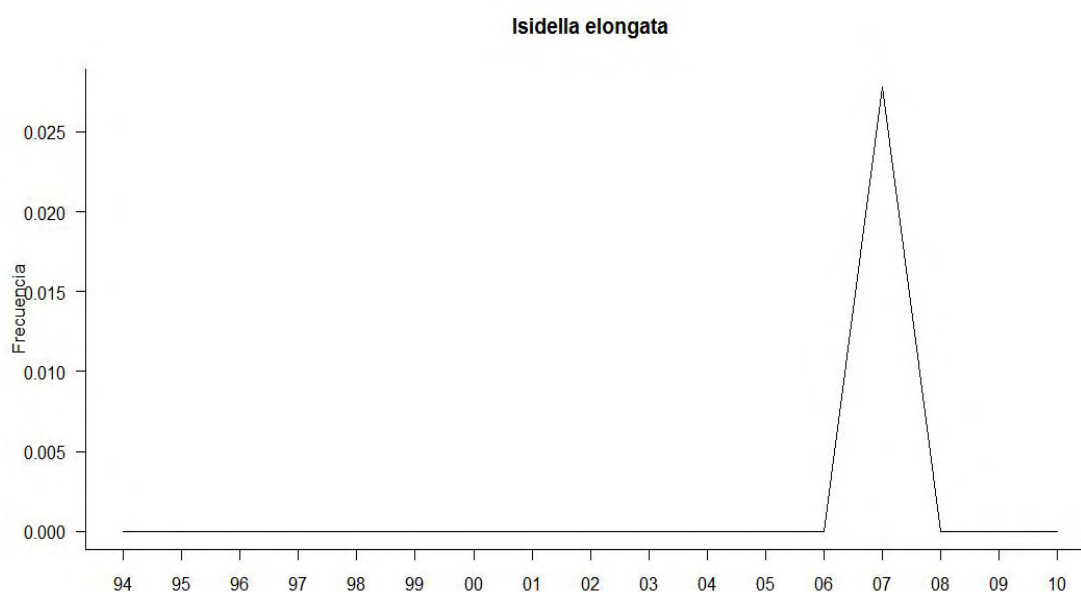


Figura 4. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas con el hábitat; fondos blandos circalitorales y batiales dominados por *Isidella elongata*

INDICADORES	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Área ocupada / Porcentaje de cuadrículas con presencia de hábitat	0,0278	0,0278

CRITERIO 1.6.: CARACTERÍSTICAS DEL HABITAT

1.6.1. Condición de especies y comunidades típicas

Isidella elongata se encuentra en los fondos circalitorales y batiales compartiendo hábitat con otras especies estructurantes como: *Laminaria rodriguezii*, *Gryphus vitreus*, *Funiculina quadrangularis*, *Stichopus regalis*.

Además, a lo largo de los años de la serie histórica, se han ido inventariando las especies asociadas a esta facies, y entre las más representativas, podemos encontrar las que se exponen a continuación:

Polybius henslowi

Acanthephyra eximia

Alepocephalus rostratus

Amigdalum politum

Aristeus antennatus

Bathynectes maravigna

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad



Bathypolypus sponsalis
Brisingella coronata
Caelorhynchus caelorhynchus
Cassidaria tyrrhena
Chimaera monstrosa
Cidaris cidaris
Coelorhynchus labiatus
Conger conger
Dardanus arrosor
Echinus melo
Epigonus telescopus
Etmopterus spinax
Galeus atlanticus
Galeus melastomus
Geryon longipes
Hoplostethus mediterraneus
Laminaria rodriguezii
Lampanyctus crocodilus
Luidia sarsi
Lunatia fusca
Neorossia caroli
Nezumia aequalis
Notacanthus bonapartei
Pagellus bogaraveo
Pagurus alatus
Pasiphaea multidentata
Phycis blennoides
Plesionika acanthonotus
Plesionika martia
Pyrosoma atlanticum
Sergia robusta
Todarodes sagittatus
Trachyrhynchus scabrus



La diversidad de la comunidad y su evolución en el tiempo fueron analizadas mediante el estudio de los dos siguientes índices; Diversidad (Figura 5) y Riqueza (Figura 6).

La diversidad asociada a la facies de *Isidella elongata* durante la campaña realizada en el 2007, único dato del que se dispone es de 2,46 (Figura 5)

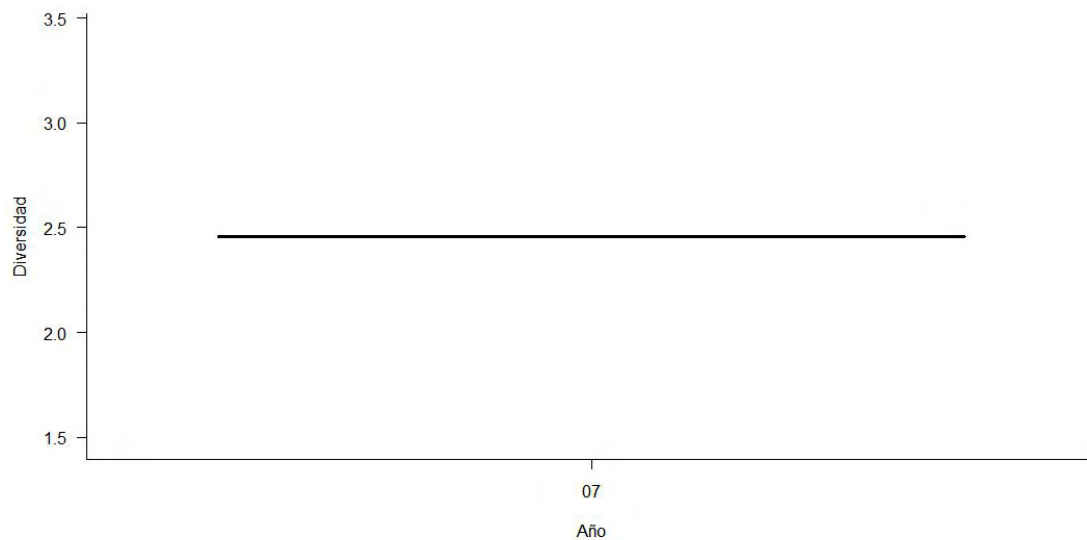


Figura 5. Diagrama de cajas mostrando la evolución temporal de la diversidad en el hábitat; fondos blandos circalitorales y habitales dominados por *Isidella elongata*

La riqueza de la facies asociada a *Isidella elongata* en la única campaña en la que se ha localizado esta facies es de 42 (Figura 6)

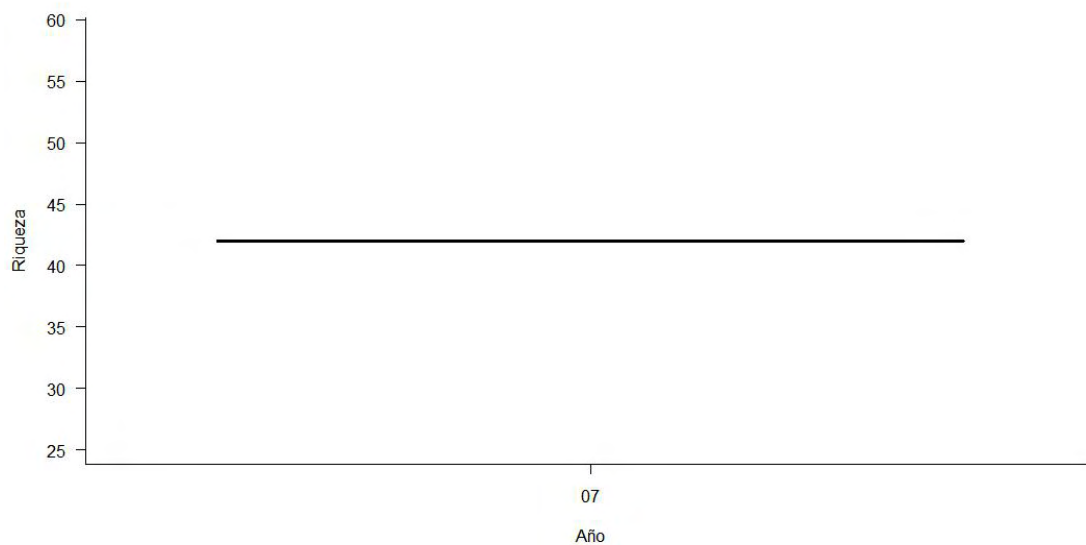


Figura 6. Diagrama de cajas mostrando la evolución temporal de la riqueza para el hábitat; fondos blandos circalitorales y habitales dominados por *Isidella elongata*

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Riqueza	42	42
Diversidad	2,46	2,46



1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

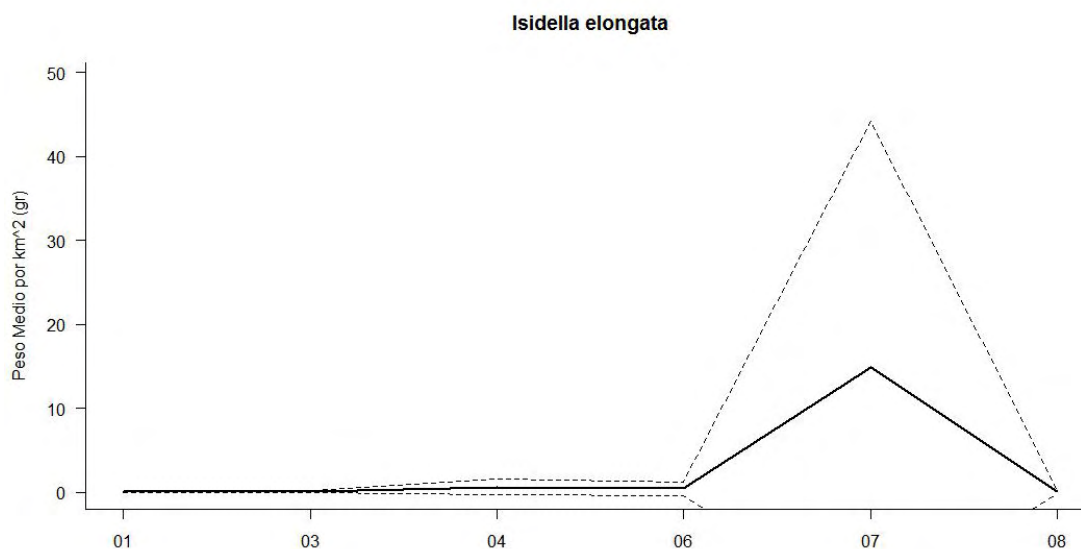


Figura 7. Evolución temporal de los pesos medios y de los pesos máximos y mínimos (línea de puntos) de *Isidella elongata*

La abundancia de *Isidella elongata* durante los 6 años estudiados, muestra unos valores constantes muy bajos, no pasando de una abundancia media de 0,63 g/Km². En la campaña de 2007 se observó una crecida de la abundancia media, que llegó a alcanzar los 14,9 g/Km². para en la campaña posterior de 2008 volver a los valores iniciales (0,130 g/Km²) Figura 7

A partir de 2008 no se vuelve a identificar a *Isidella elongata* en ninguno de los muestreos.

El punto de abundancia máxima lo encontramos en lances realizados en el 2007, llegando a alcanzar unos valores de hasta 7832 g/Km²

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Biomasa de la especie estructurante	5,14 g/Km ²	14,89 g/Km ²

FONDOS PROFUNDOS DEL TALUD CONTINENTAL-FONDOS CON CIDARIS CIDARIS

Código EUNIS: A.6.- Fondos profundos – A.6.3.- Arenas de fondos profundos – A.6.3.1 – Comunidades batiales de arenas detríticas con *Cidaris cidaris* / Listado de Hábitats del Mediterráneo: A.6.- Fondos

Demarcación Estrecho y Alborán
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 1: Biodiversidad

Anexo IV
305



profundos - *Fondos de reborde de plataforma – Fondos con *Cidaris cidaris*

26. DESCRIPCIÓN

Cidaris cidaris: LINNEO, 1758

Distribución y biología. Mediterráneo y el Atlántico oriental, desde Noruega a las islas de Cabo Verde, en los informes de otros mares, existe confusión con otras especies. Su batimetría oscila aproximadamente desde los 50 a los 2000 m de profundidad.

Es seguro, sin embargo, que esta especie vive en diversos sustratos como: en los fondos fangosos Cherbonnier (1956) con frecuencia asociados con *Leptometra* y *Stichopus*. También los podemos ver con frecuencia junto a los briozoos zoantidei, serpulidi, percebes, pequeños moluscos. También se observó el Mediterráneo junto a *Phalacrostemma cidariophilum*.

C. cidaris se alimenta de una variedad de animales bastante diversa, con predilección por las esponjas y gorgonias.

CRITERIO 1.4: DISTRIBUCIÓN DEL HÁBITAT

1.4.1. Rango de distribución del hábitat

Rango de distribución en esta demarcación	Zona	Batial
	Tipo de sustrato	Fango y Fango-arenoso
	Rango de profundidad	Desde los 200m a los 800m
	Exposición al oleaje	Por debajo de la acción del oleaje
Rango de distribución geográfica		Mediterráneo y el Atlántico oriental, desde Noruega a las islas de Cabo Verde

Las facies de *Cidaris cidaris* se sitúan principalmente en fondos circalitorales y batiales (Figura 1) no suelen superar los 2000m de profundidad (según los datos bibliográficos) en las campañas realizadas los valores medios no superan los aproximadamente 650m.

El rango batimétrico varía a lo largo de la serie histórica desde los 50m a los 650m en los años 1998 y 2001 respectivamente. En los últimos 5 años del 2006 al 2009 se observa una mayor heterogeneidad entre los lances de cada uno de los años. Los valores medios van desde los 250m del 2008 a los 550m del 2007.

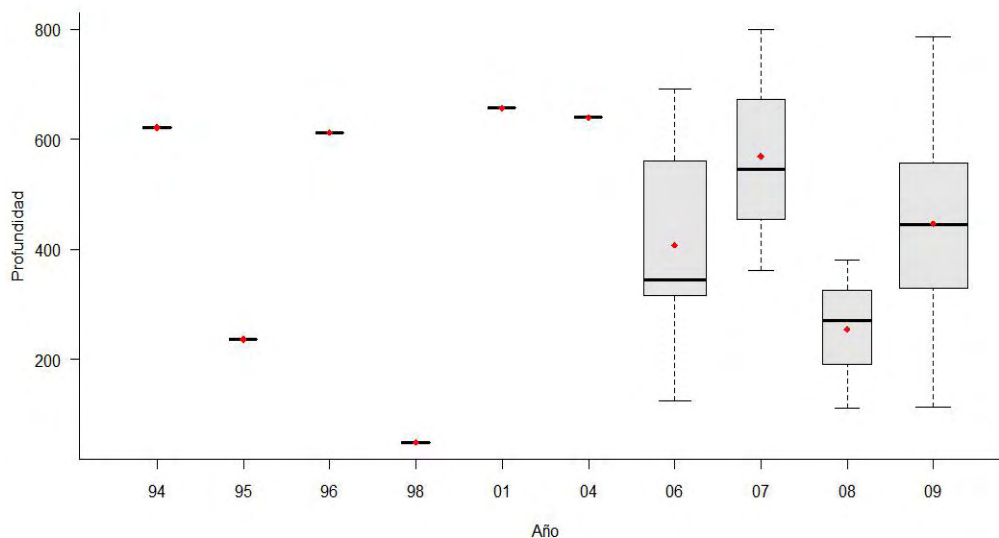


Figura 1. Distribución batimétrica anual del hábitat *Cidaris cidaris* en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la profundidad media no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.5$).

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Rango batimétrico	329 - 561	329 - 561

CRITERIO 1.5: EXTENSIÓN DEL HÁBITAT

1.5.1. Área ocupada por el hábitat

Cidaris cidaris se encuentra presente en el 13,4% del total de las cuadrículas muestreadas, formando facies en el 3% de las mismas (Figura 2), *Cidaris cidaris* se encuentra principalmente formando facies en fondos circalitorales y batiales de la Isla de Alborán.

En los muestreos realizados se encontró a *Cidaris cidaris* sin formar facies en un 10,4% de las cuadrículas muestreadas.

La proporción en el número de cuadrículas en la que *Cidaris cidaris* aparece, se ha incrementado notablemente en los últimos 5 años, con excepción del 2010 en el que esta especie ha permanecido ausente, tomando valores que superan el 15% de apariciones en el total de cuadrículas estudiadas (Figura 3)



La frecuencia de aparición de *Cidaris cidaris*, a lo largo de este estudio a variado, oscilando entre los valores de 2,5 obtenidos en el 2004 a los 15% del 2009, todo esto sin contar con las campañas en las que no ha estado presente esta especie, 1997, 1999, 2000, 2002, 2003 y 2005.

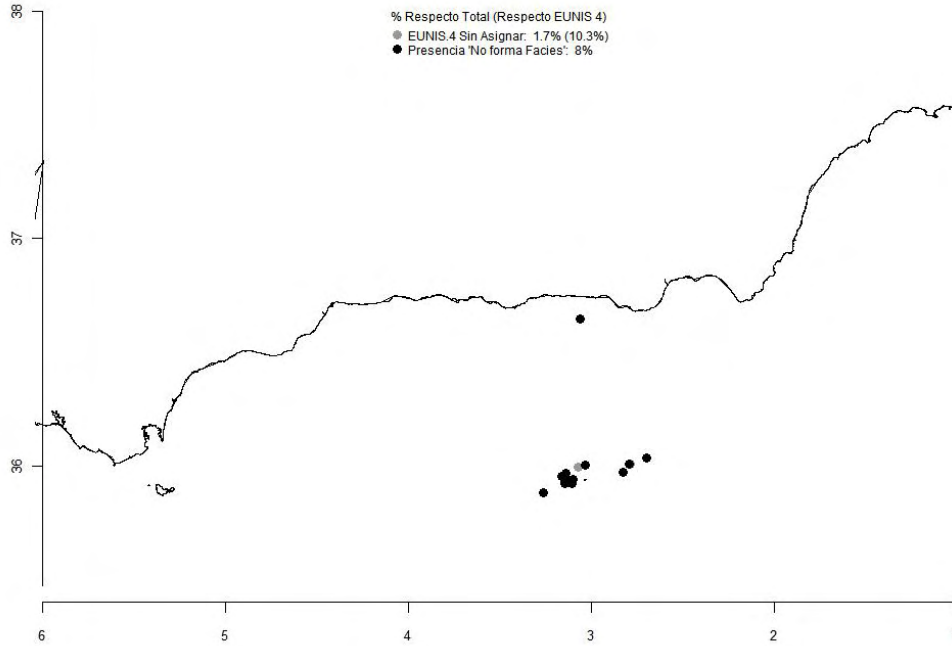


Figura 2. Distribución espacial acumulada del hábitat; fondos blandos circalitorales y batiales dominados por *Cidaris cidaris*

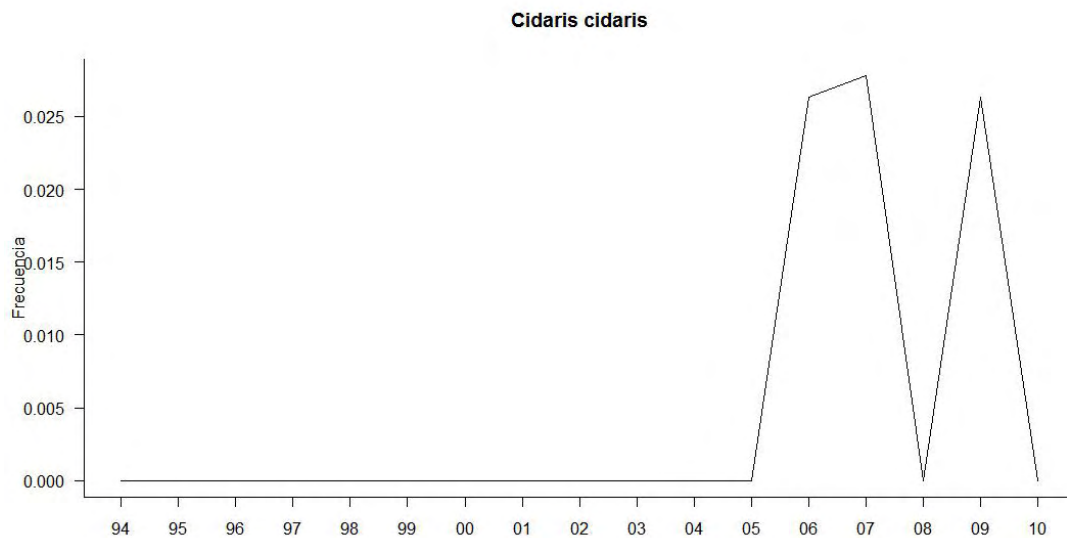




Figura 3. Evolución temporal de la frecuencia de cuadrículas (5x5 millas) con presencia del hábitat *Cidaris cidaris* respecto del total de cuadrículas muestreadas en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. El ajuste mediante regresión lineal para la frecuencia de cuadrículas no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.5$).

INDICADORES	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
% aparición del hábitat en cuadrículas muestreadas	2,68	2,78

CRITERIO 1.6.: CONDICIÓN DEL HABITAT

1.6.1. Especies y comunidades características asociadas:

Las facies de *Cidaris cidaris*, presenta una comunidad asociada en la que podemos encontrar diferentes especies. A lo largo de la serie histórica MEDITS, se ha compilado un inventariado de especies, y entre las más representativas encontramos:

Poecillastrea compressa, *Rhizaxinella pyrifer*, *Ciocalypta penicillus*, *Phakellia ventilabrum*, *Suberites carnosus* y otras típicas del coralígeno, como *Petrosia ficiformis*, *Acanthella acuta*, *Axinella polypoides*, *A. verrucosa* o *Axinella infundibuliformis*, esta última en las costas del norte de España. Los cnidarios también están bien representados, como *Alcyonium palmatum*, *Paralcyonium elegans*, *Eunicella verrucosa*, *Gerardia savaglia*, los madreporarios *Dendrophyllia ramea* y, a mayor profundidad, *D. cornigera*, y el coral negro *Antipathes fragilis*. Hay que destacar que, en este tipo de comunidad y sólo en la zona del Estrecho de Gibraltar, puede encontrarse el hidrocoralario *Erina aspera*, al que suele acompañar el balano *Pachylasma giganteum* y el gasterópodo *Pedicularia sicula*. Son también frecuentes los briozoos (*Hornera frondiculata*, *Porella cervicornis*). Son muy características de esta comunidad algunas especies de braquiópodos, como *Megathiris detruncata*, *Novocrania anomala*, *Platidia anomioides*, *Megerlia truncata* y *Terebratulina retusa*, y diversas ascidias (*Styela partita*, *Didemnum spp.*). En lugares donde el hidrodinamismo no es muy intenso es frecuente el coral rojo (*Corallium rubrum*). A menor profundidad (infralitoral) esta especie aparece en la comunidad de cuevas sumergidas (tipo de hábitat 8330 Cuevas marinas sumergidas o semisumergidas).

Entre la fauna vágil aparecen los crustáceos decápodos *Palinurus elephas*, *Paromola cuvieri* o *Munida intermedia*, entre otros, numerosos equinodermos: *Antedon mediterranea* o *A. bifida*, dependiendo de la zona geográfica mediterránea o atlántica, respectivamente, *Echinaster sepositus*, *Ophiacantha setosa*, *Echinus acutus*, *Centrostephanus longispinus*, *Holoturia forskali*.

La diversidad de la comunidad y su evolución en el tiempo fueron analizados mediante el estudio de los dos siguientes índices; Diversidad (figura 4) y Riqueza (figura 5).

La diversidad asociada a las facies de *Cidaris cidaris* muestra grandes oscilaciones a lo largo de toda la serie histórica, variando los valores medios desde los 1,2 presentados en 1996 a algo más de 2,4 observados en 2007.



En los últimos 5 años parece que los valores tienden a 2,4 salvo los de 2009 que cayeron a 1,8. Además se observa una mayor heterogeneidad en los valores de los lances para cada año de estos últimos 5, que de los anteriores, que eran mucho más homogéneos.

Para el índice de riqueza también observamos que se dan valores mucho más homogéneos entre los lances para cada año que en los realizados en los últimos 5 años, quizás debido a que en estos últimos se recogieron más lances con presencia de *Cidaris cidaris*.

Los valores de riqueza observados para el conjunto de la serie histórica varían desde los 55 de 1995 a los 40 de 2008.

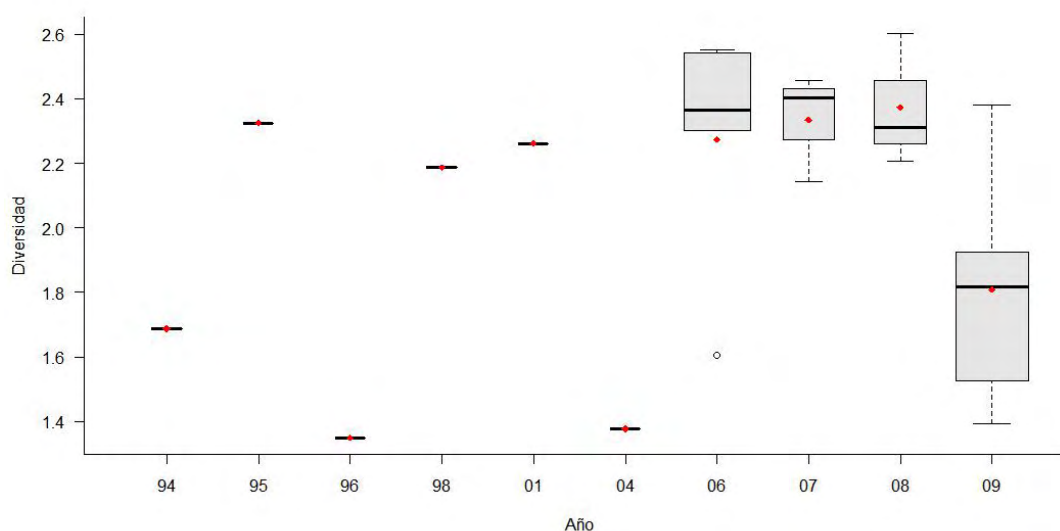


Figura 4. Diversidad anual del hábitat *Cidaris cidaris* en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.5$)

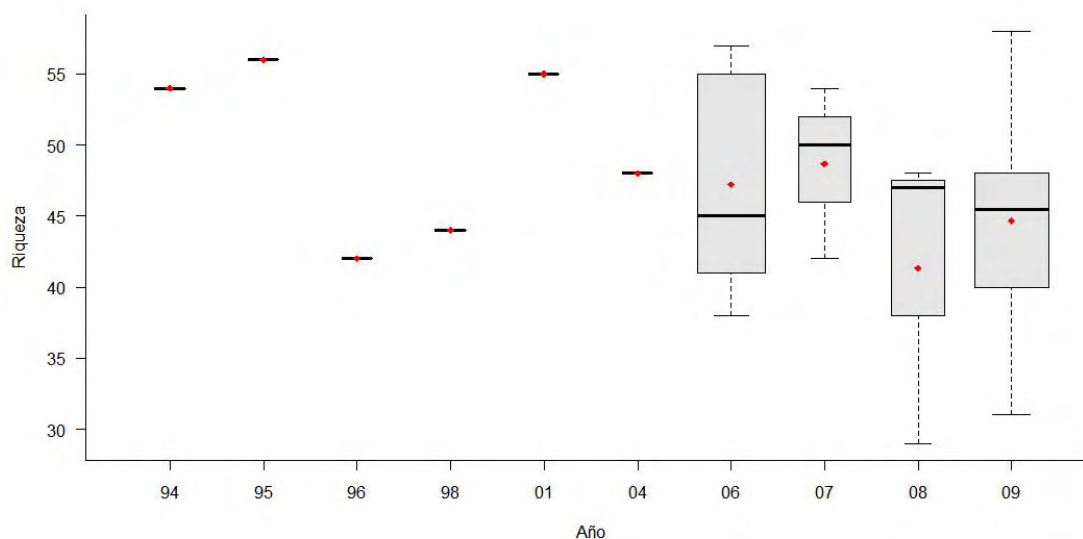


Figura 5. Riqueza específica anual del hábitat *Cidaris cidaris* en los fondos profundos de Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Los puntos rojos muestran los valores promedio, la barra horizontal gruesa la mediana, las barras finas los valores mínimo y máximo y los círculos negros los valores atípicos, mientras que los límites inferior y superior de la caja representan el primer y tercer cuartil, respectivamente, y su amplitud el número de muestras por campaña. El ajuste mediante regresión lineal para la riqueza específica media no mostró ninguna tendencia significativa ($p>0.5$).

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Diversidad (Índice de Shannon)	2,01	2,36
Riqueza específica	47	50

1.6.2. Abundancia relativa y/o biomasa

La abundancia media de *Cidaris cidaris* a lo largo de los 17 años de estudio, ha oscilado, pudiéndose observar, una tendencia positiva en los últimos años, desde 1994, en el que comenzaron los muestreos con un valor de pocos g/Km², hasta valores que superan los 10 g/Km² en el 2009 (Figura 6).

Además se observan varios picos de abundancia media en los años 2001, 2006 y 2009 con valores aproximados de 3, 15 y 15 g/Km² respectivamente.

Han existido máximos de abundancia en lances realizados durante 2006 y 2009 de hasta 33 y 36 g/Km².

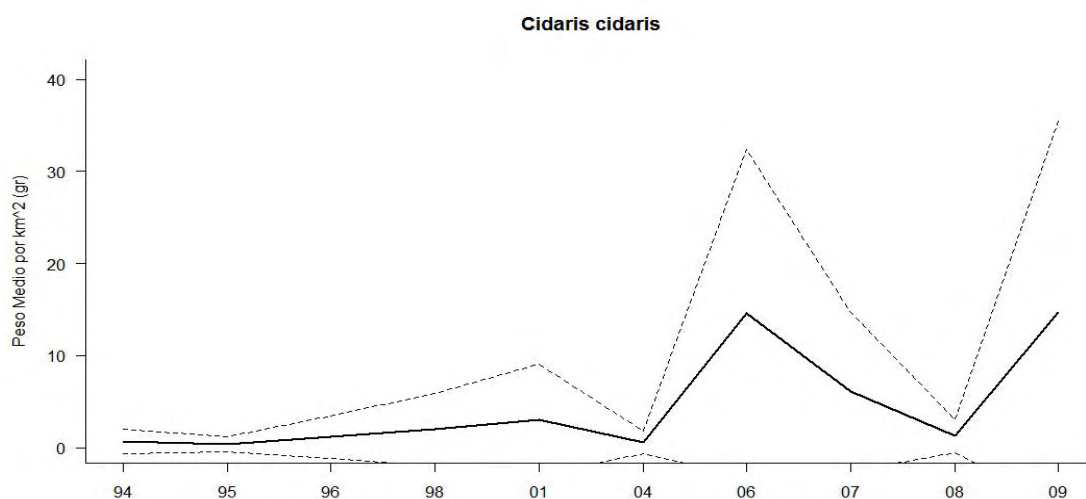


Figura 6. Evolución temporal de la biomasa media (g/km^2) de *Cidaris cidaris* en los fondos en los que forma facies en Alborán, obtenida en la serie de campañas MEDITS. Las líneas discontinuas indican los valores mínimo y máximo. El ajuste mediante regresión lineal para los valores promedio de biomasa no mostró ninguna tendencia significativa ($p > 0.5$).

INDICADOR	VALOR EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Abundancia (g/km^2)	9,15 g/Km^2	5428 g/Km^2



REFERENCIAS

Las referencias bibliográficas citadas en este anexo están recogidas en el apartado “4. 1 Referencias a las fichas de hábitats”, de la memoria del Descriptor 1.

Anexo V. Apartado 1

Especies sensibles que cumplen con los objetivos individuales en términos de peso (indicador 1.2.1).

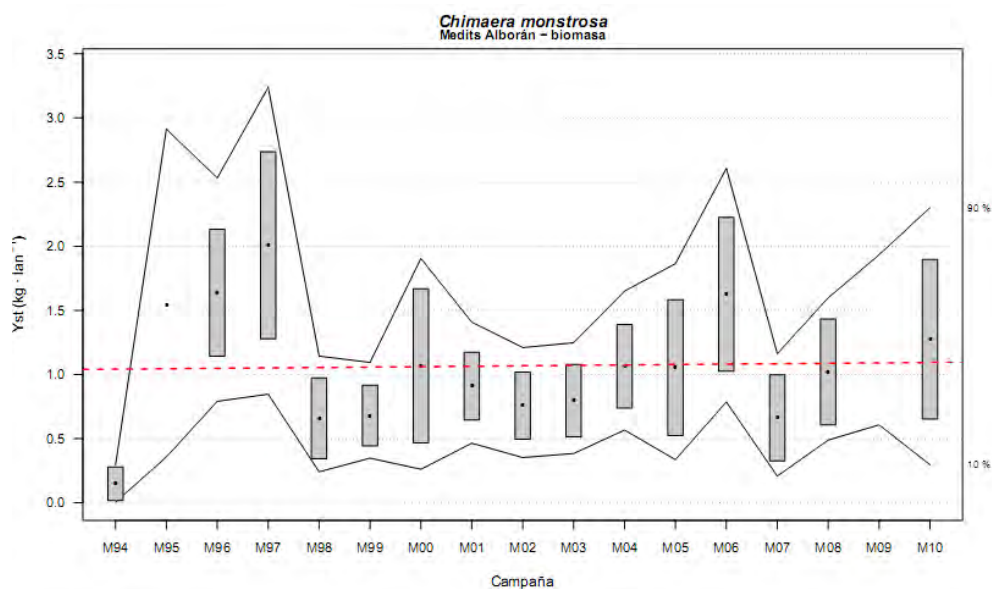


Figura AV1. 1. Evolución de la biomasa de *Chimaera monstrosa* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

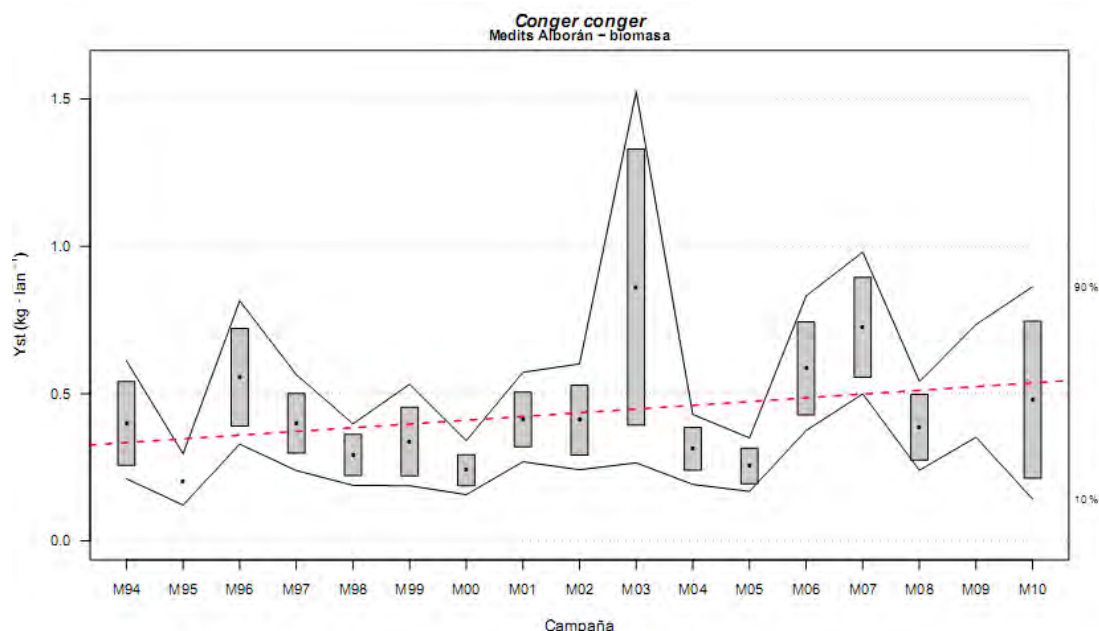


Figura AV1. 2. Evolución de la biomasa de *Conger conger* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

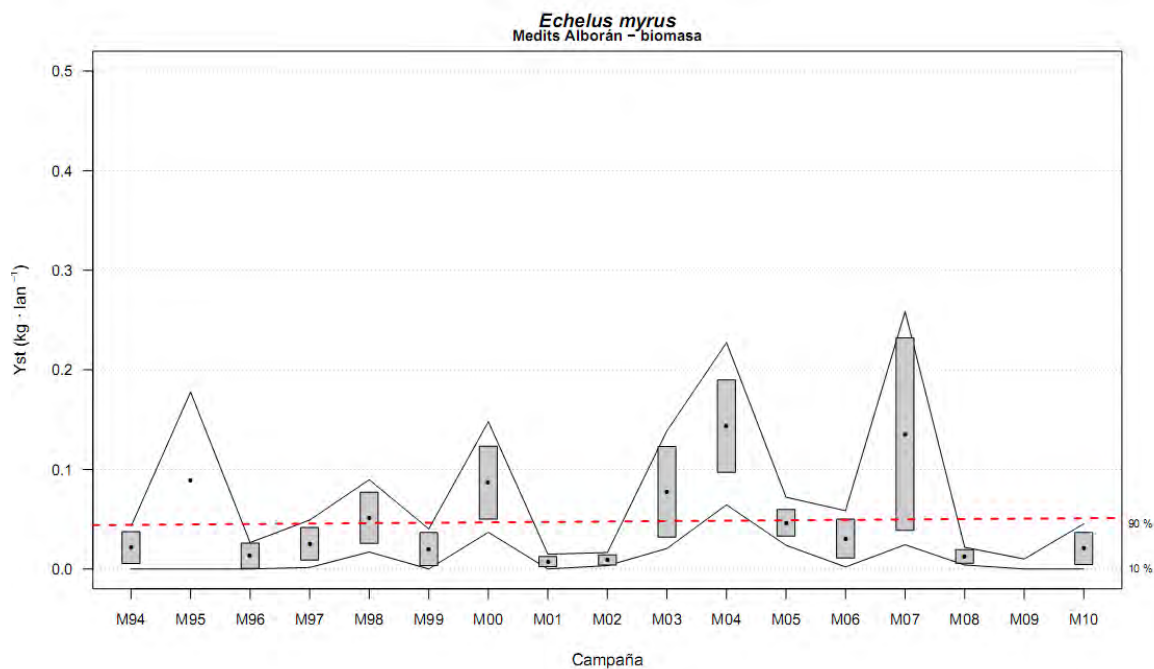


Figura AV1. 3. Evolución de la biomasa de *Echelus myrus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

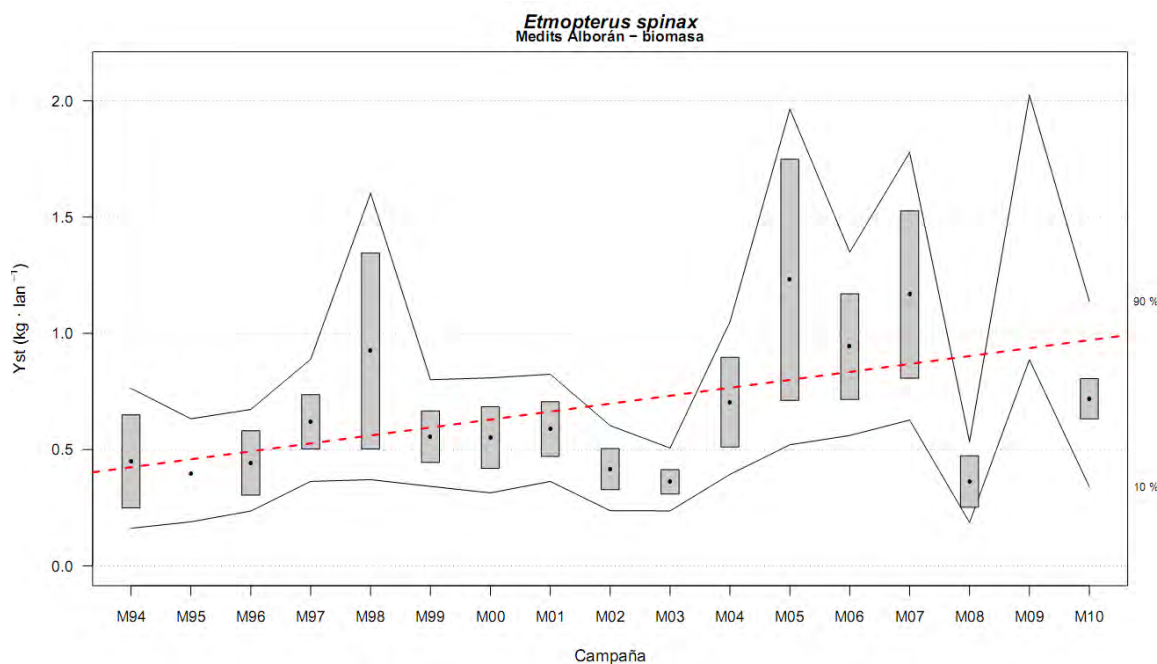


Figura AV1. 4. Evolución de la biomasa de *Etmopterus spinax* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

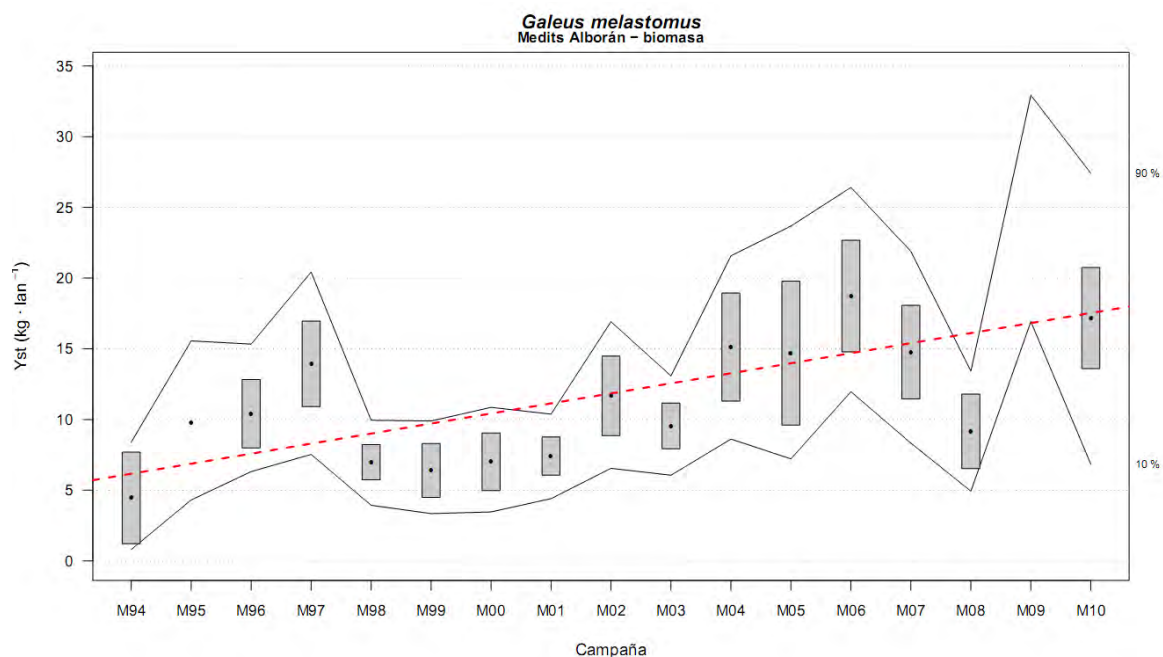


Figura AV1. 5. Evolución de la biomasa de *Galeus melastomus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

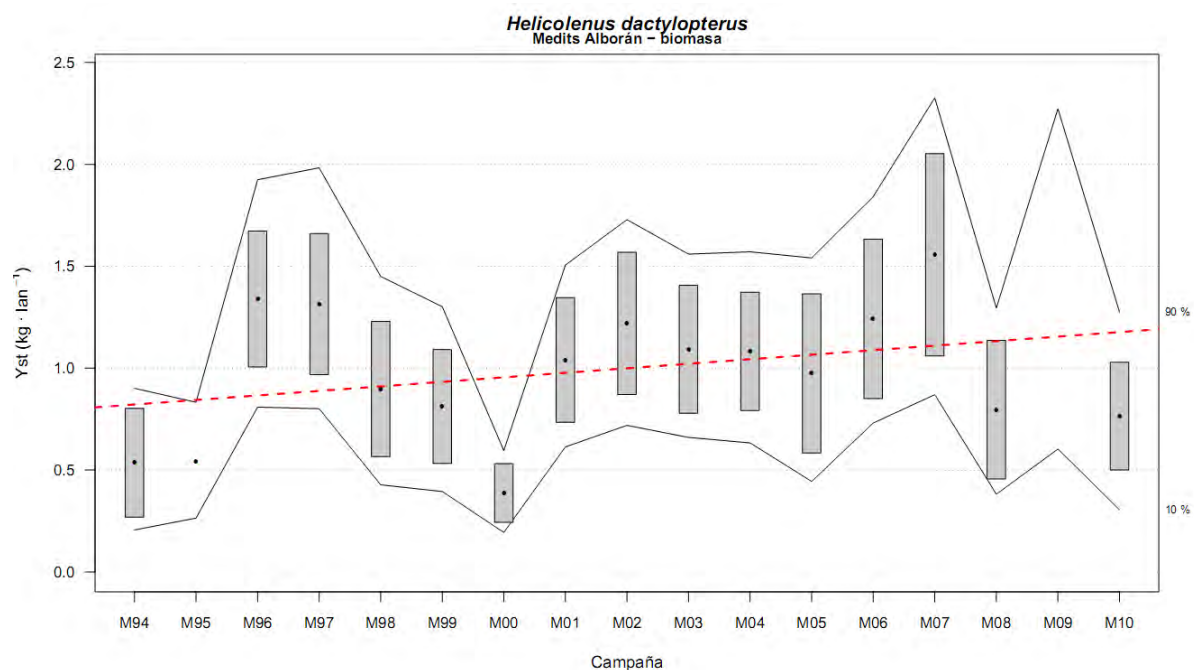


Figura AV1. 6. Evolución de la biomasa de *Helicolenus dactylopterus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

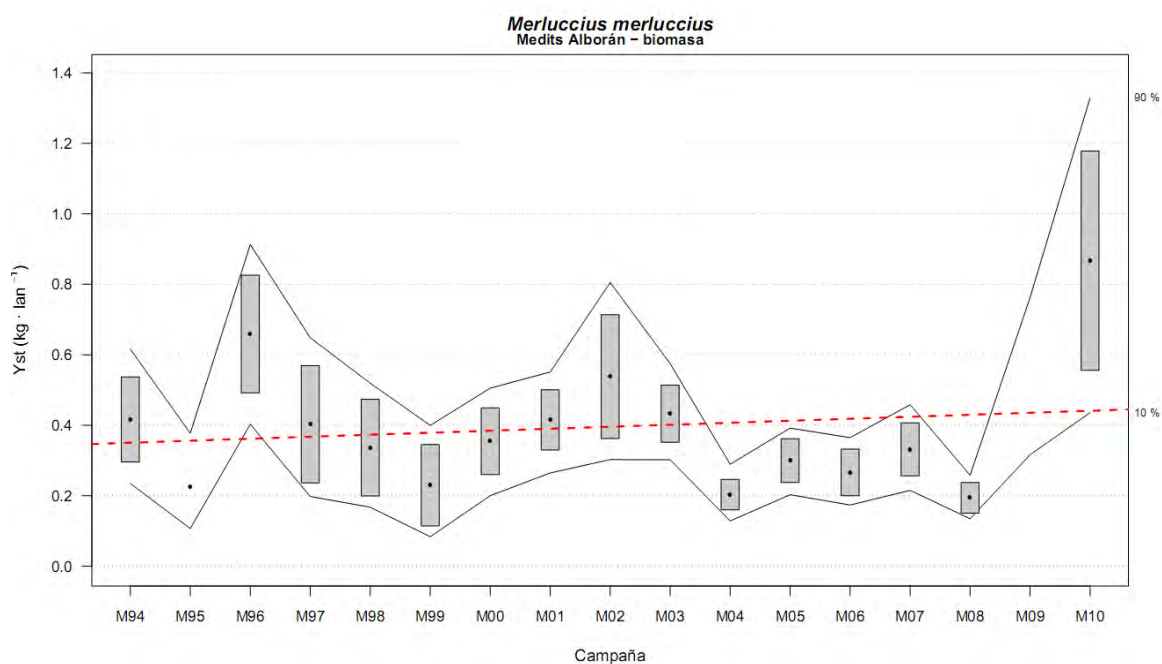


Figura AV1.7. Evolución de la biomasa de *Merluccius merluccius* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

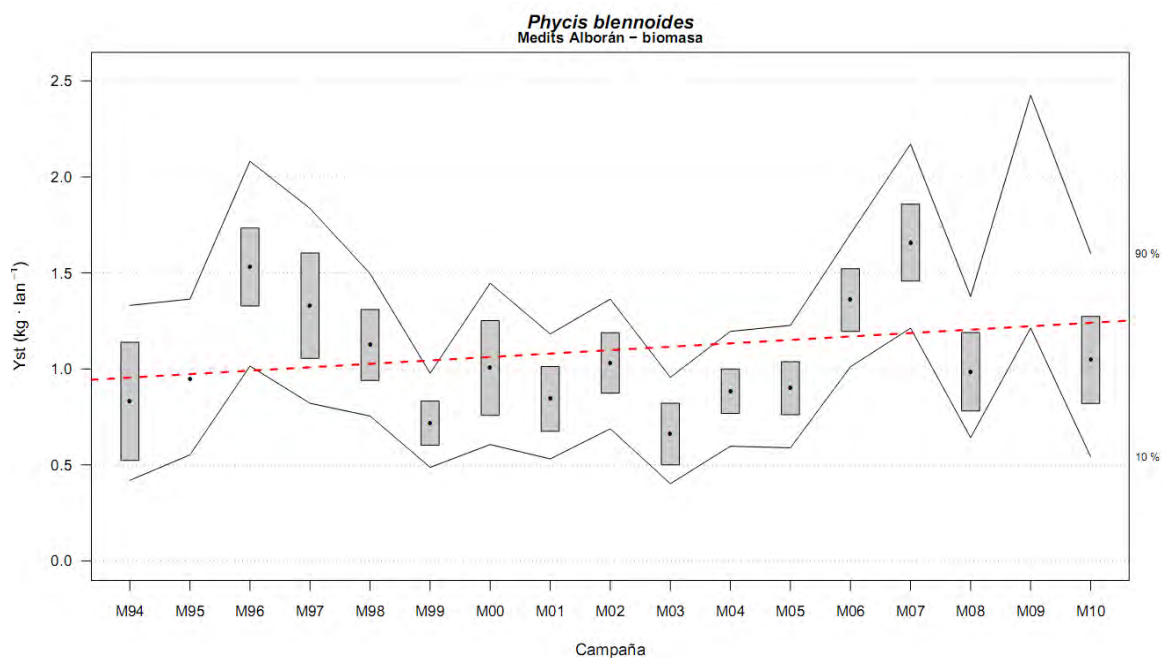


Figura AV1.8. Evolución de la biomasa de *Phycis blennoides* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

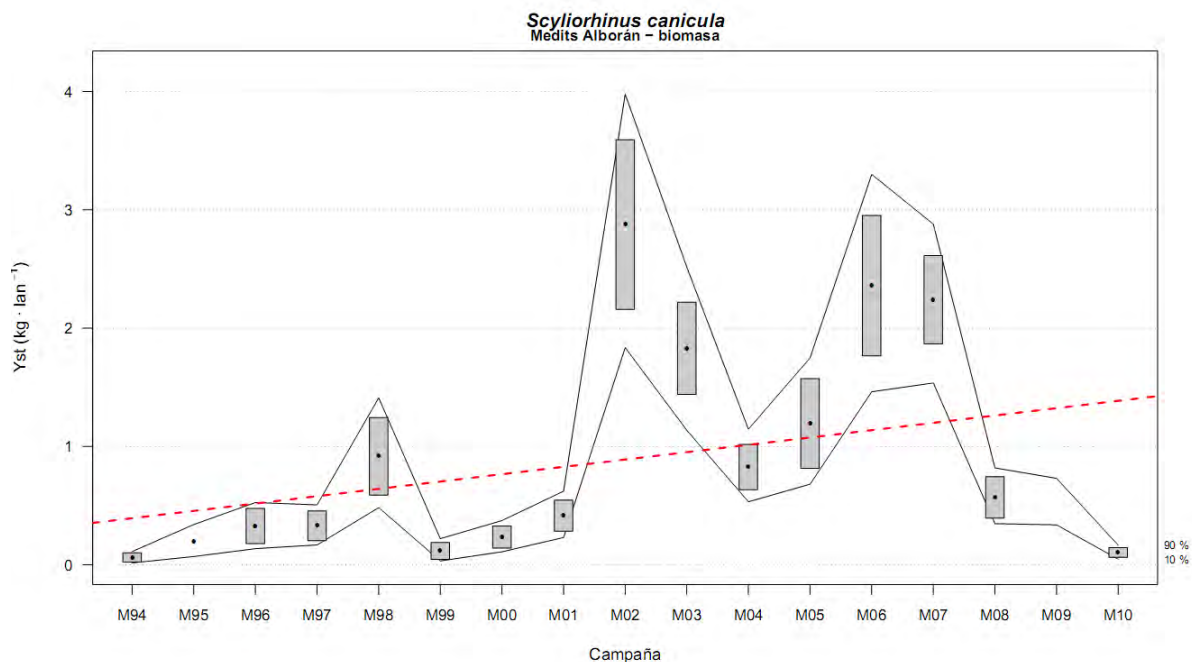


Figura AV1.9. Evolución de la biomasa de *Scyliorhinus canicula* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

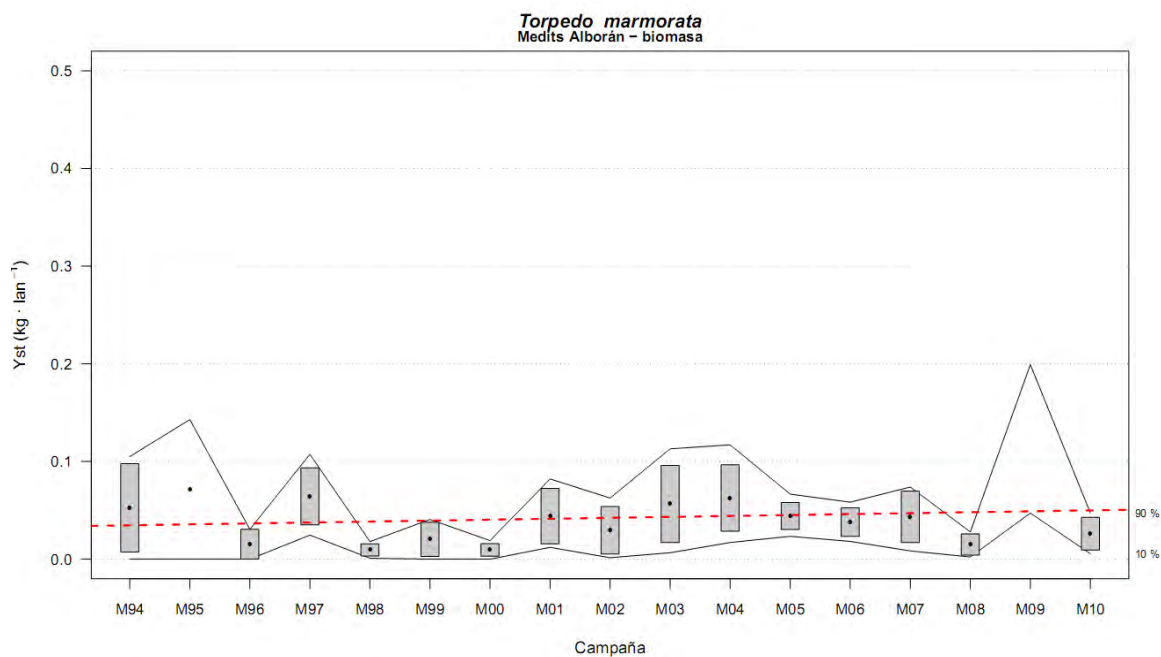


Figura AV1.10. Evolución de la biomasa de *Torpedo marmorata* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

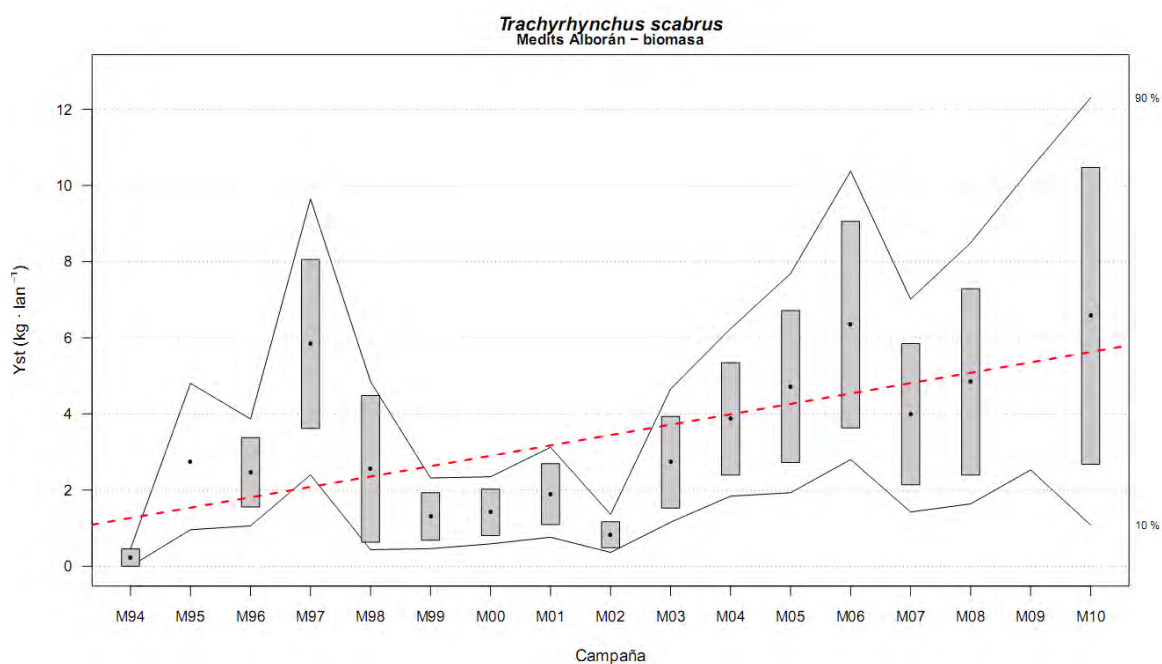


Figura AV1. 11. Evolución de la biomasa de *Trachyrhynchus scabrus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

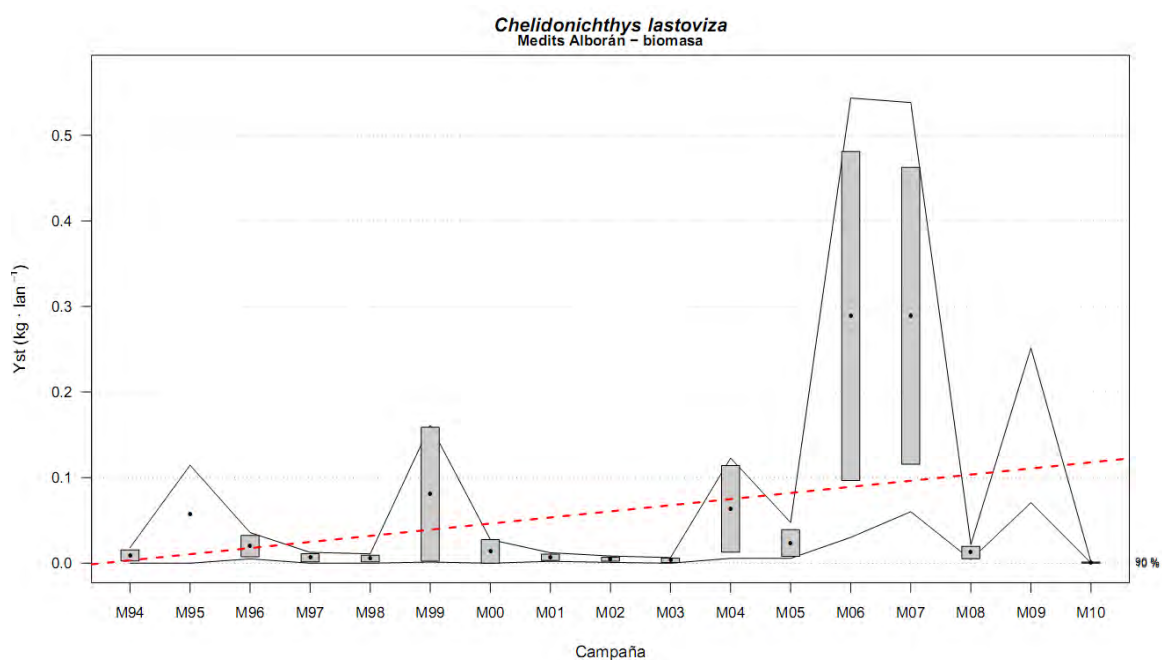


Figura AV1. 12. Evolución de la biomasa de *Chelidonichthys lastoviza* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

Anexo V. Apartado 2

Especies sensibles que no cumplen con los objetivos individuales en términos de peso (indicador 1.2.1).

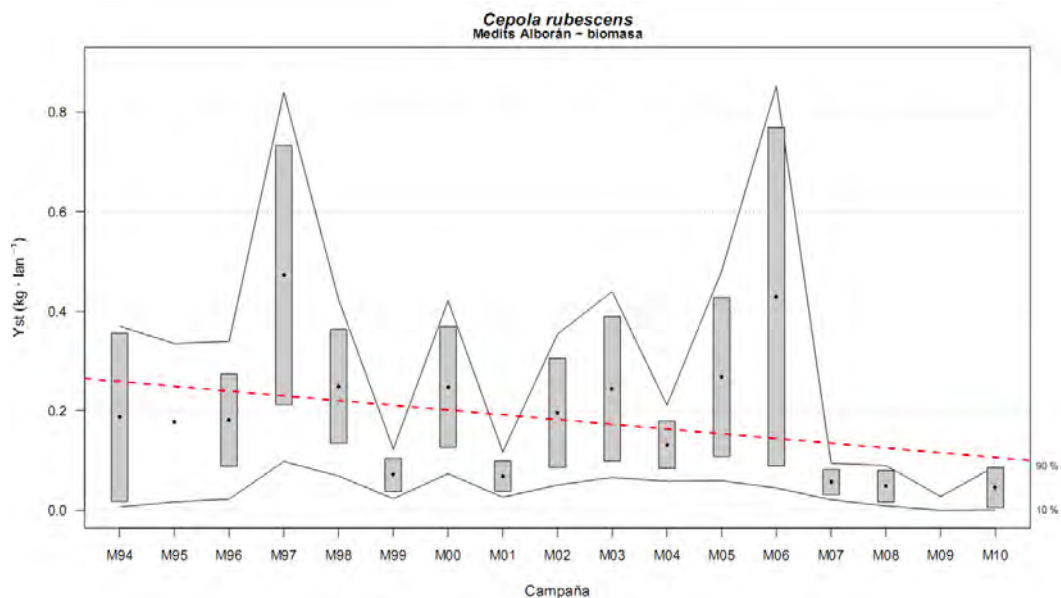


Figura AV2. 13. Evolución de la biomasa de *Cepola rubescens* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

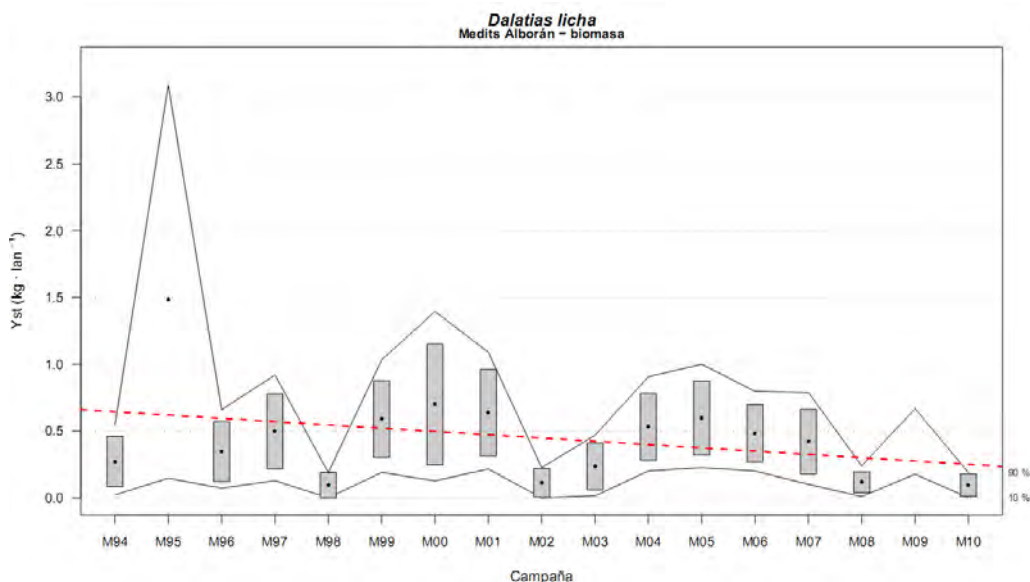


Figura AV2. 14. Evolución de la biomasa de *Dalatias licha* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

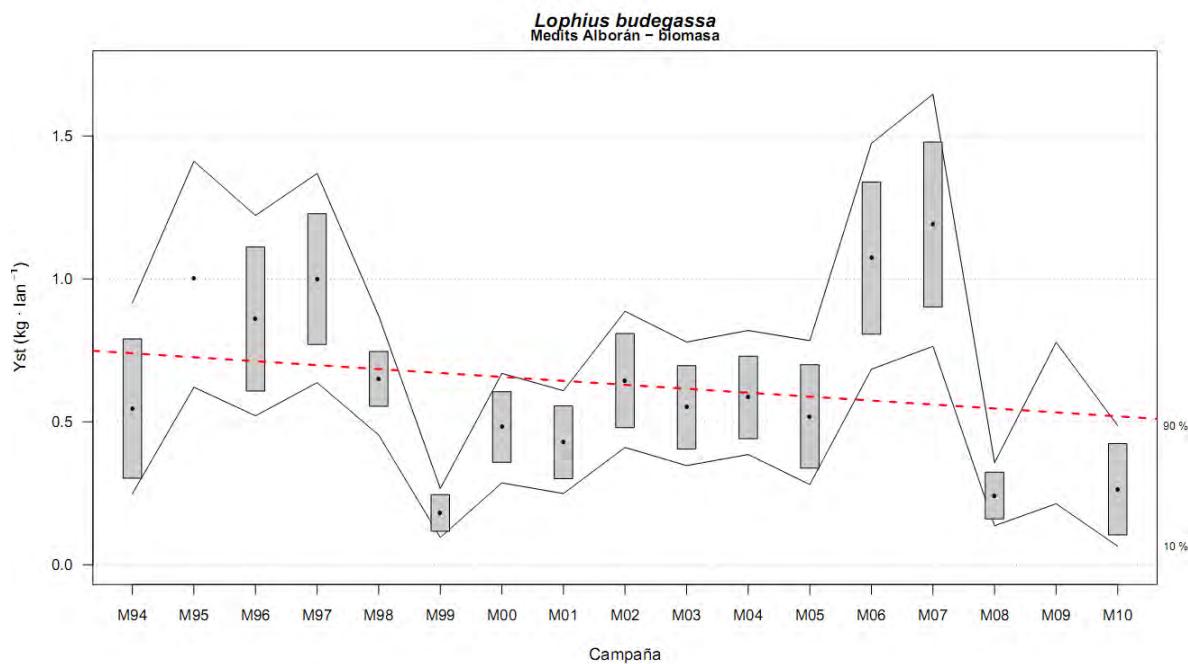


Figura AV2. 15. Evolución de la biomasa de *Lophius budegassa* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

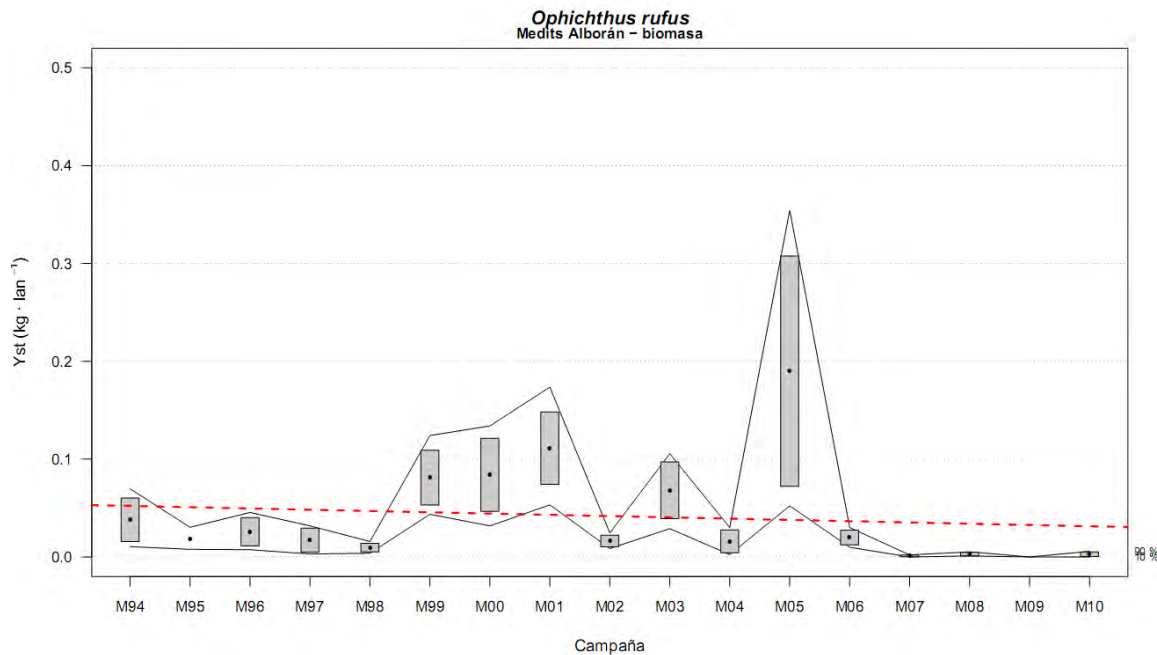


Figura AV2. 16. Evolución de la biomasa de *Ophichthus rufus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

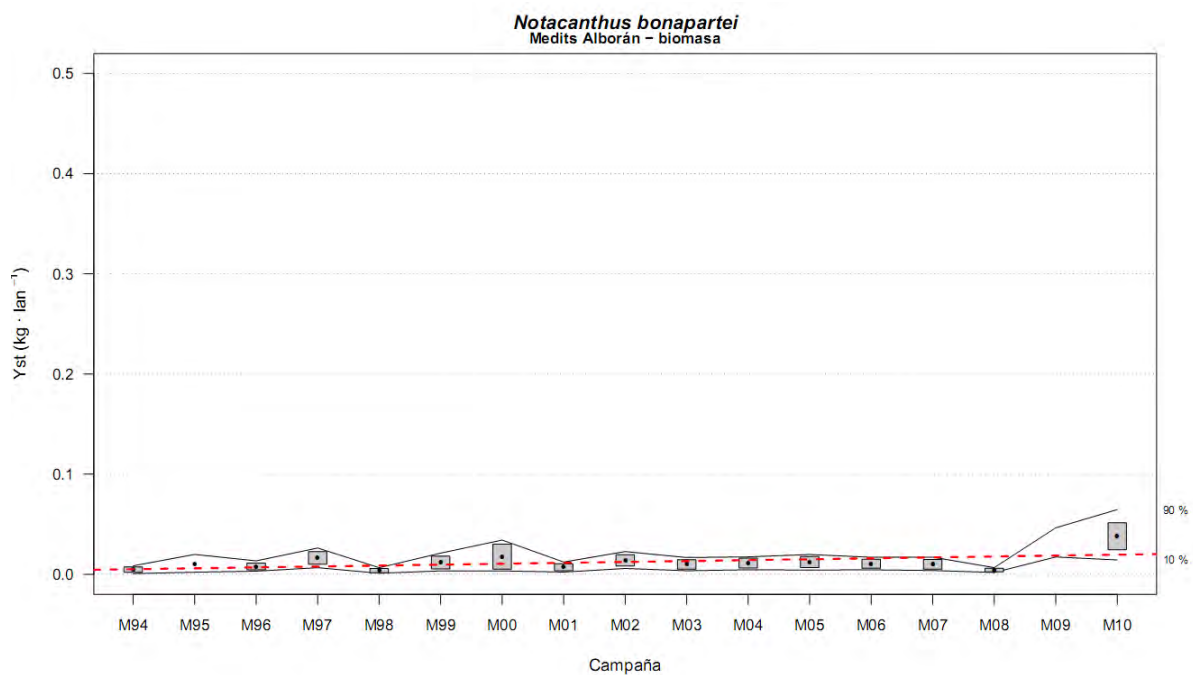


Figura AV2. 17. Evolución de la biomasa de *Notacanthus bonapartei* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

Anexo V. Apartado 3

Especies oportunistas que cumplen con los objetivos individuales en términos de peso (indicador 1.2.1).

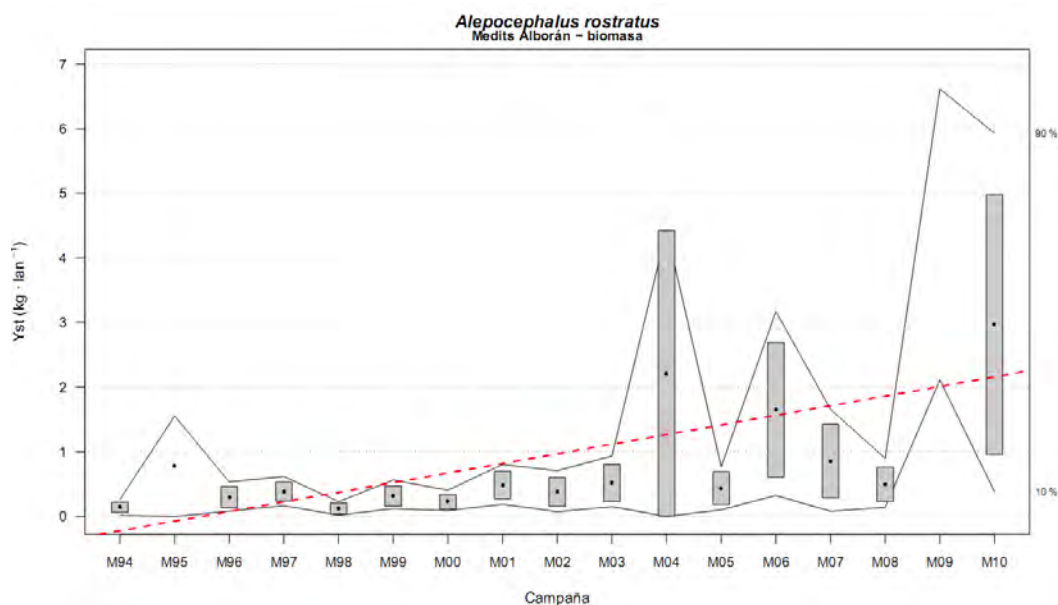


Figura AV3. 18. Evolución de la biomasa de *Alepocephalus rostratus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

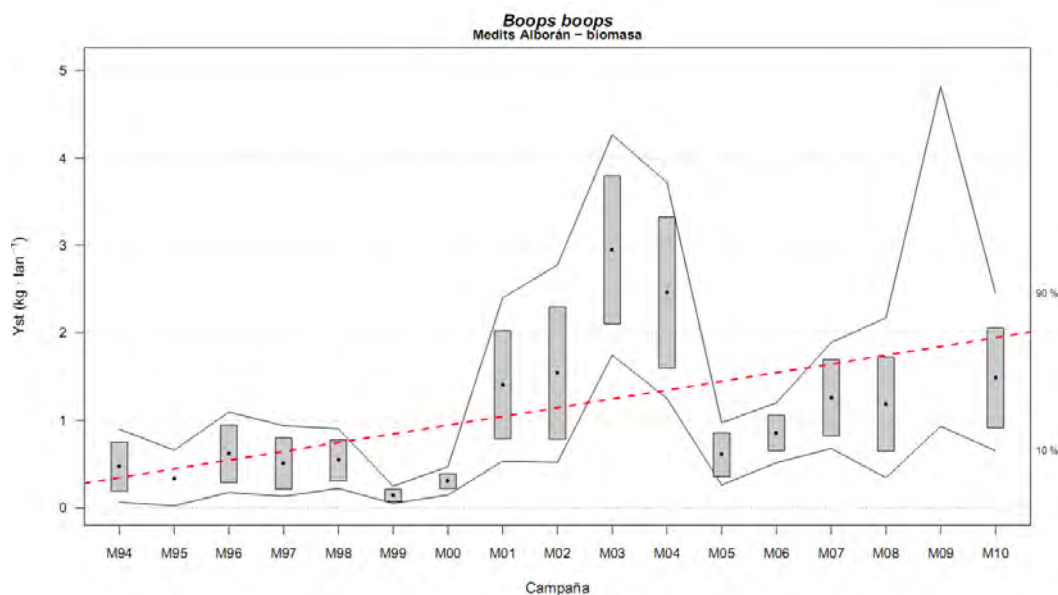


Figura AV3. 19. Evolución de la biomasa de *Boops boops* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

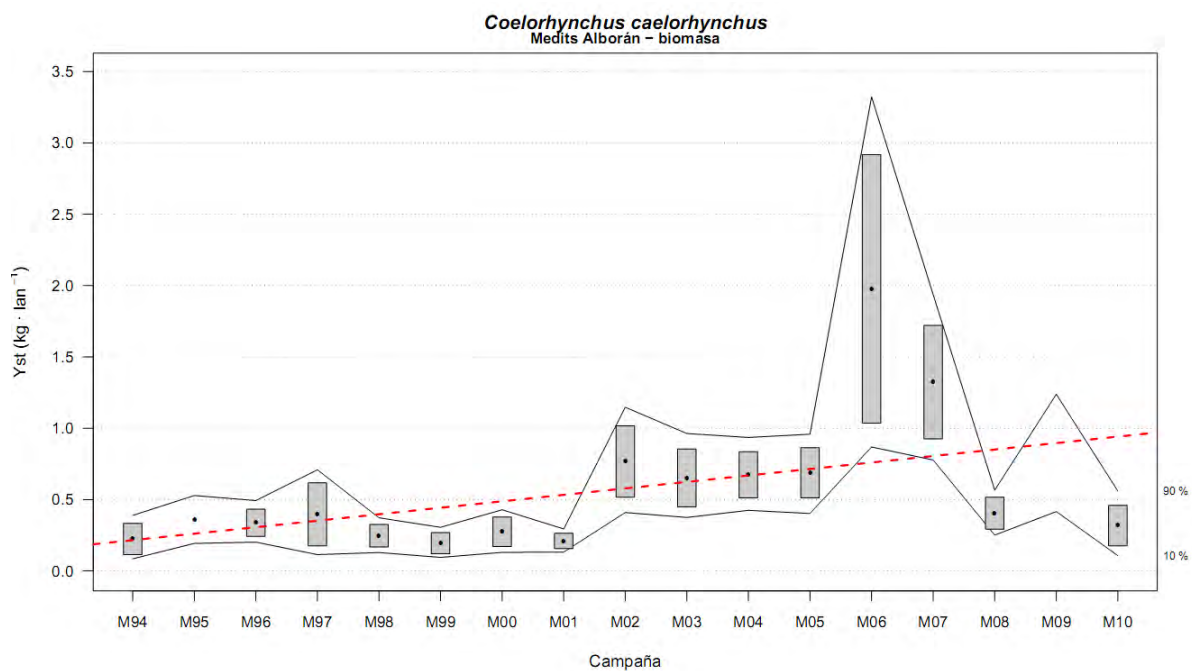


Figura AV3. 20. Evolución de la biomasa de *Coelorhynchus caelorhynchus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

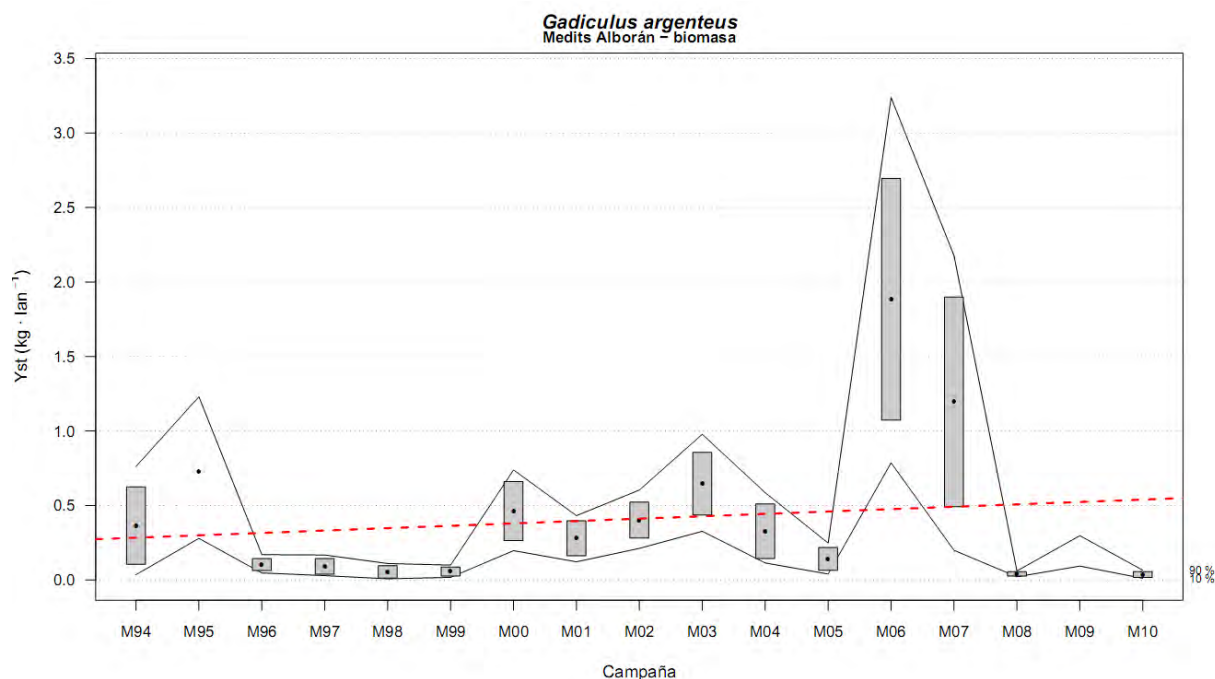


Figura AV3. 21. Evolución de la biomasa de *Gadiculus argenteus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

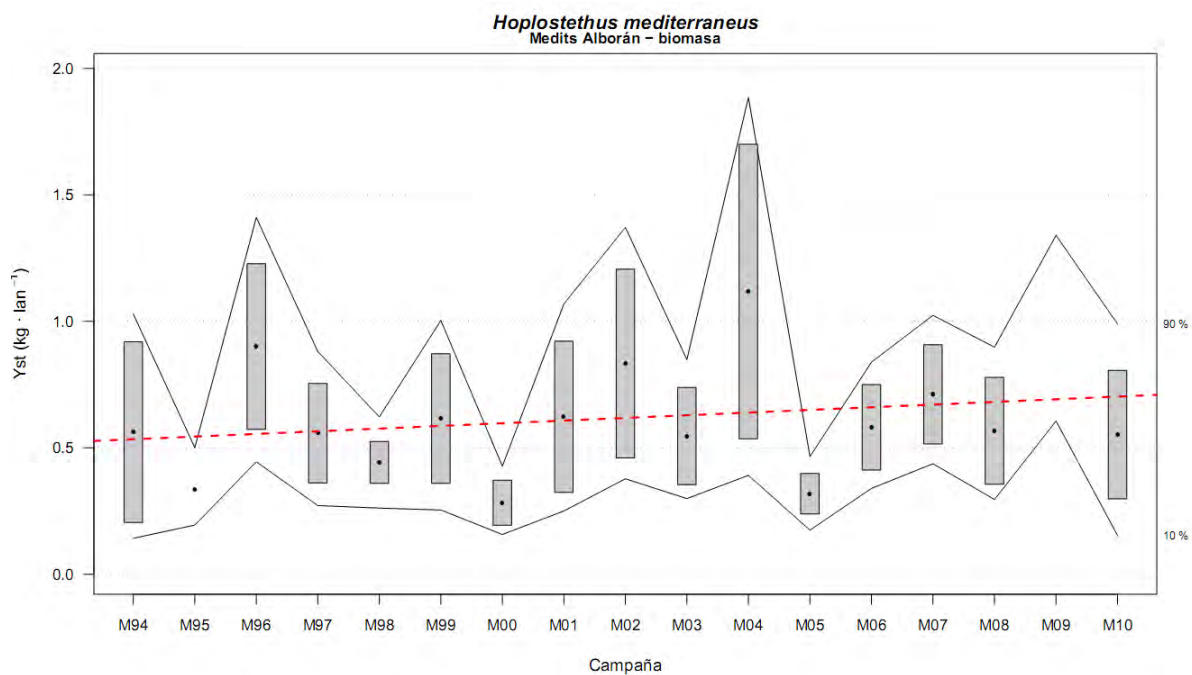


Figura AV3. 22. Evolución de la biomasa de *Hoplostethus mediterraneus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

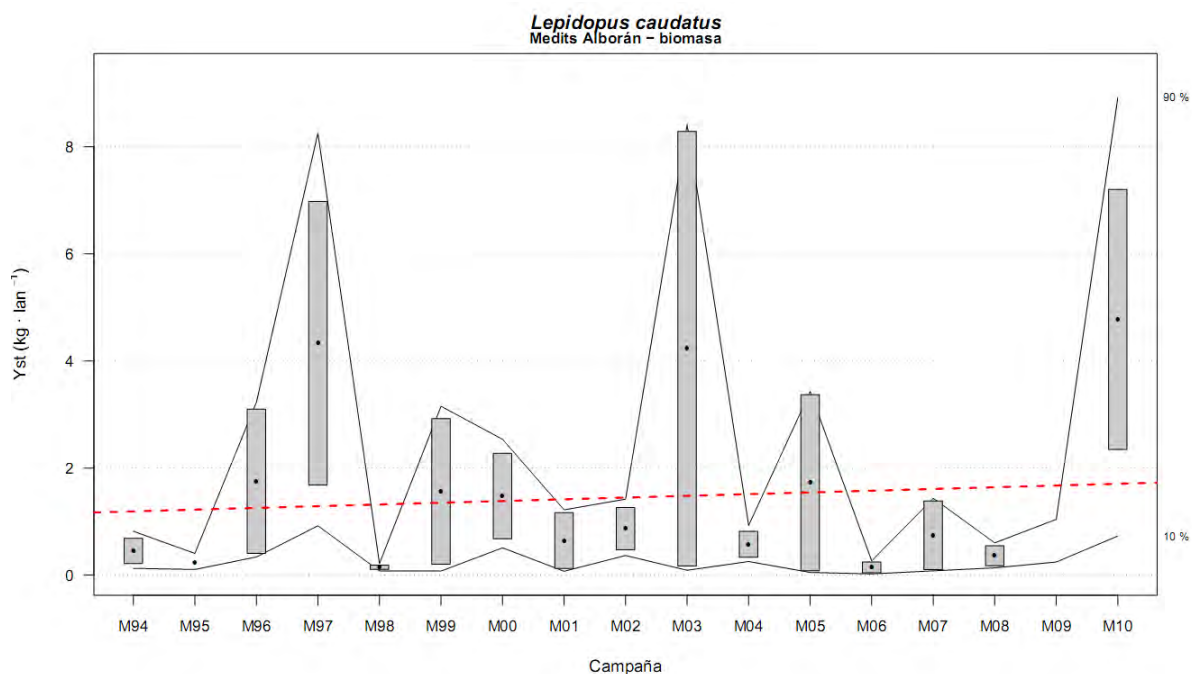


Figura AV3. 23. Evolución de la biomasa de *Lepidopus caudatus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

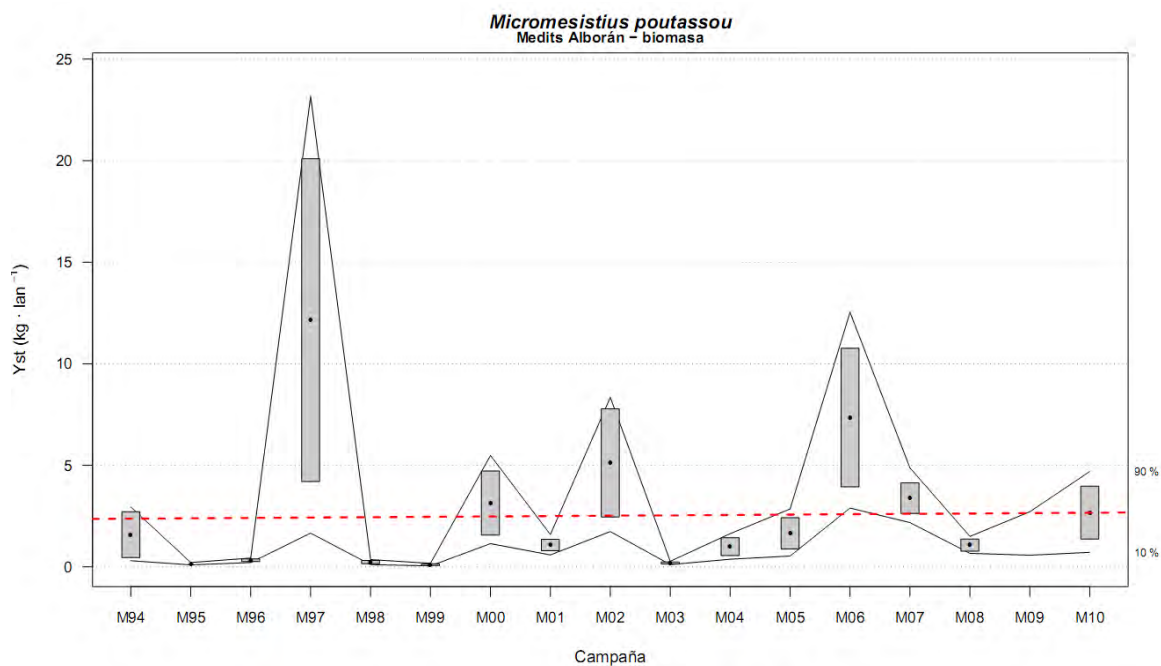


Figura AV3. 24. Evolución de la biomasa de *Micromesistius poutassou* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

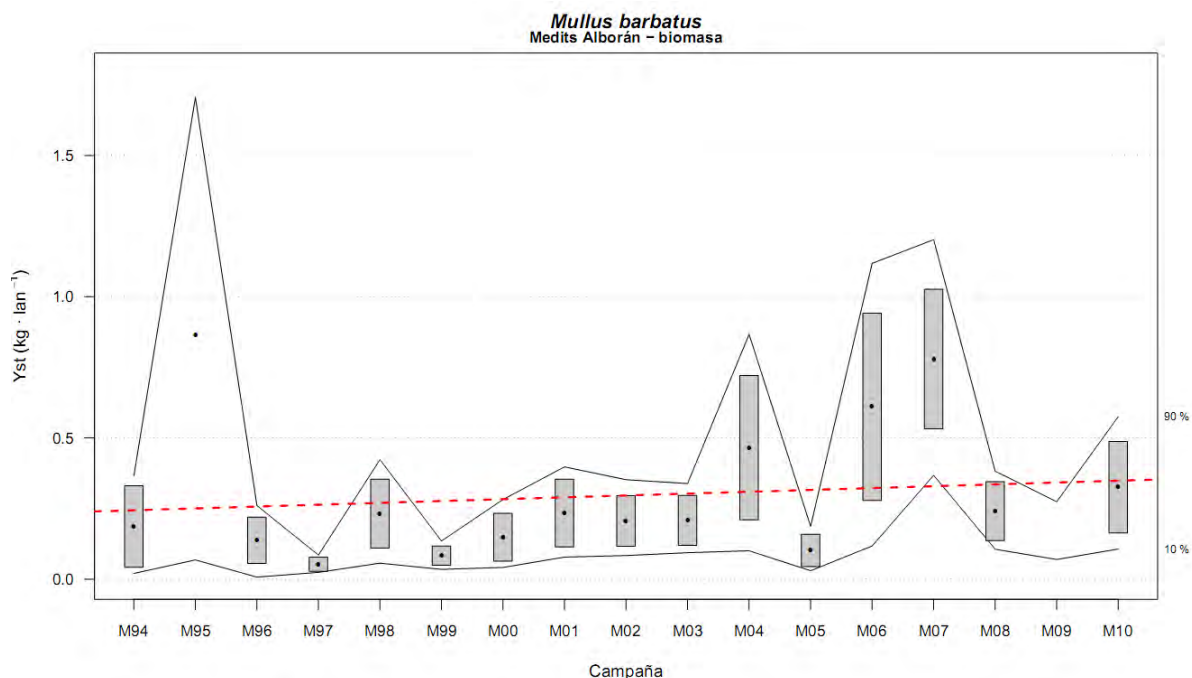


Figura AV3. 25. Evolución de la biomasa de *Mullus barbatus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

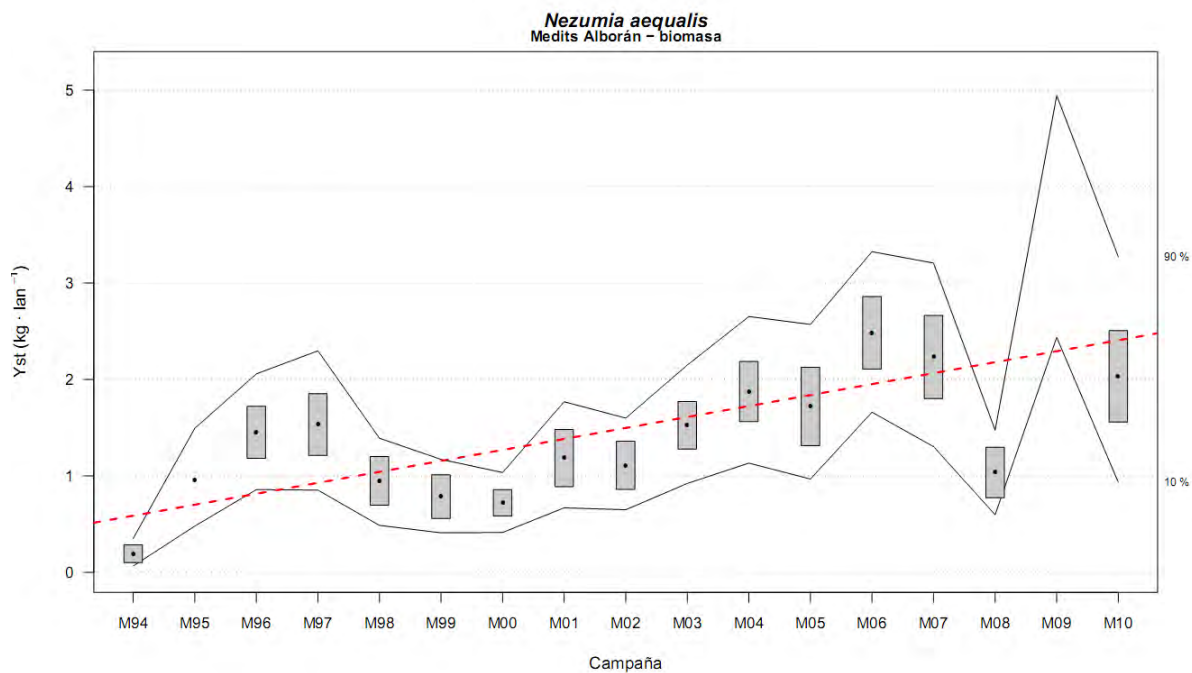


Figura AV3. 16. Evolución de la biomasa de *Nezumia aequalis* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

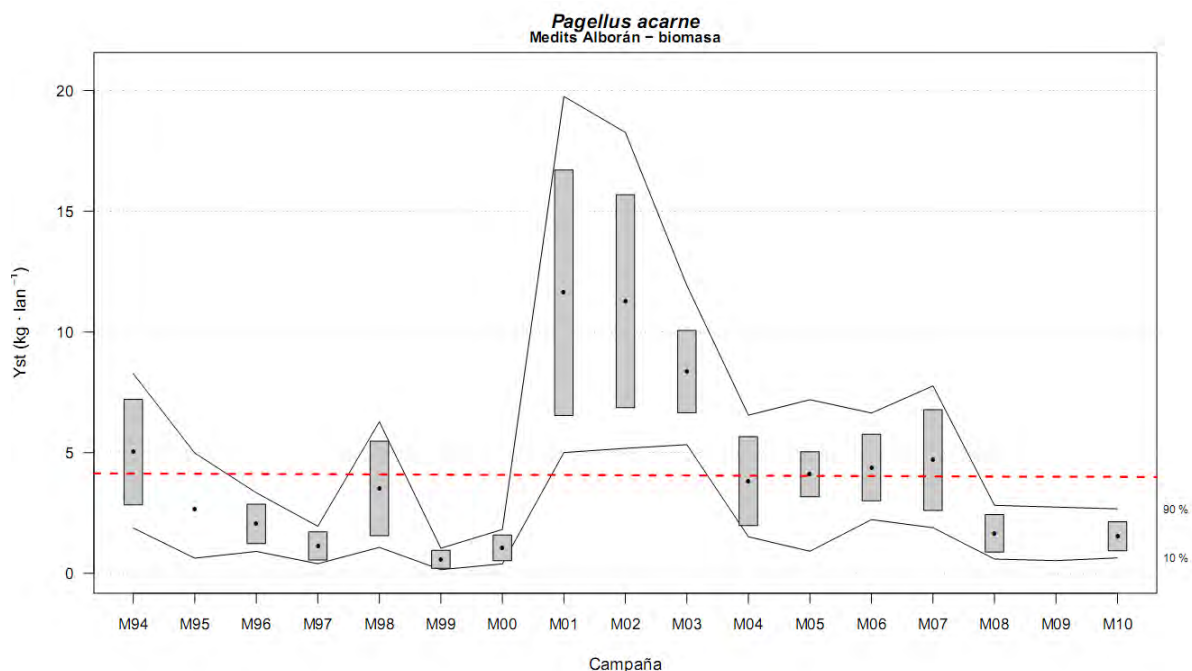


Figura AV3. 27. Evolución de la biomasa de *Pagellus acarne* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

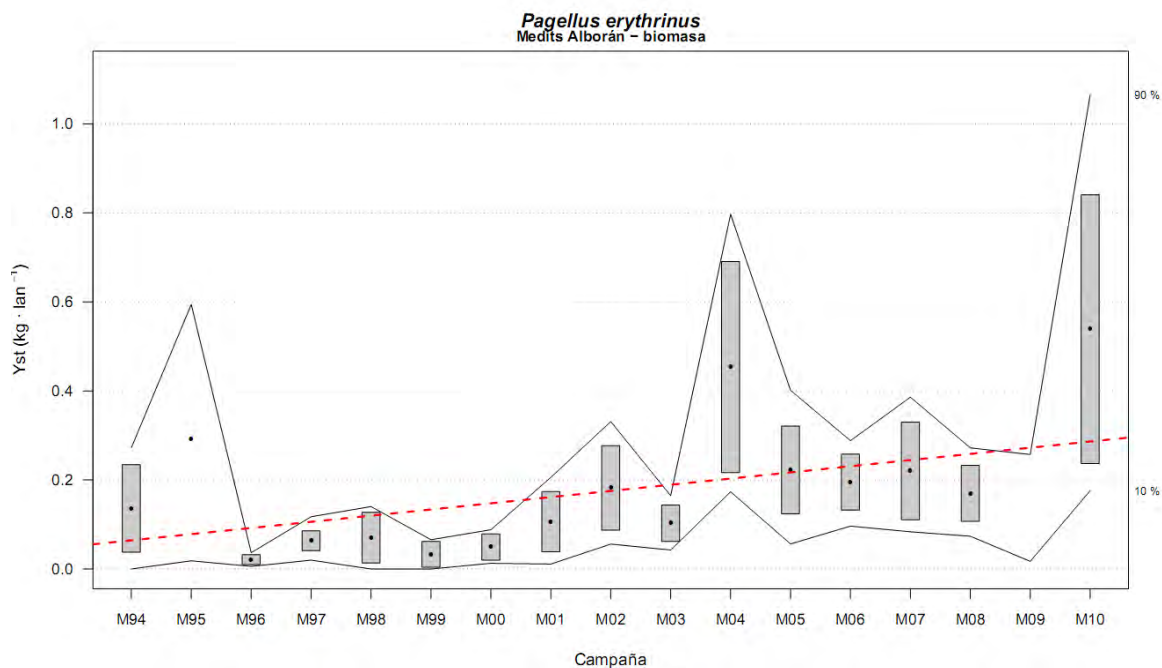


Figura AV3. 28. Evolución de la biomasa de *Pagellus erythrinus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

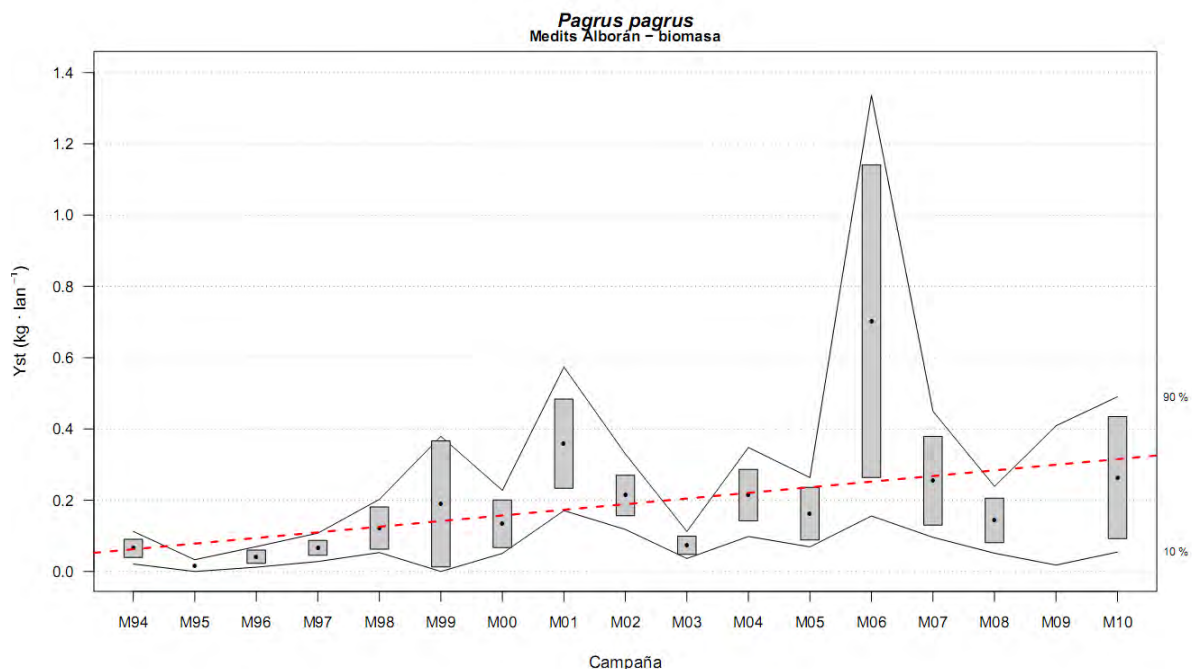


Figura AV3. 29. Evolución de la biomasa de *Pagrus pagrus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

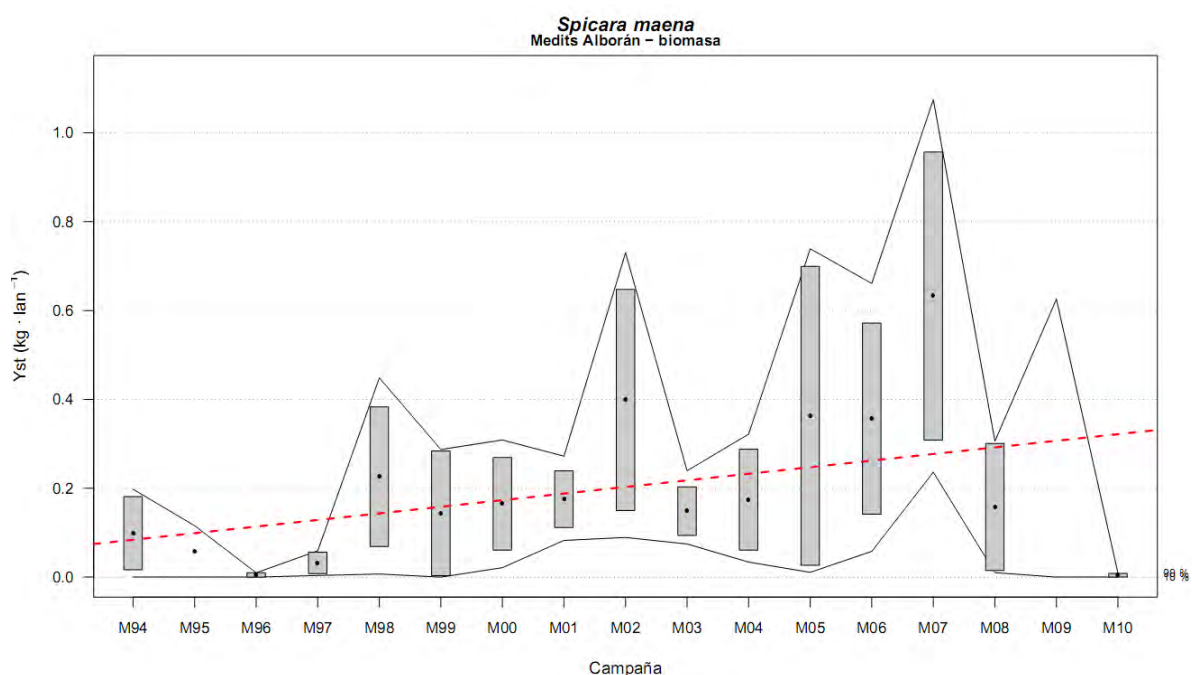


Figura AV3. 30. Evolución de la biomasa de *Spicara maena* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

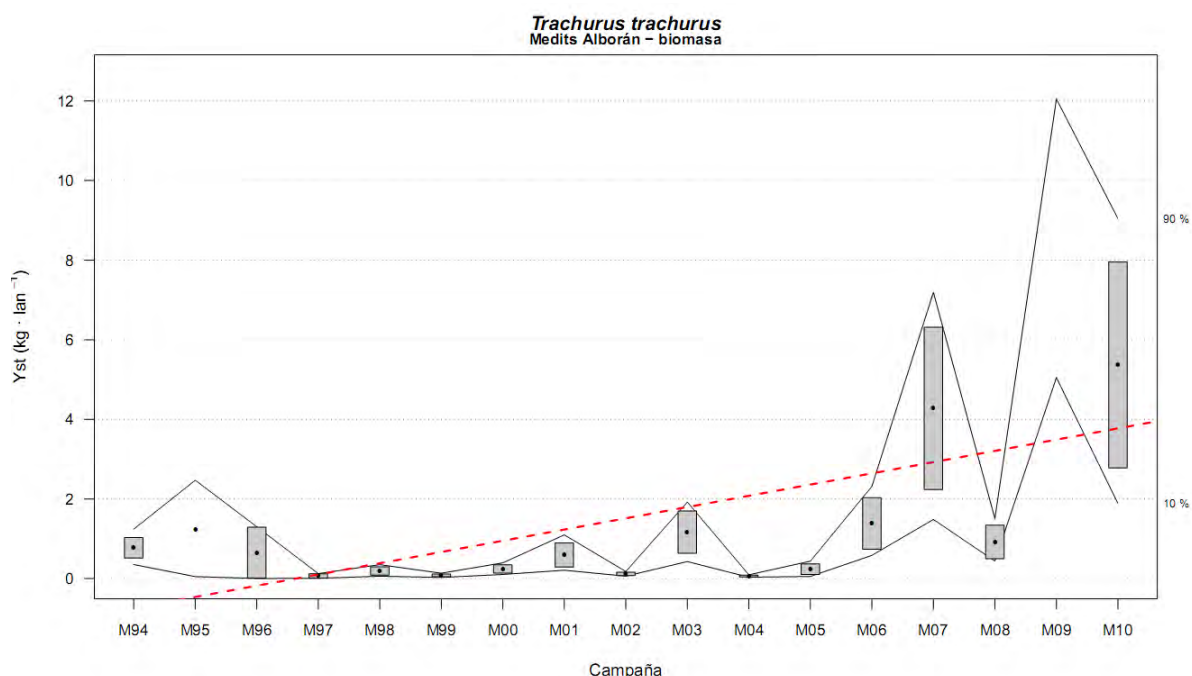


Figura AV3. 31. Evolución de la biomasa de *Trachurus trachurus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

Anexo V. Apartado 4

Especies oportunistas que no cumplen con los objetivos individuales en términos de peso (indicador 1.2.1).

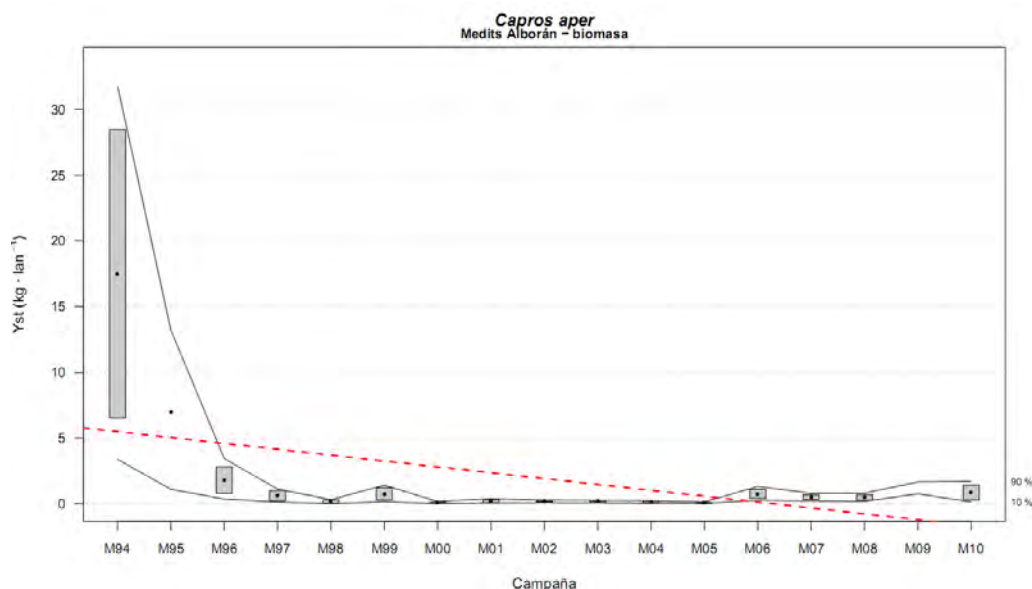


Figura AV4. 32. Evolución de la biomasa de *Capros aper* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

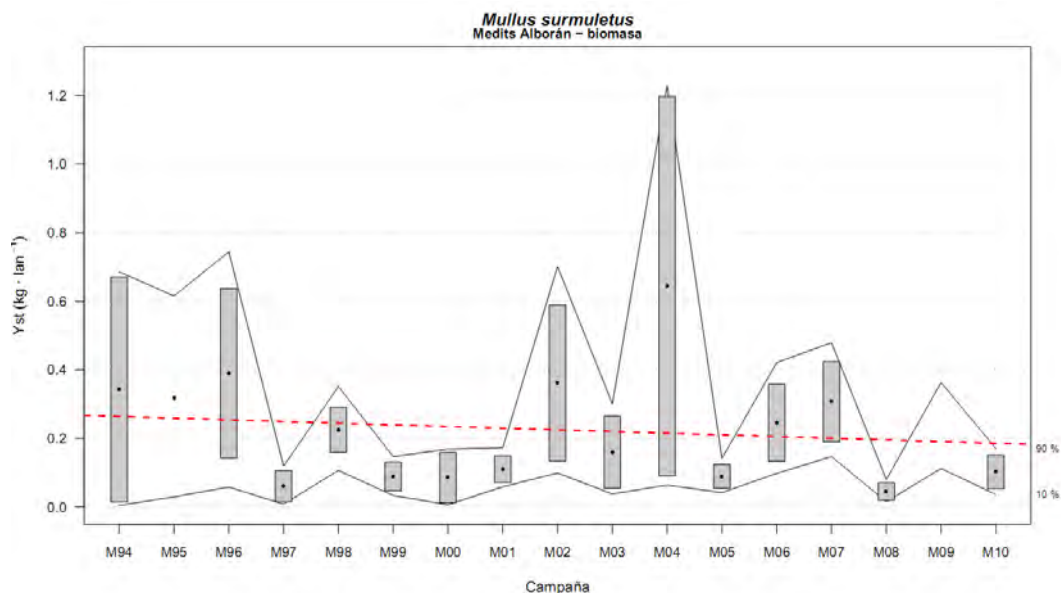


Figura AV4. 33. Evolución de la biomasa de *Mullus surmuletus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

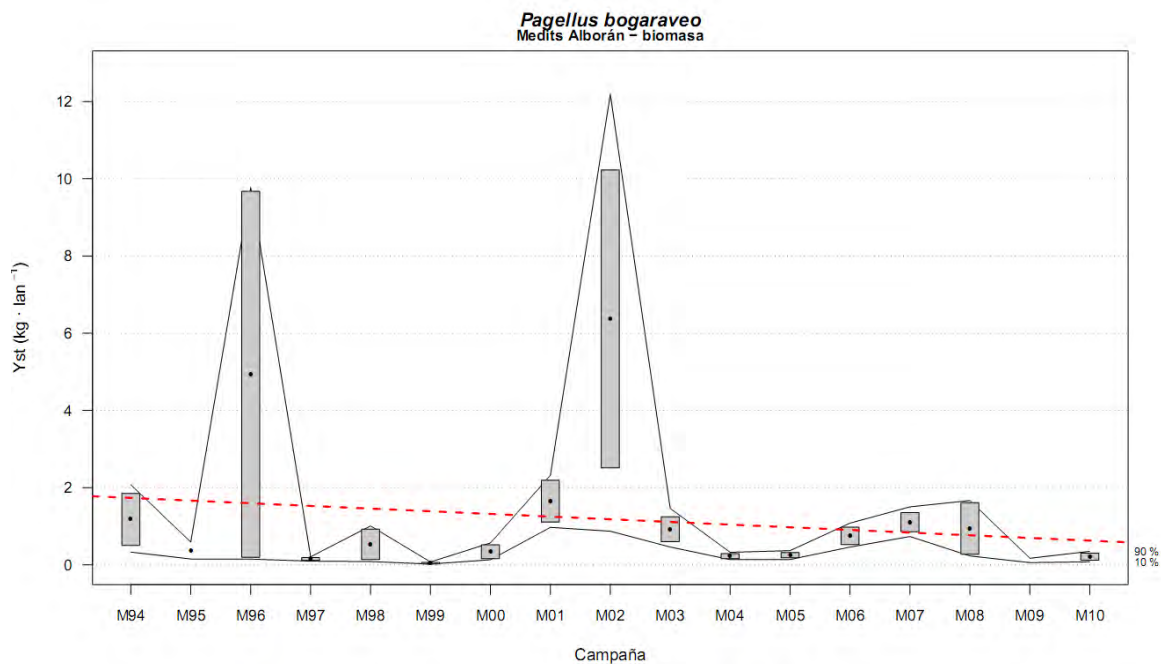


Figura AV4. 34. Evolución de la biomasa de *Pagellus bogaraveo* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

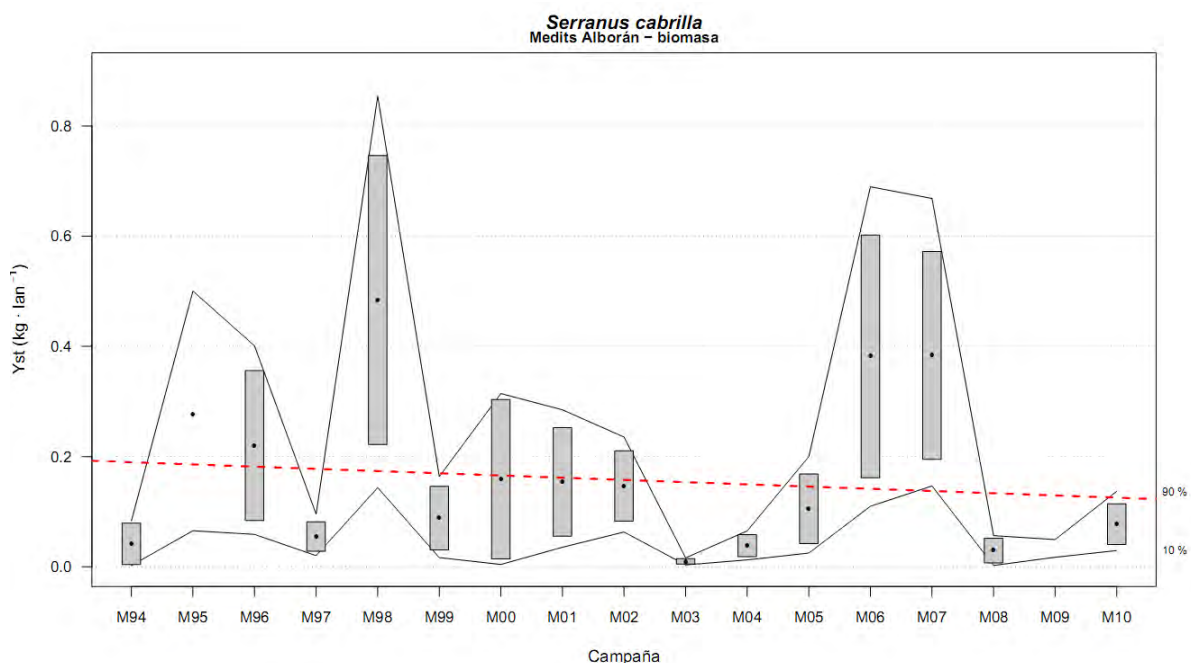


Figura AV4. 35. Evolución de la biomasa de *Micromesistius putassou* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

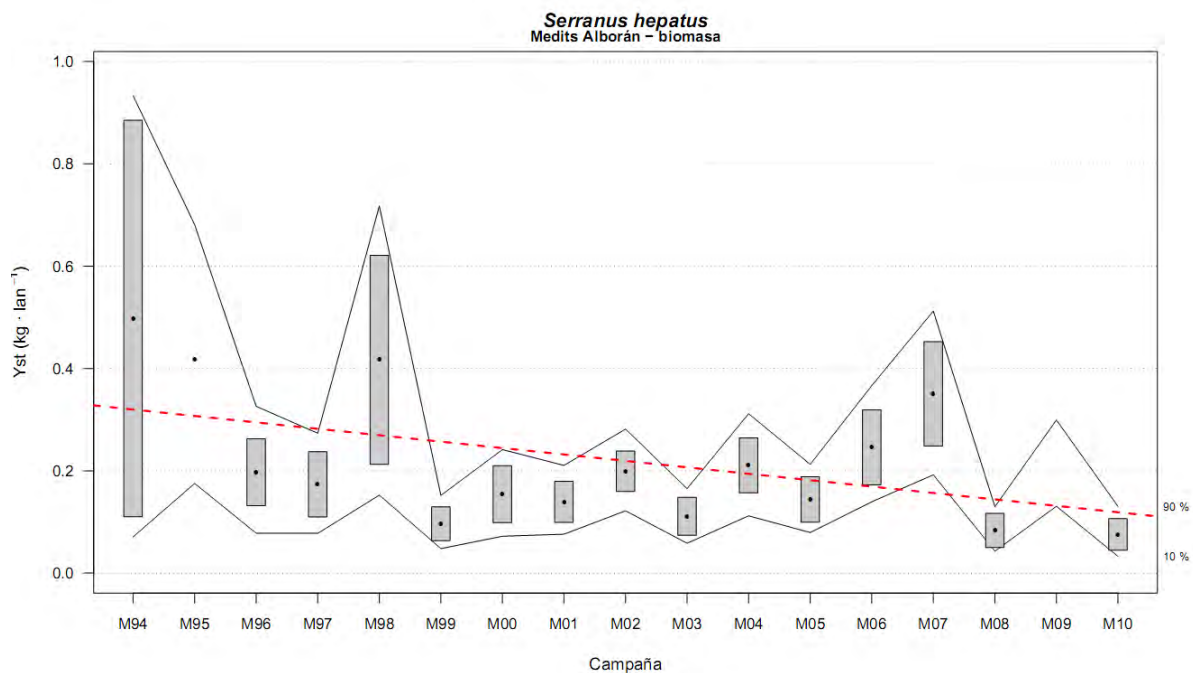


Figura AV4. 36. Evolución de la biomasa de *Serranus hepatus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

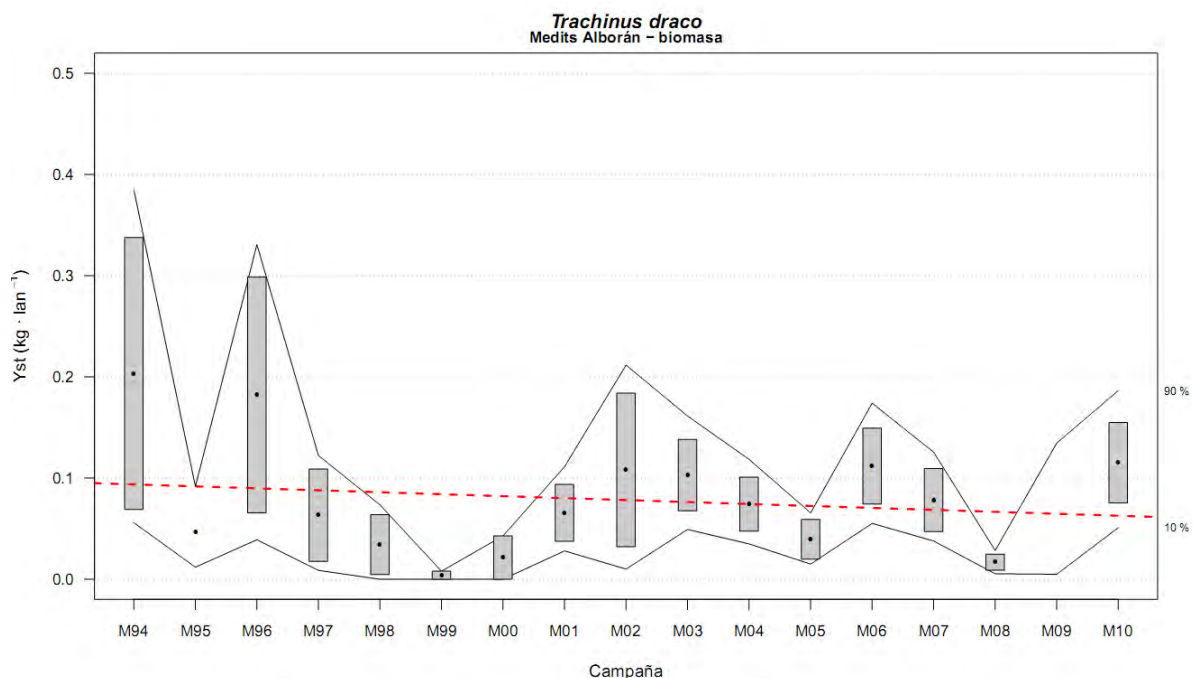


Figura AV4. 37. Evolución de la biomasa de *Trachinus draco* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

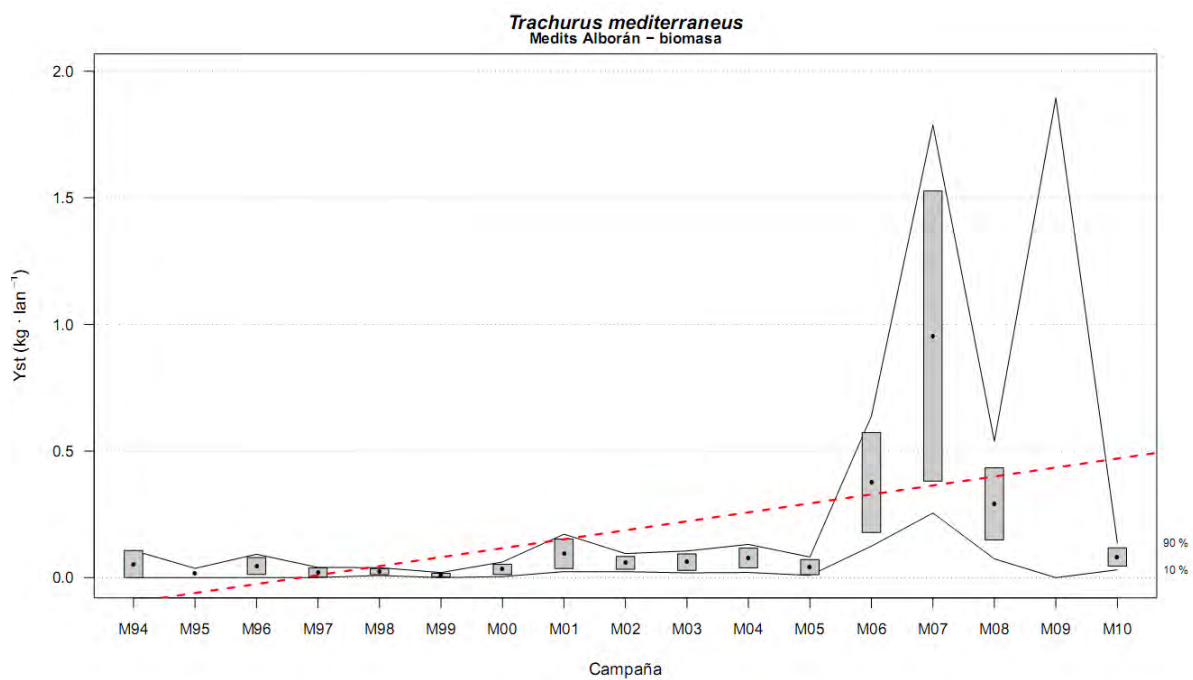


Figura AV4. 38. Evolución de la biomasa de *Trachurus mediterraneus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la biomasa estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

Anexo VI. Apartado 1

Especies sensibles que cumplen con los objetivos individuales en términos de abundancia (indicador 1.2.1).

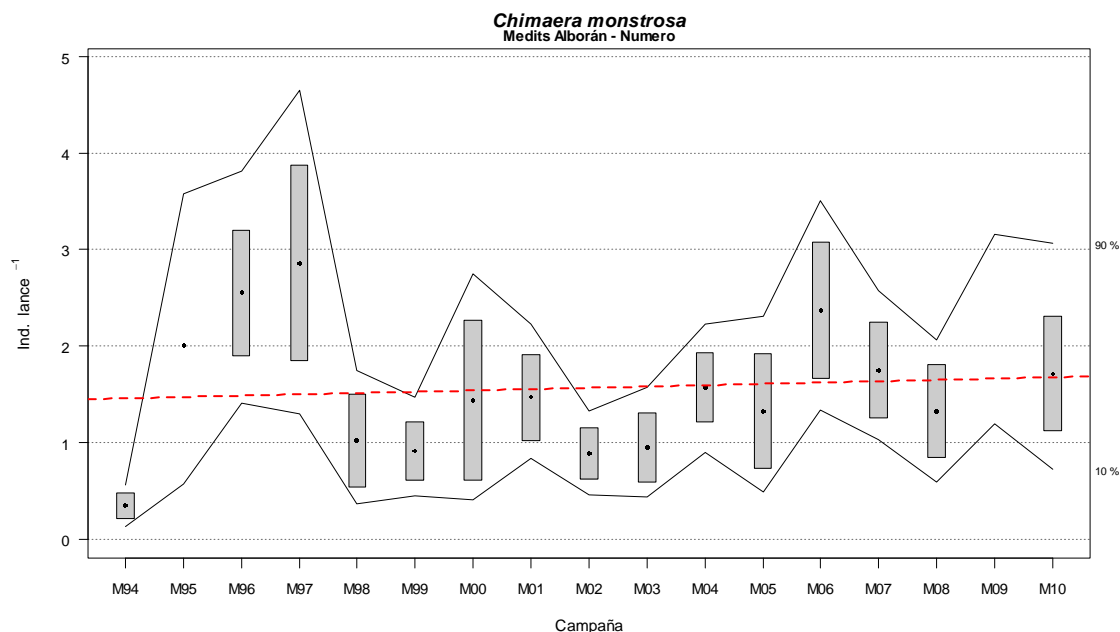


Figura AVI1. 1. Evolución de la abundancia de *Chimaera monstrosa* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

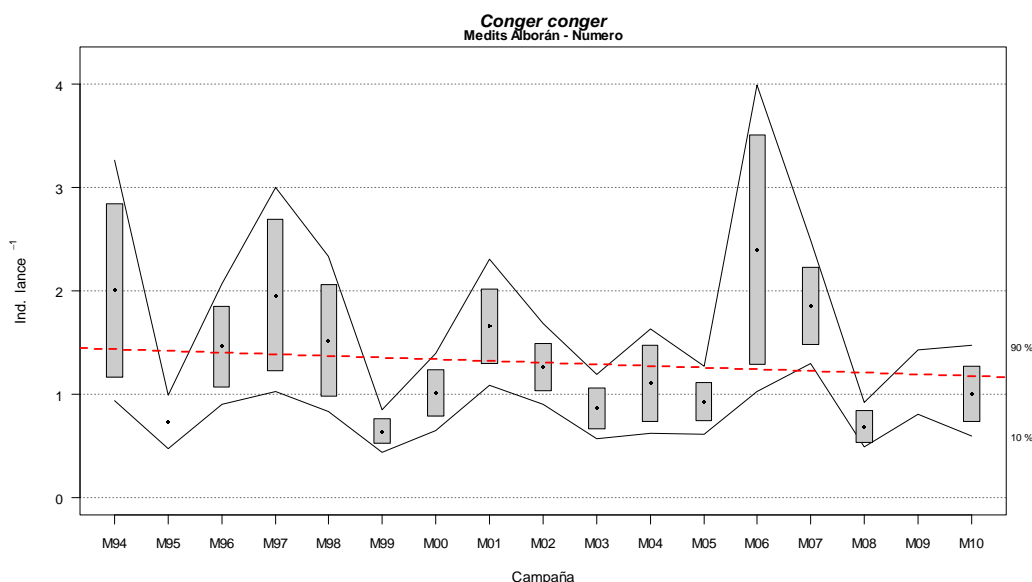


Figura AVI1. 2. Evolución de la abundancia de *Conger conger* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

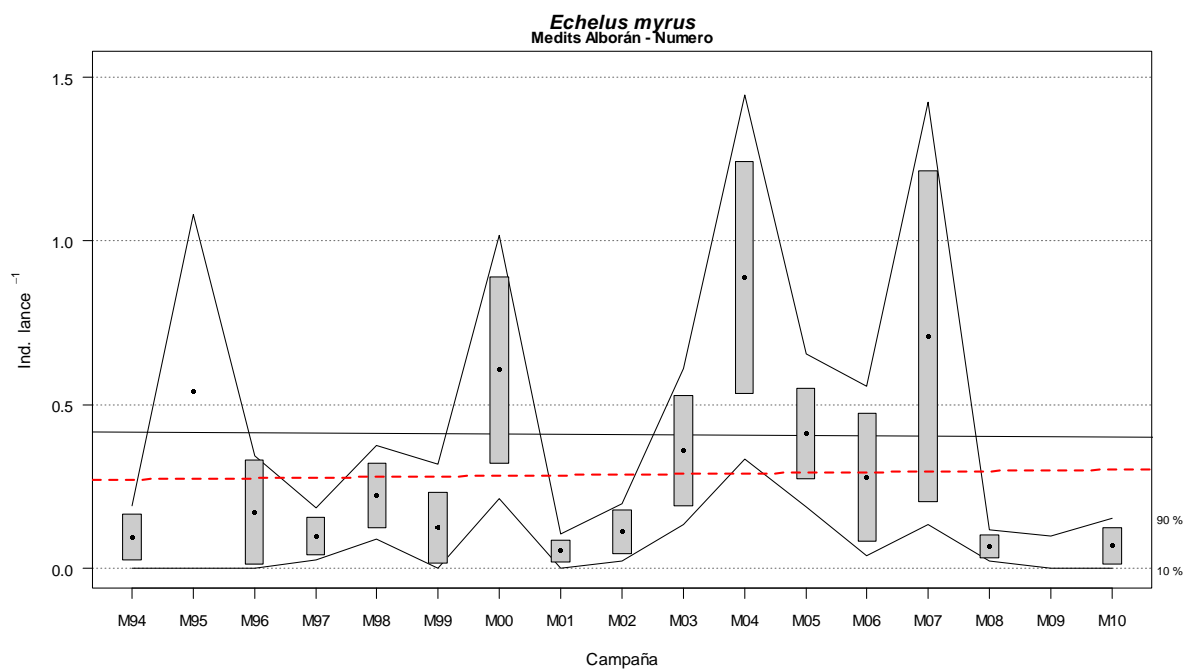


Figura AV11.3. Evolución de la abundancia de *Echelus myrus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

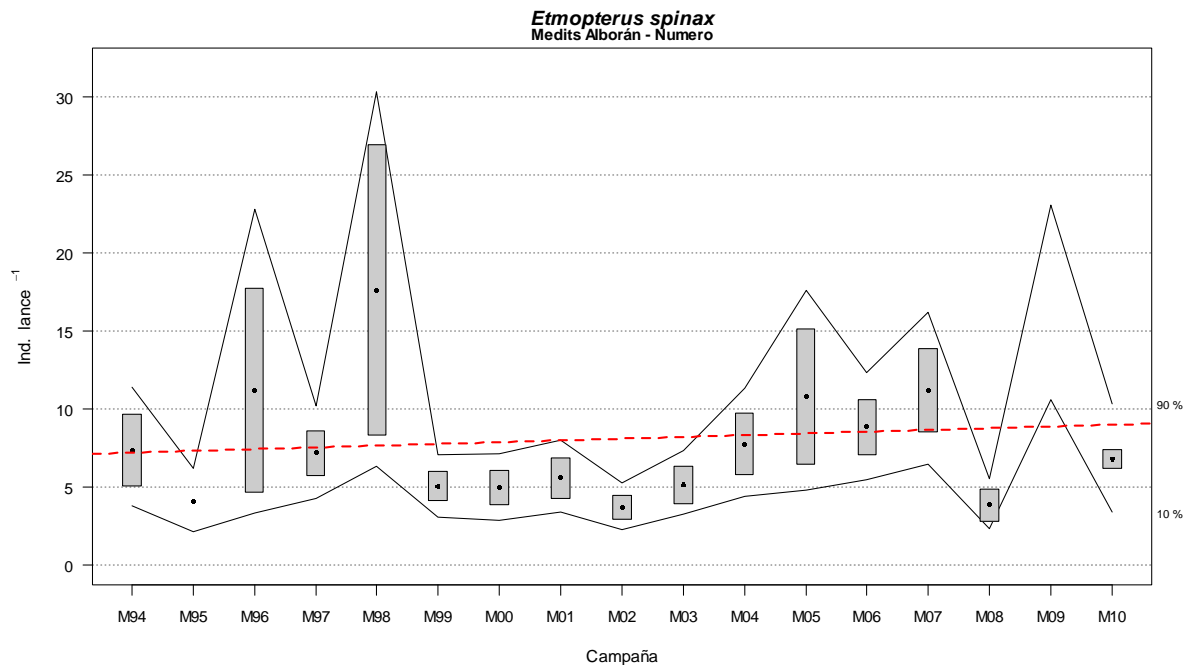


Figura AV11.4. Evolución de la abundancia de *Etmopterus spinax* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

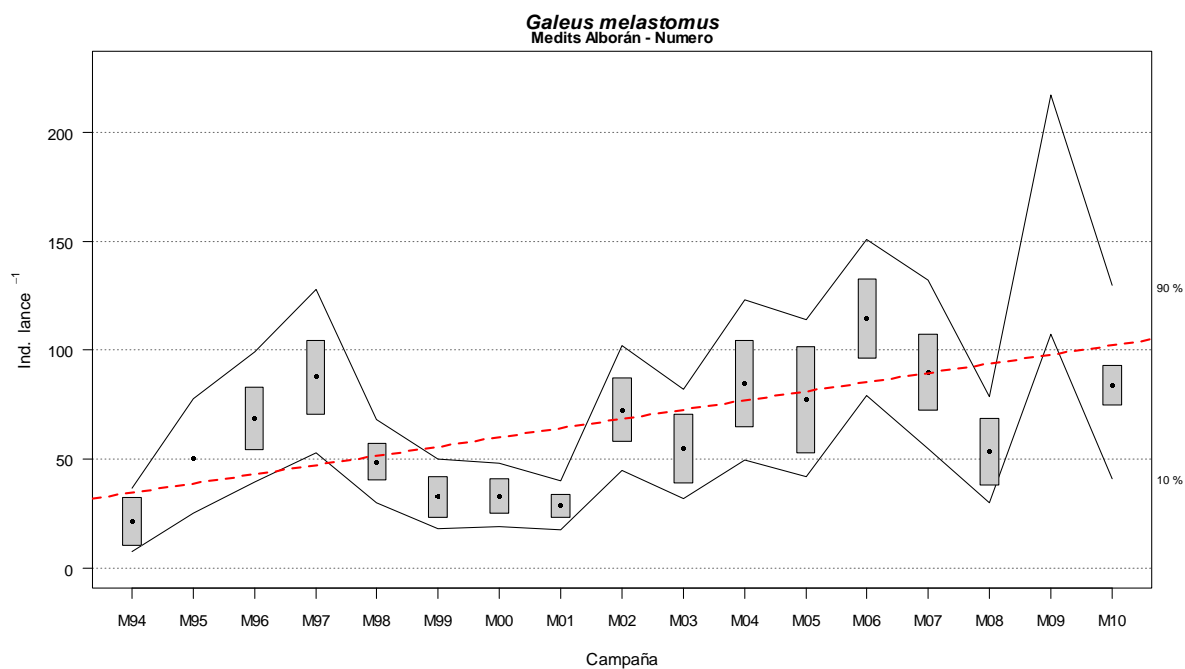


Figura AV11. 5. Evolución de la abundancia de *Galeus melastomus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

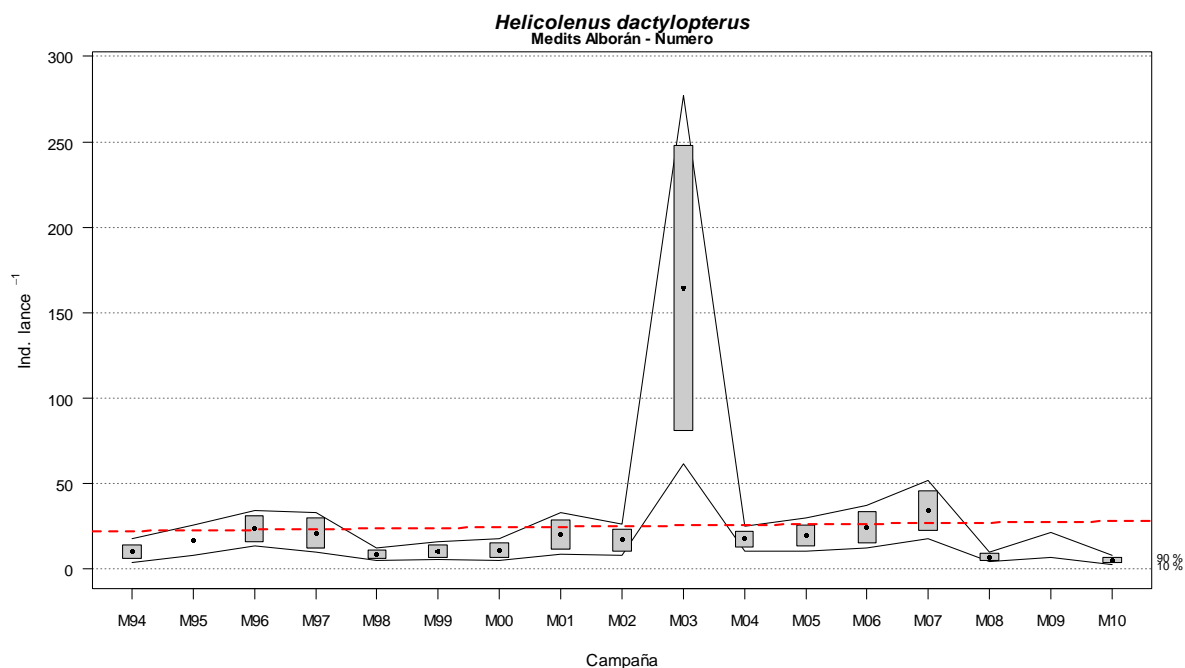


Figura AV11. 6. Evolución de la abundancia de *Helicolenus dactylopterus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

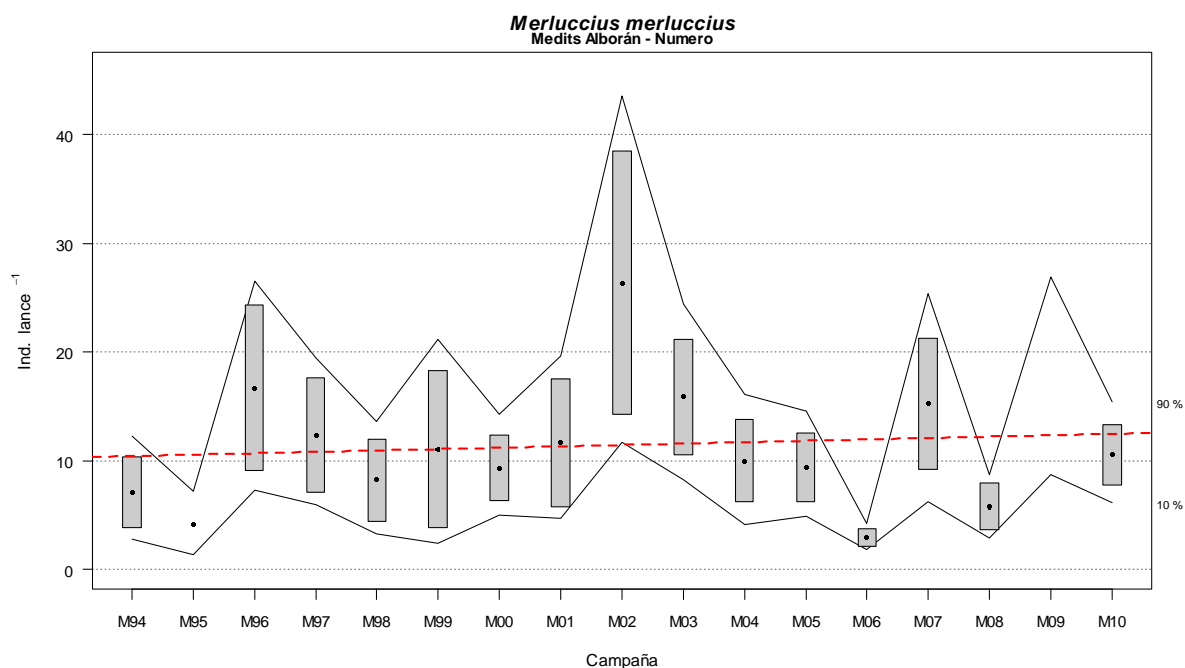


Figura AVI1. 7. Evolución de la abundancia de *Merluccius merluccius* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

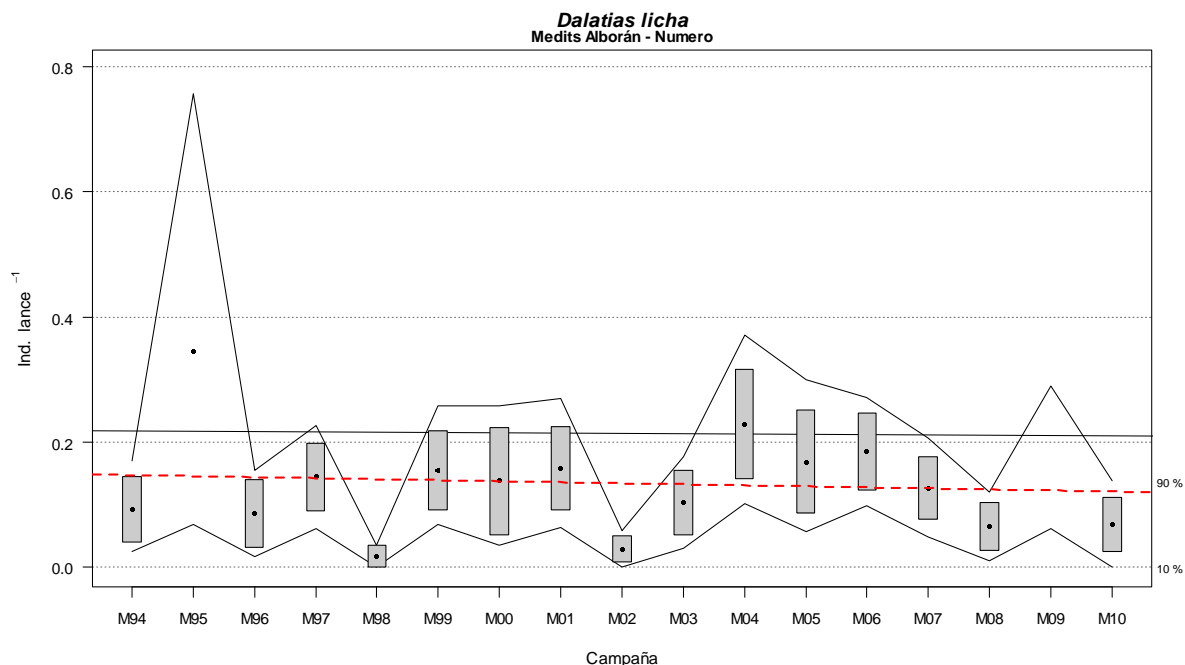


Figura AVI1. 8. Evolución de la abundancia de *Dalatias licha* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

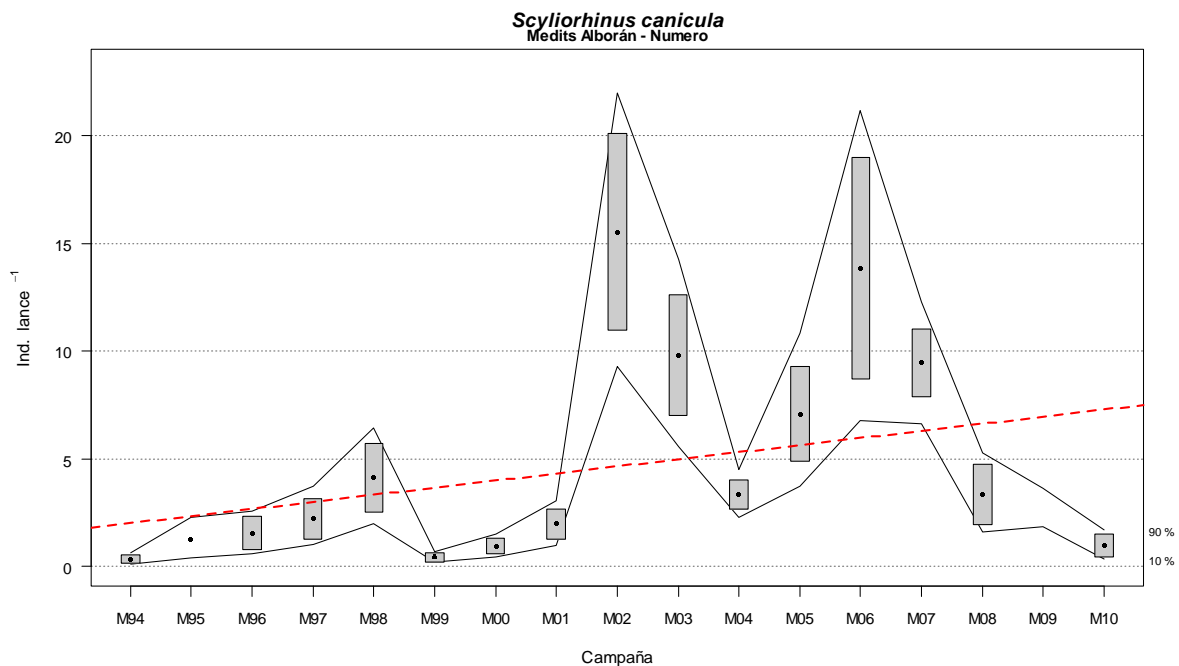


Figura AVI1. 9. Evolución de la abundancia de *Scyliorhinus canicula* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

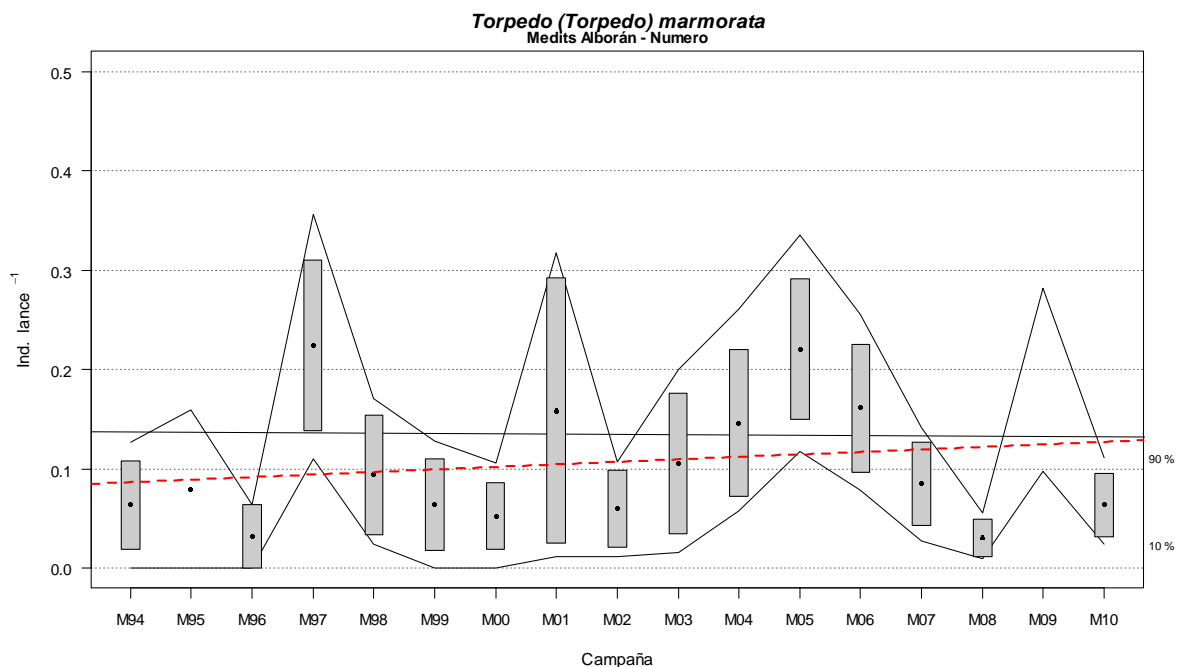


Figura AVI1. 10. Evolución de la abundancia de *Torpedo marmorata* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

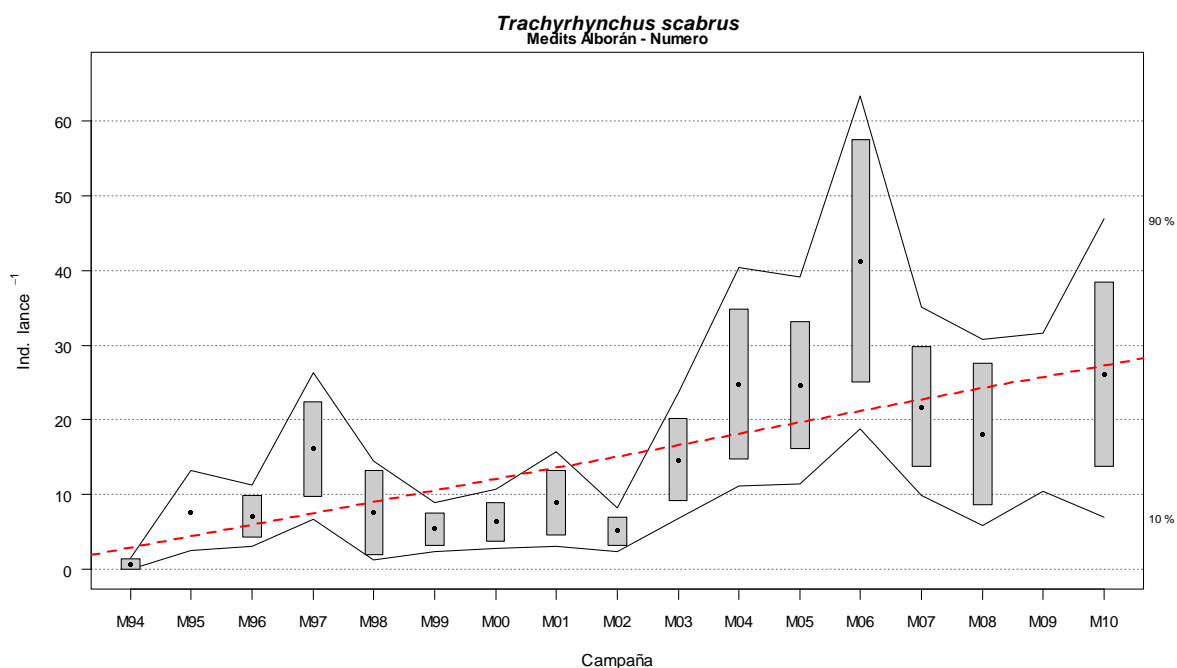


Figura AVI1. 11. Evolución de la abundancia de *Trachyrhynchus scabrus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

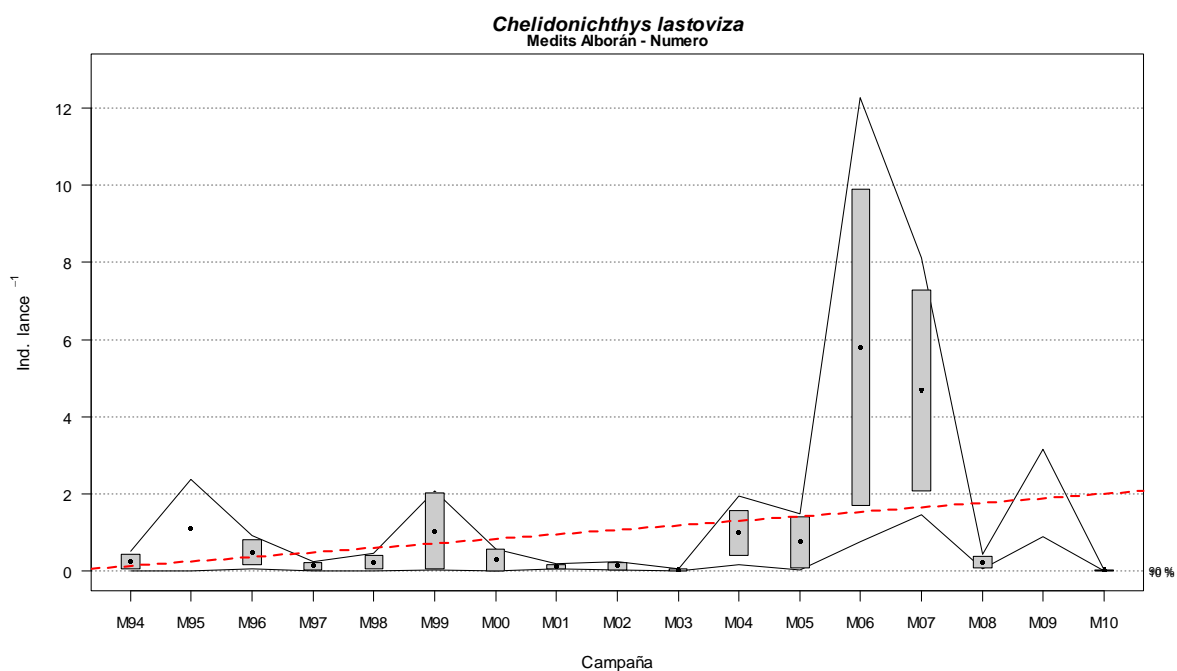


Figura AVI1. 12. Evolución de la abundancia de *Chelidonichthys lastoviza* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

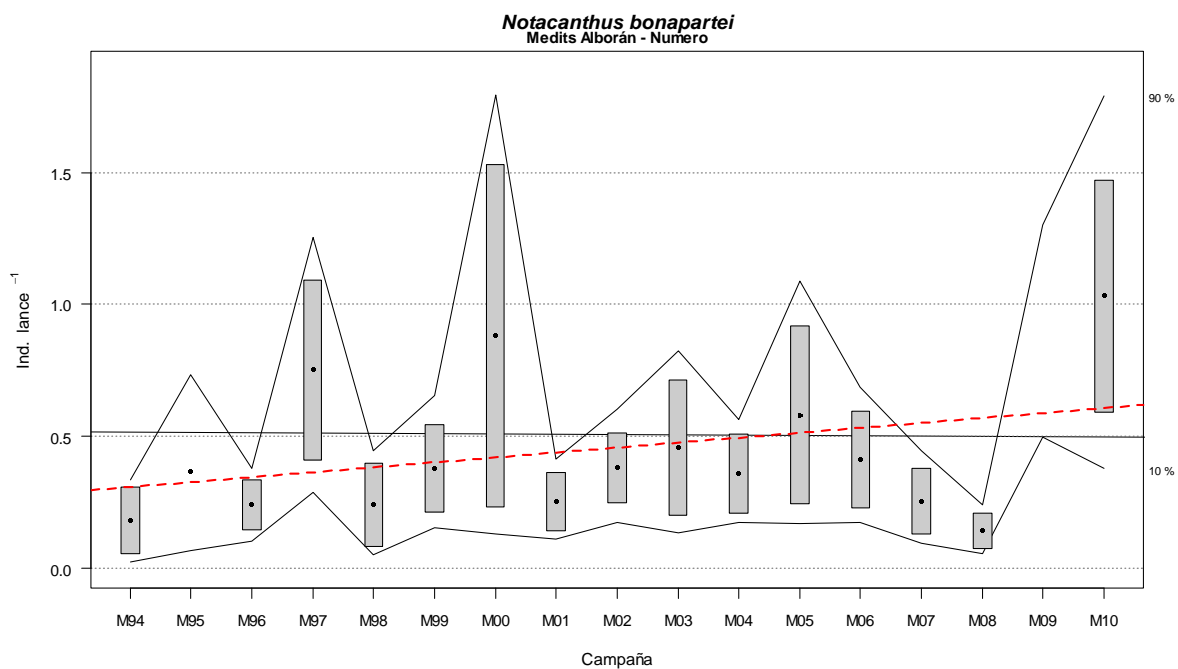


Figura AVI1. 13. Evolución de la abundancia de *Notacanthus bonapartei* y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

Anexo VI. Apartado 2

Especies sensibles que no cumplen con los objetivos individuales en términos de abundancia (indicador 1.2.1).

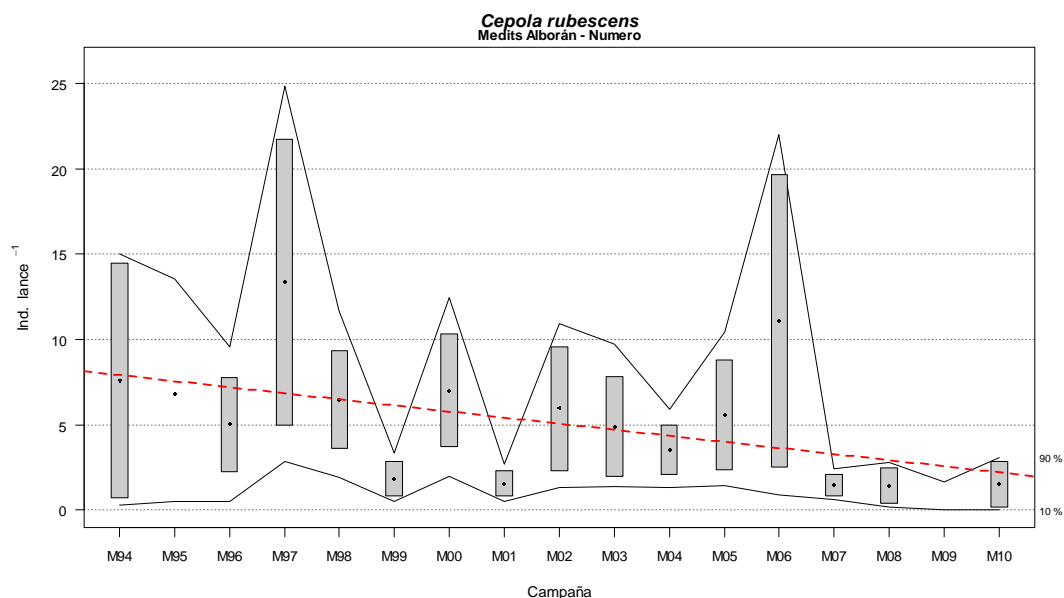


Figura AVI2. 14. Evolución de la abundancia de *Cepola rubescens* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

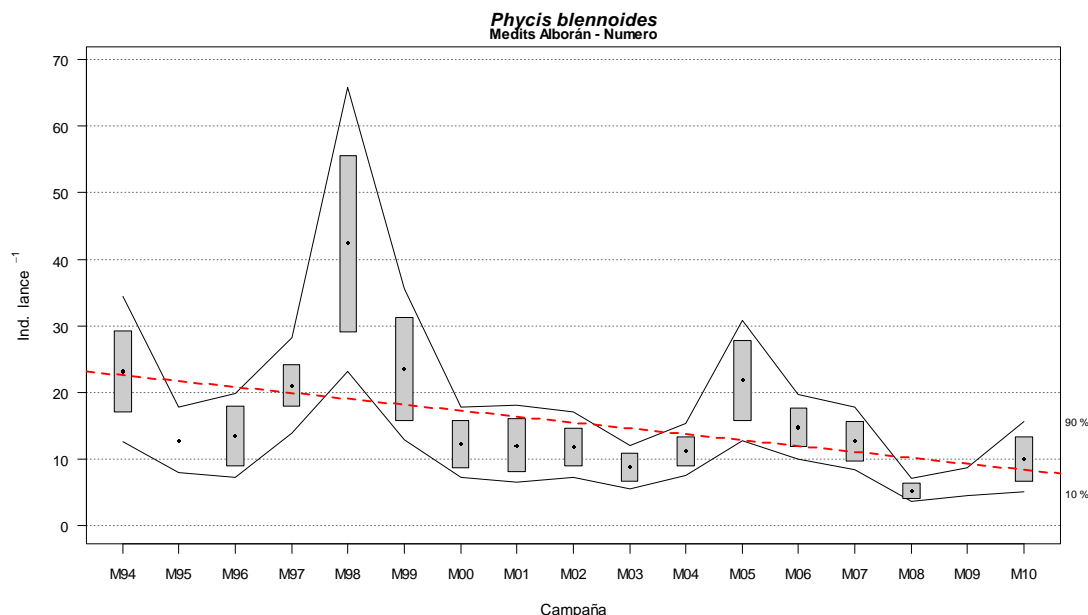


Figura AVI2. 15. Evolución de la abundancia de *Phycis blennoides* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

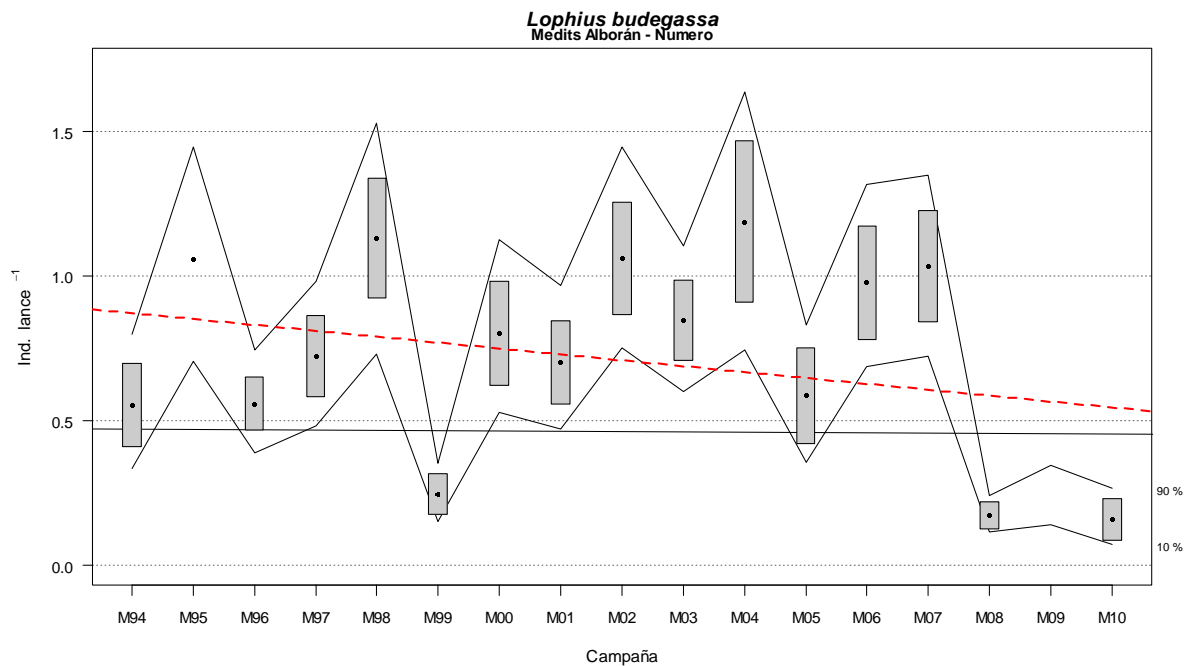


Figura AVI2. 16. Evolución de la abundancia de *Lophius budegassa* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

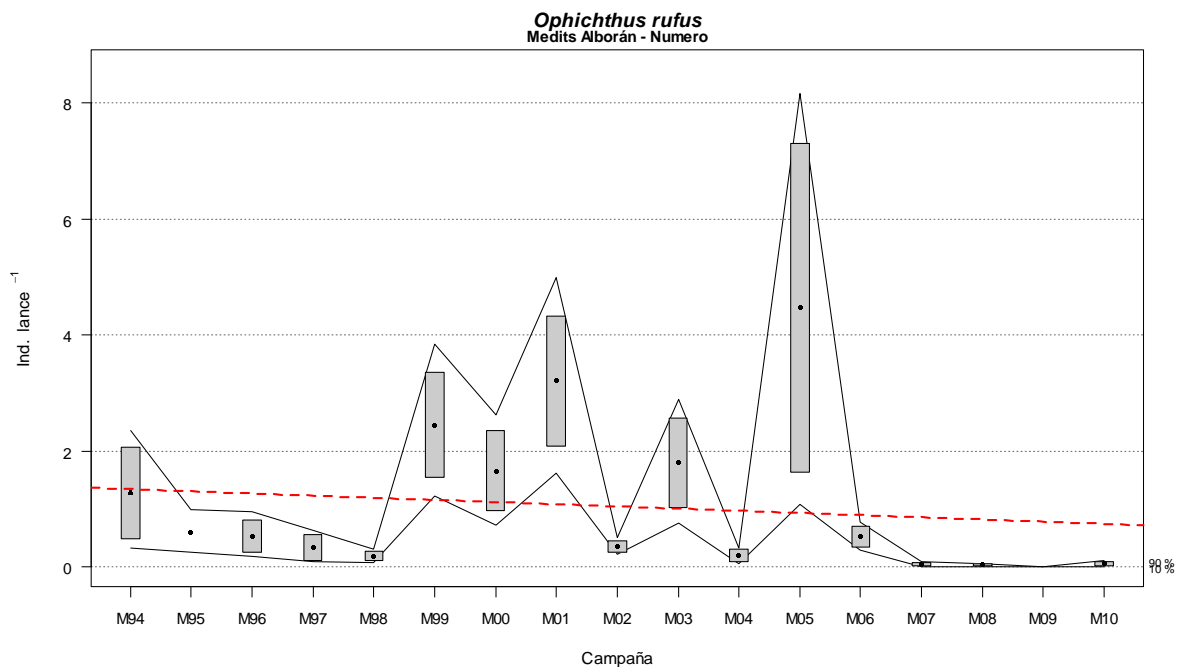


Figura AVI2. 17. Evolución de la abundancia de *Ophichthus rufus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

Anexo VI. Apartado 3

Especies oportunistas que cumplen con los objetivos individuales en términos de abundancia (indicador 1.2.1).

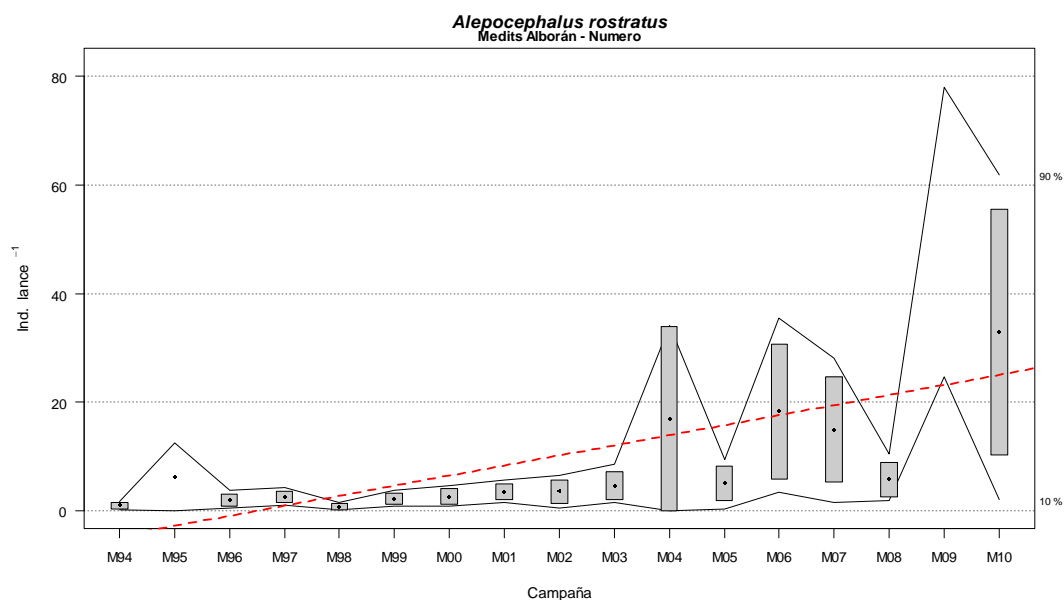


Figura AVI3. 18. Evolución de la abundancia de *Alepocephalus rostratus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

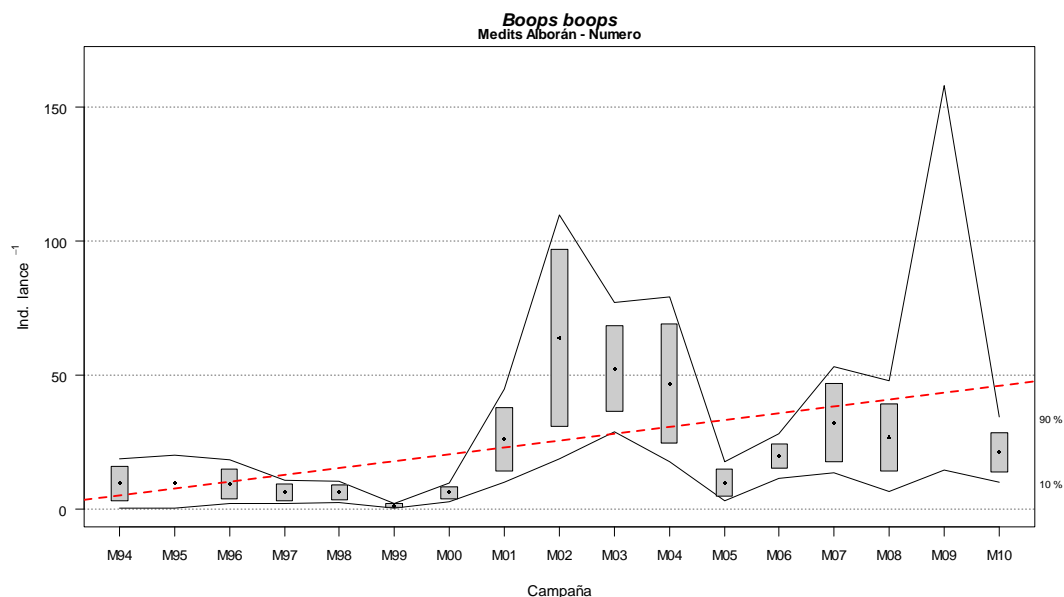


Figura AVI3. 19. Evolución de la abundancia de *Boops boops* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

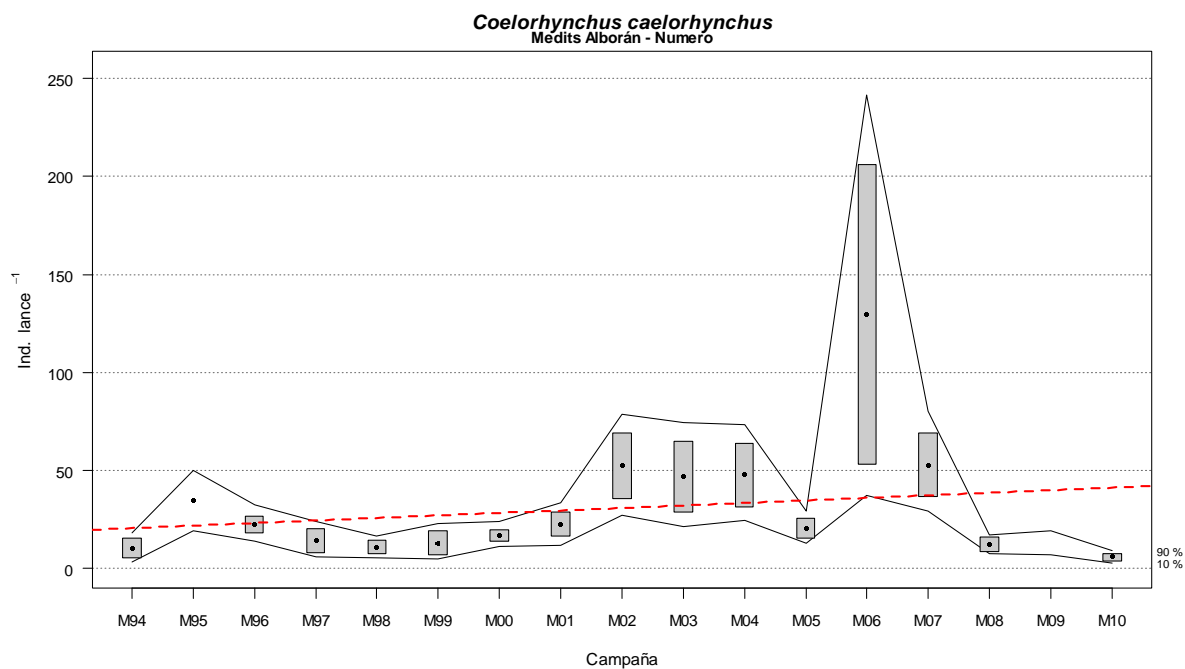


Figura AVI3. 20. Evolución de la abundancia de *Coelorhynchus caelorhynchus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

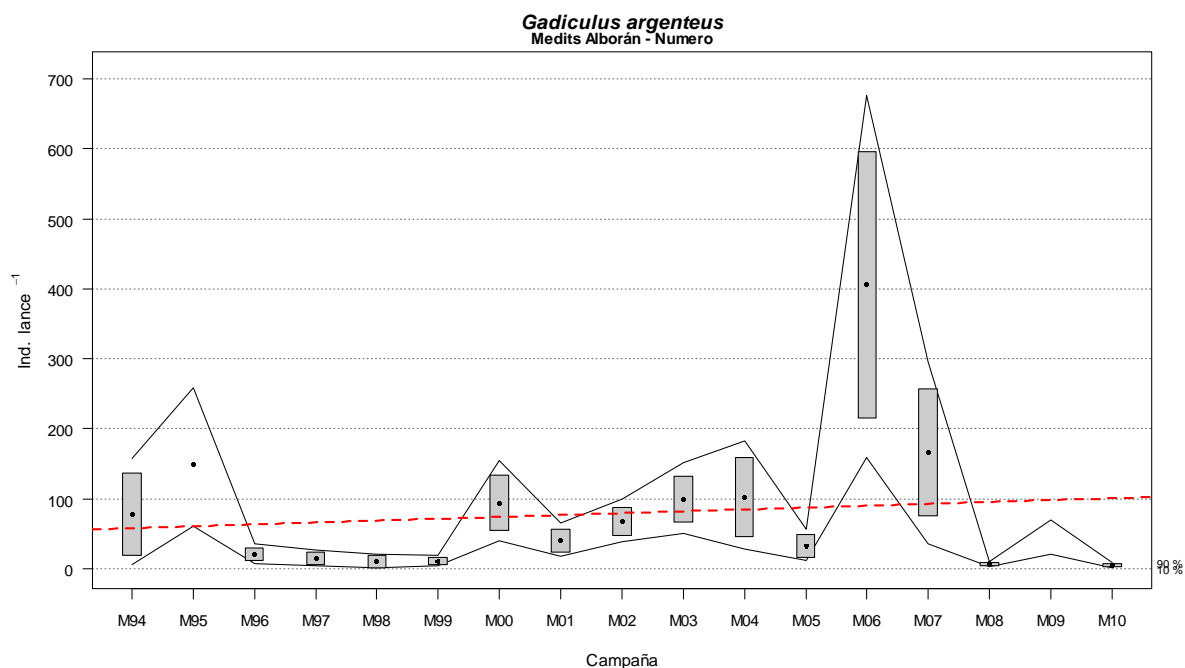


Figura AVI3. 21. Evolución de la abundancia de *Gadiculus argenteus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

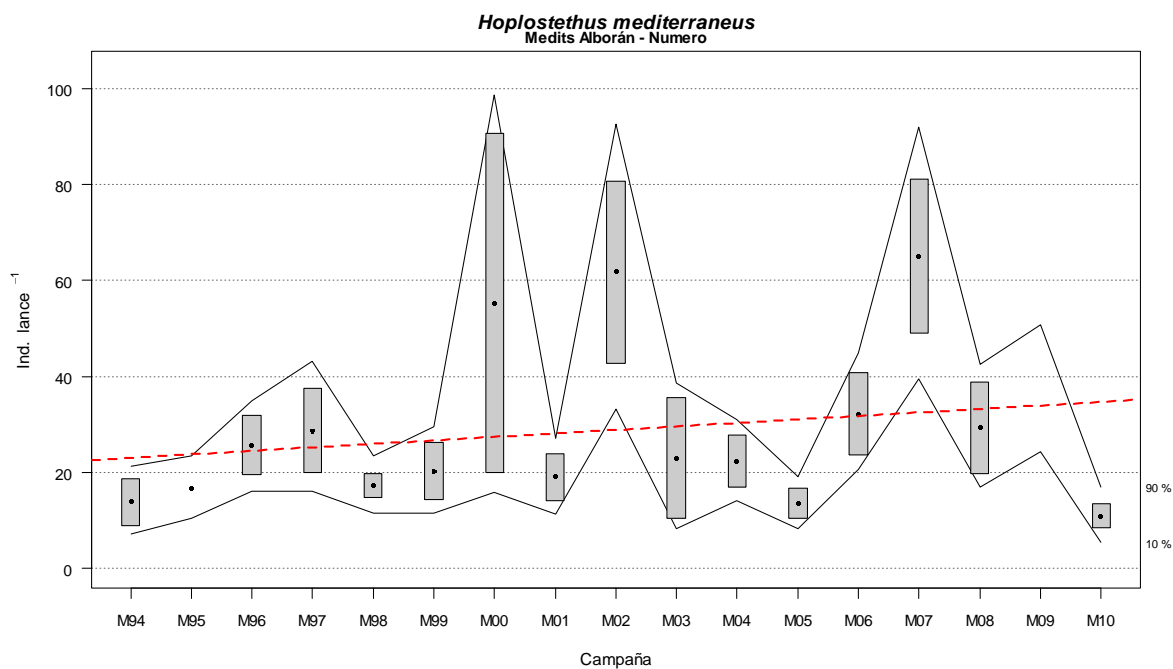


Figura AVI3. 22. Evolución de la abundancia de *Hoplostethus mediterraneus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

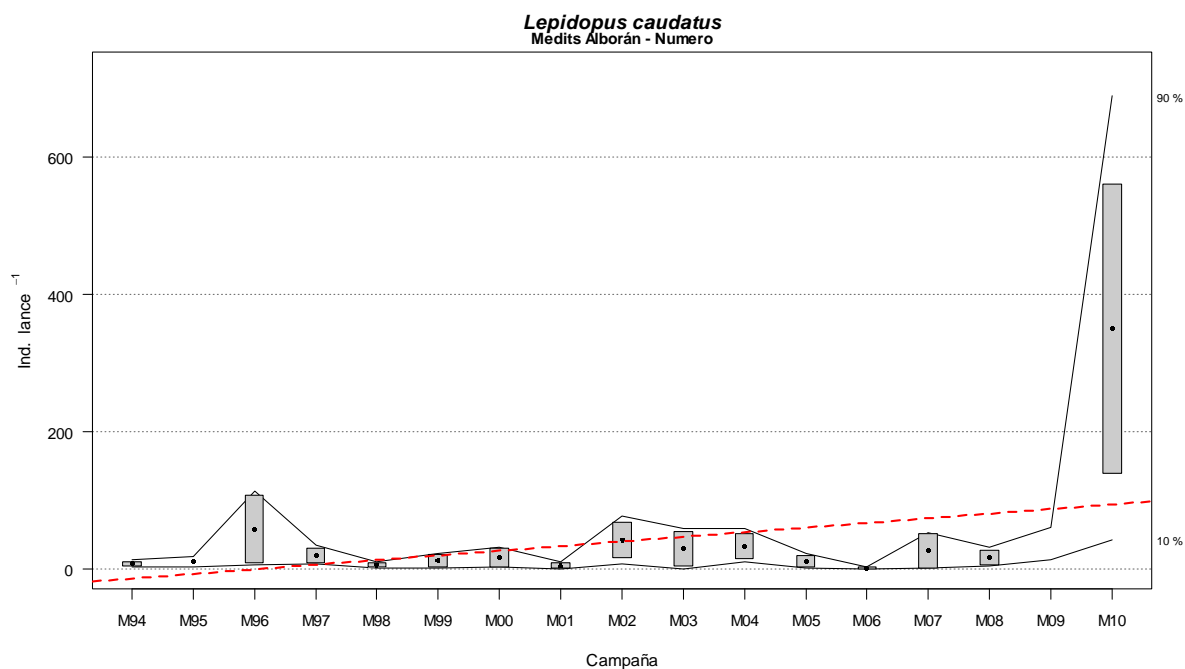


Figura AVI3. 23. Evolución de la abundancia de *Lepidopus caudatus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

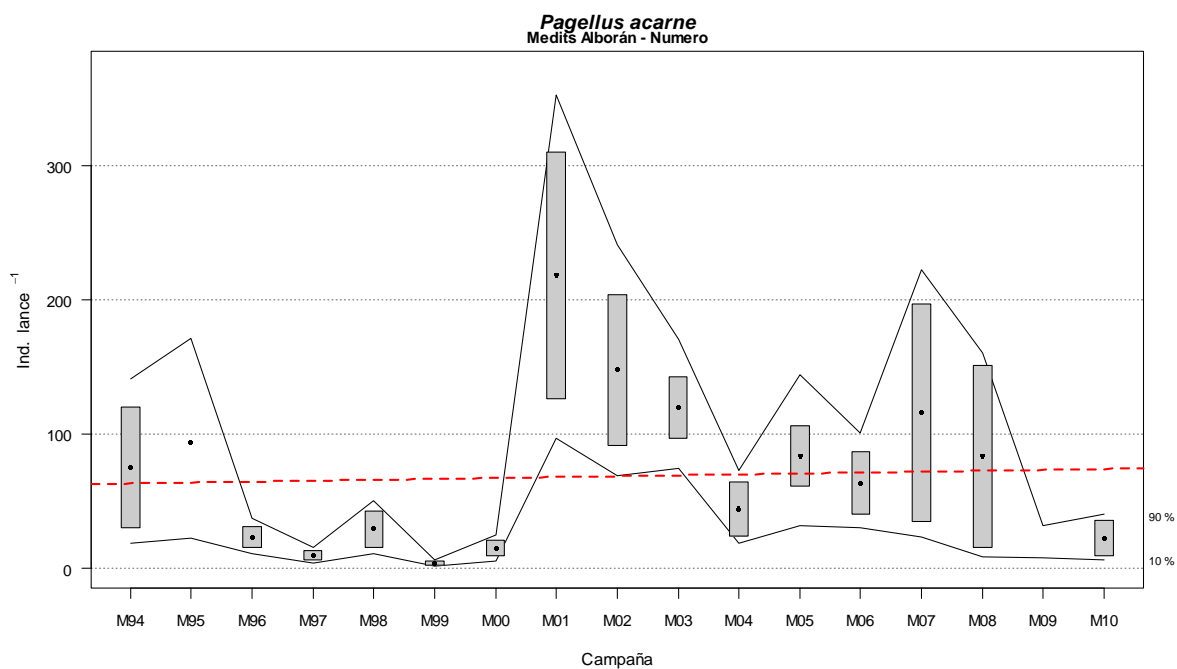


Figura AVI3. 24. Evolución de la abundancia de *Pagellus acarne* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

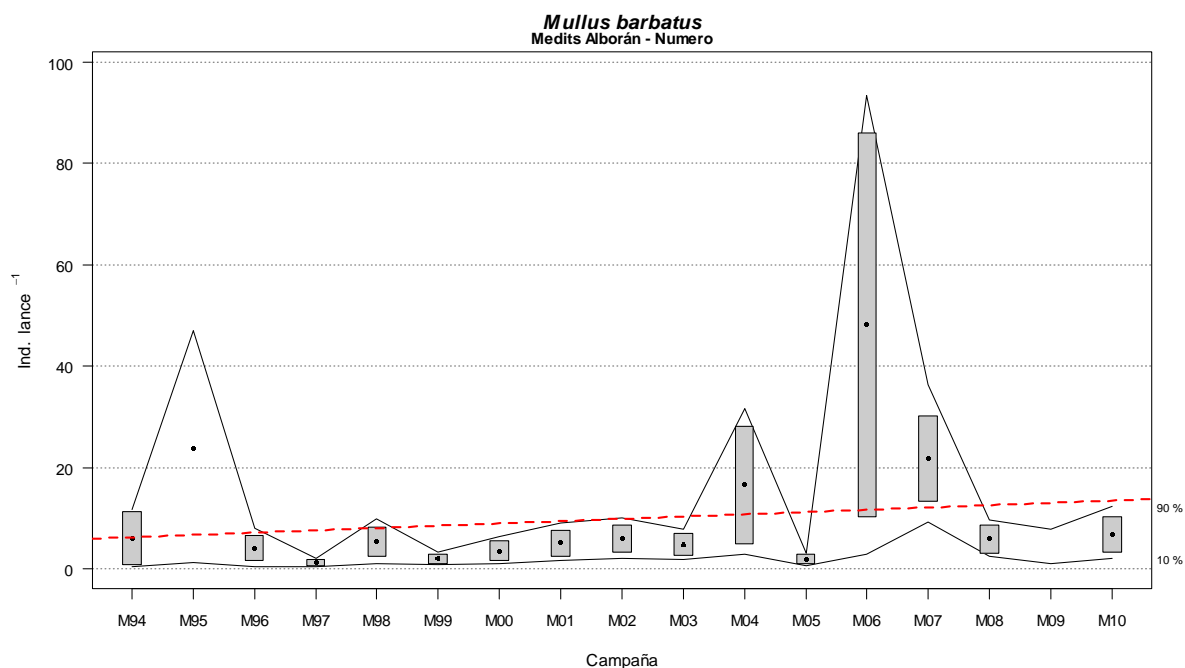


Figura AVI3. 25. Evolución de la abundancia de *Mullus barbatus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

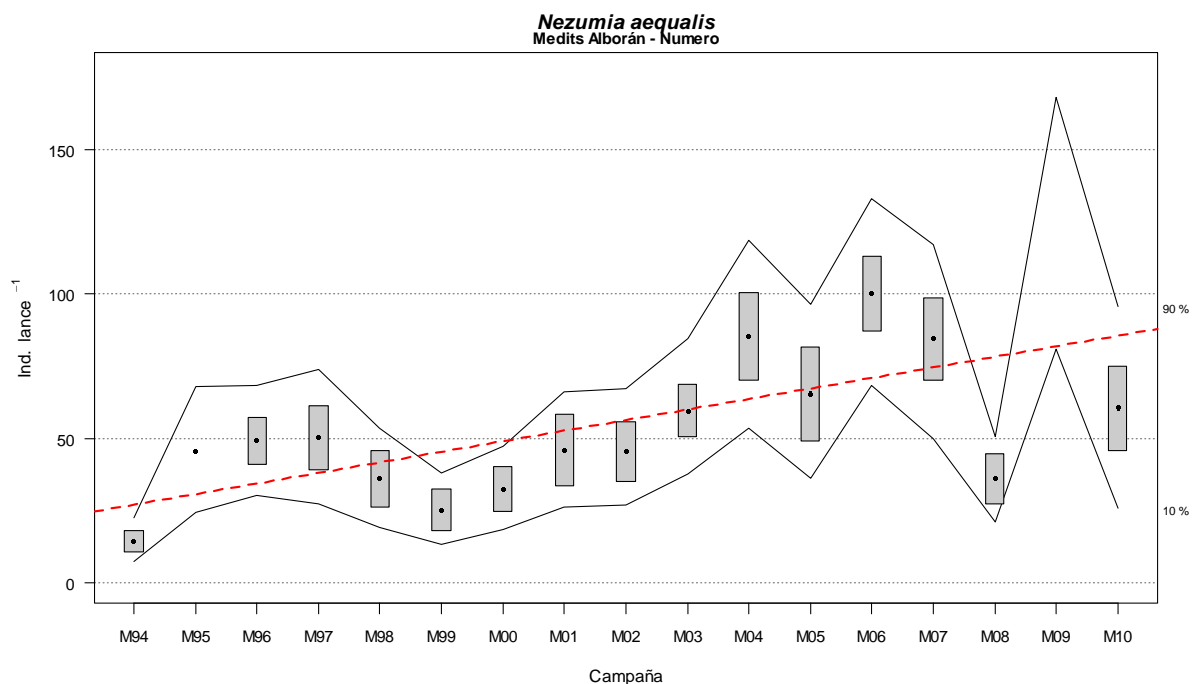


Figura AVI3. 26. Evolución de la abundancia de *Nezumia aequalis* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

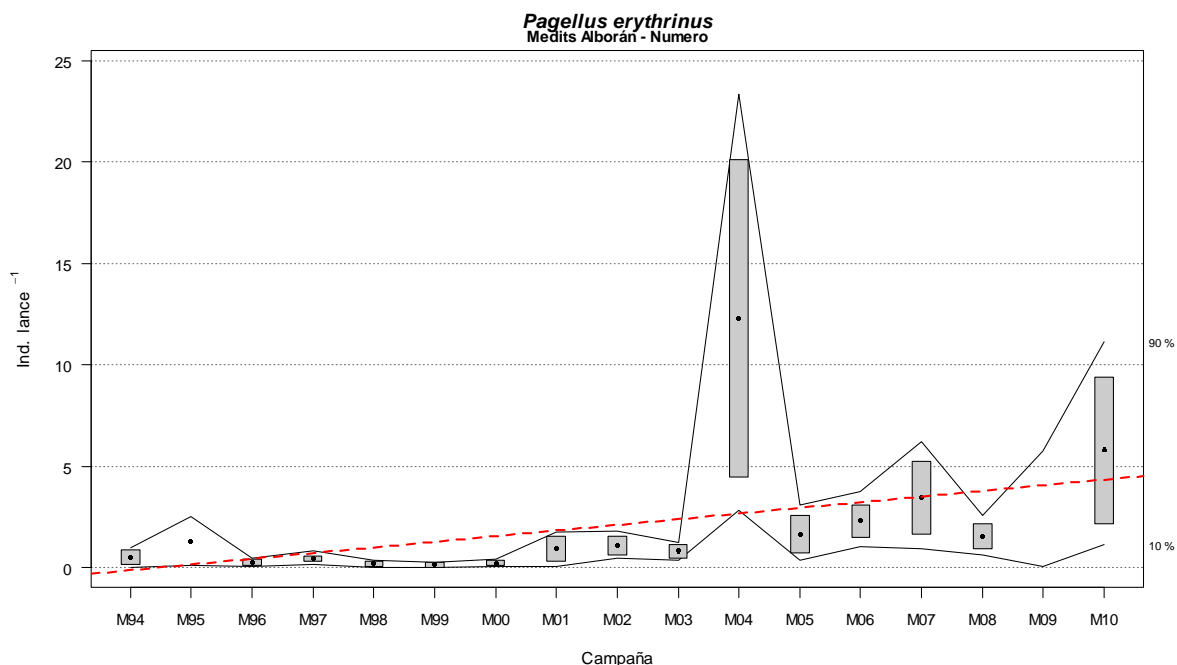


Figura AVI3. 27. Evolución de la abundancia de *Pagellus erythrinus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

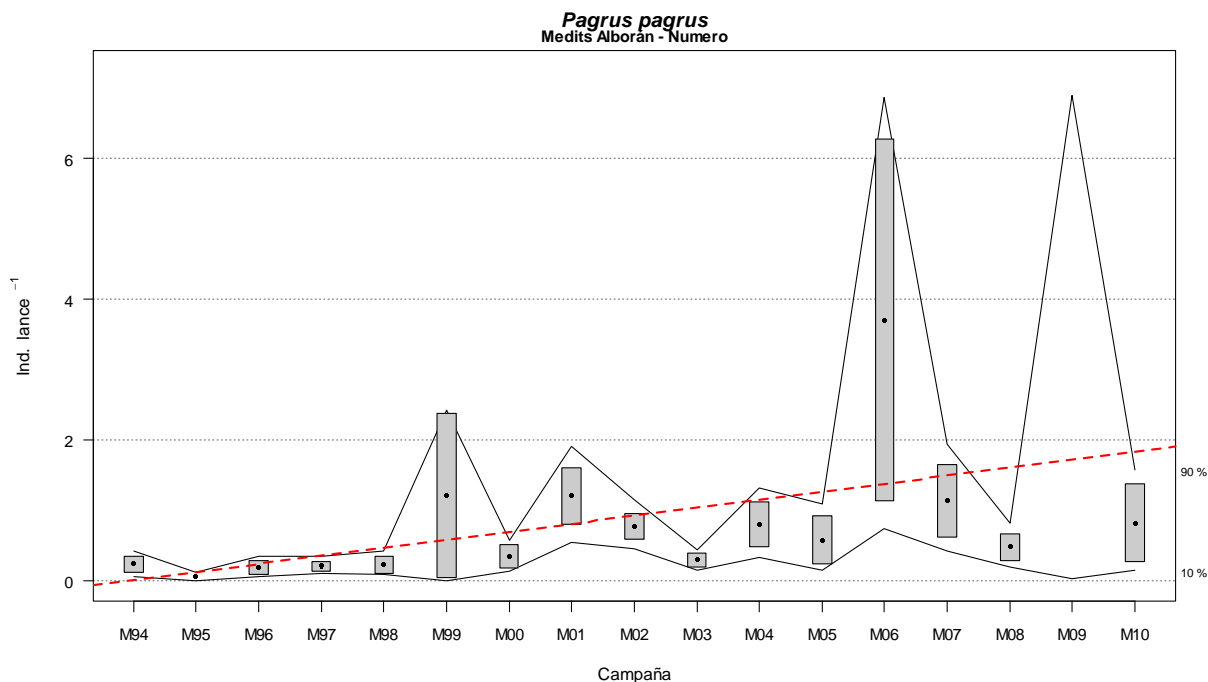


Figura AVI3.28. Evolución de la abundancia de *Pagrus pagrus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

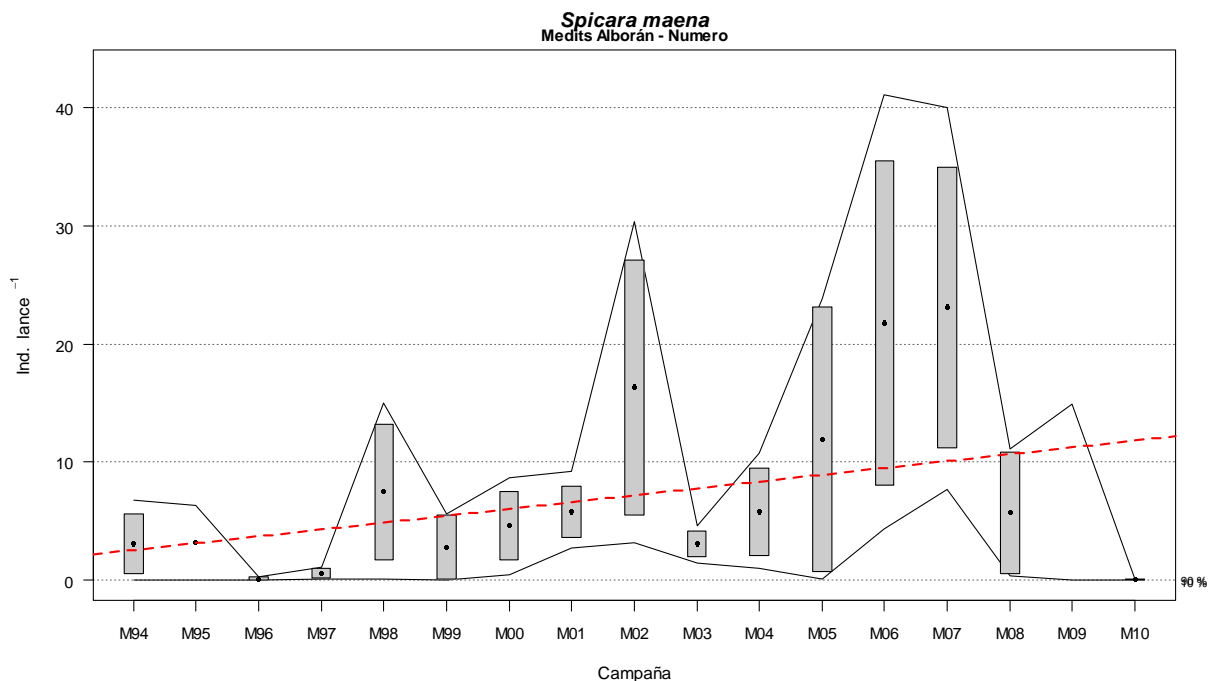


Figura AVI3.29. Evolución de la abundancia de *Spicara maena* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

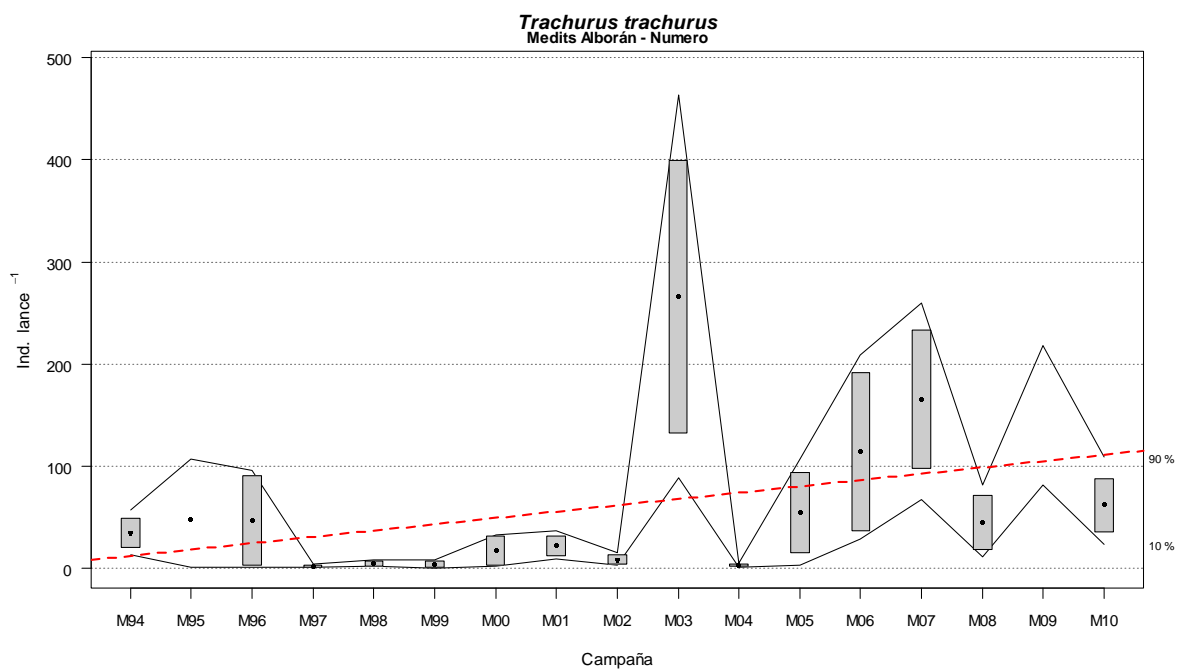


Figura AVI3. 30. Evolución de la abundancia de *Trachurus trachurus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

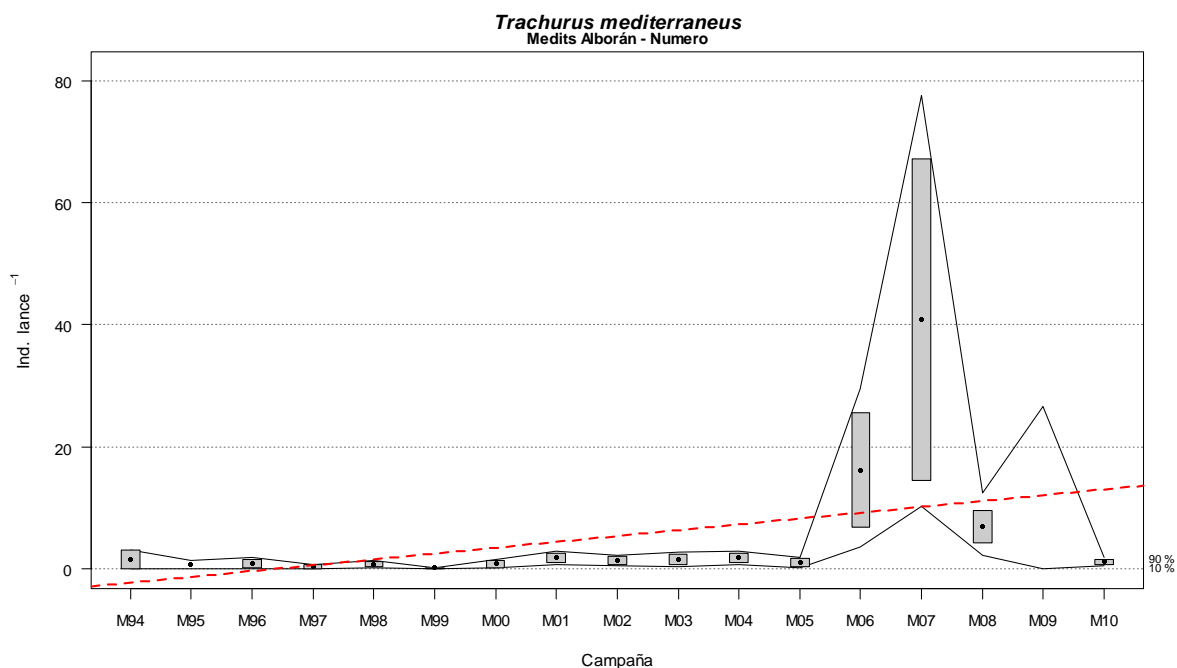


Figura AVI4. 31. Evolución de la abundancia de *Trachurus mediterraneus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

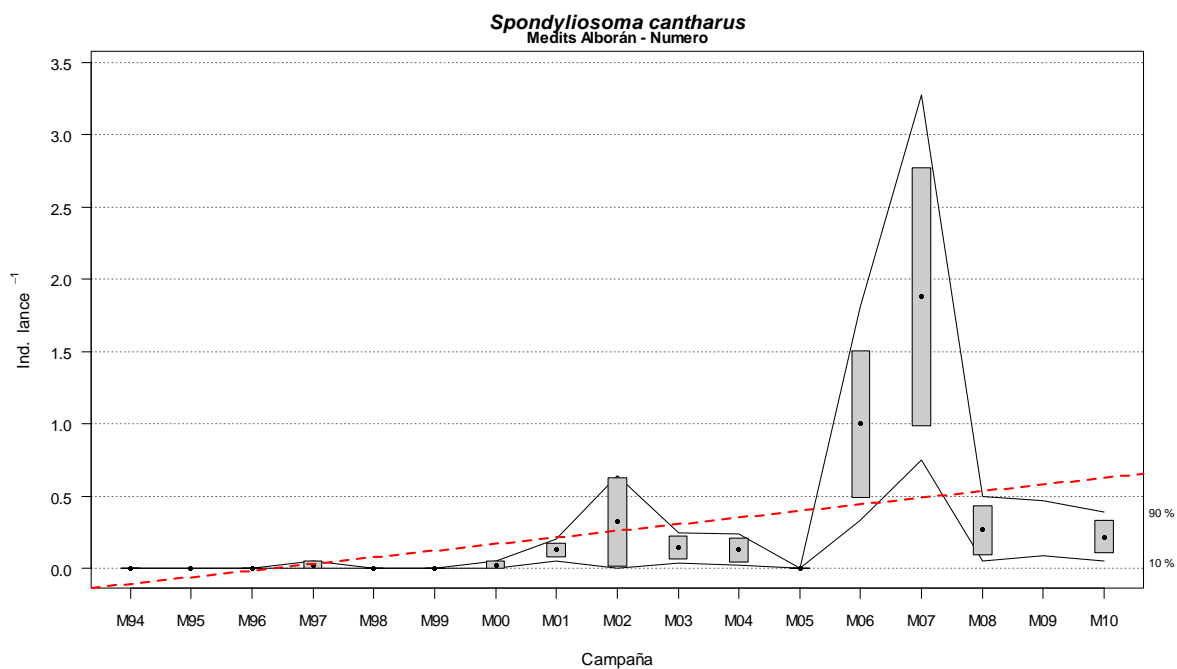


Figura AVI4. 32. Evolución de la abundancia de *Spondyliosoma cantharus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

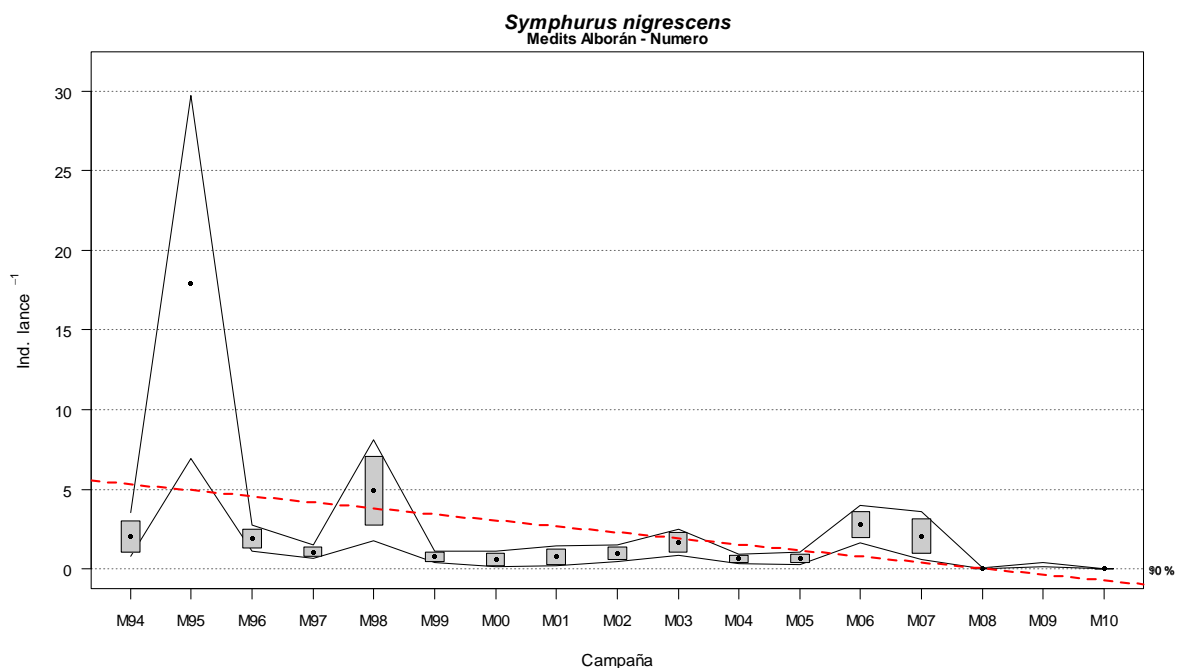


Figura AVI4. 33. Evolución de la abundancia de *Symphurus nigrescens* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

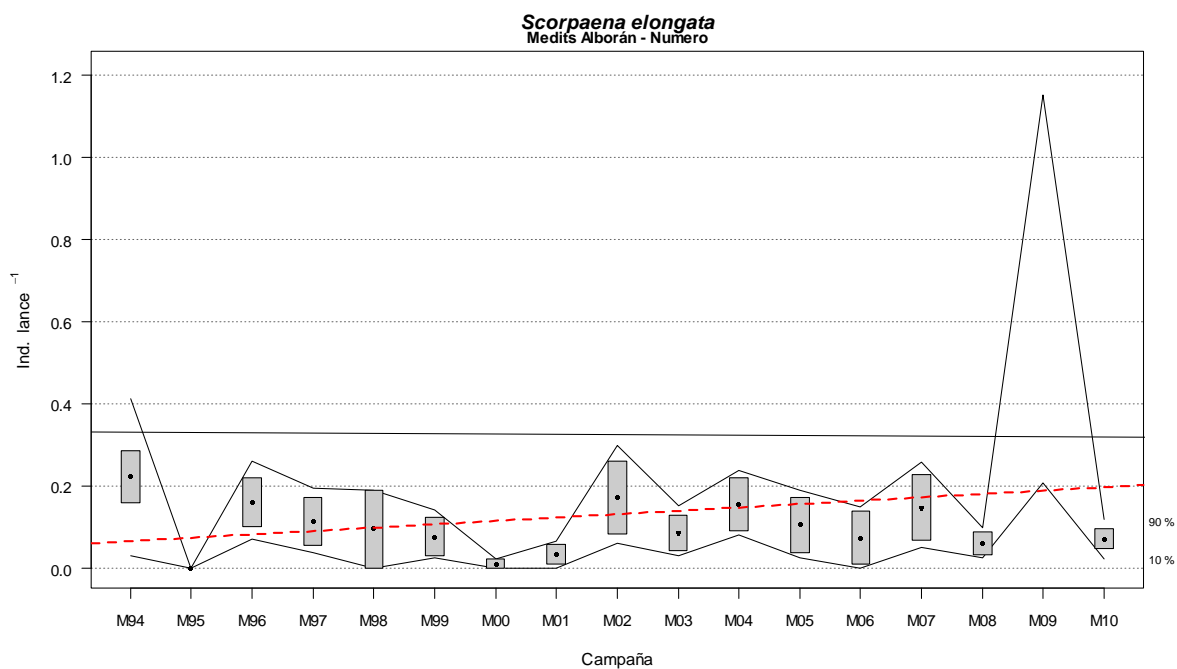


Figura AVI3. 34. Evolución de la abundancia de *Scorpaena elongata* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

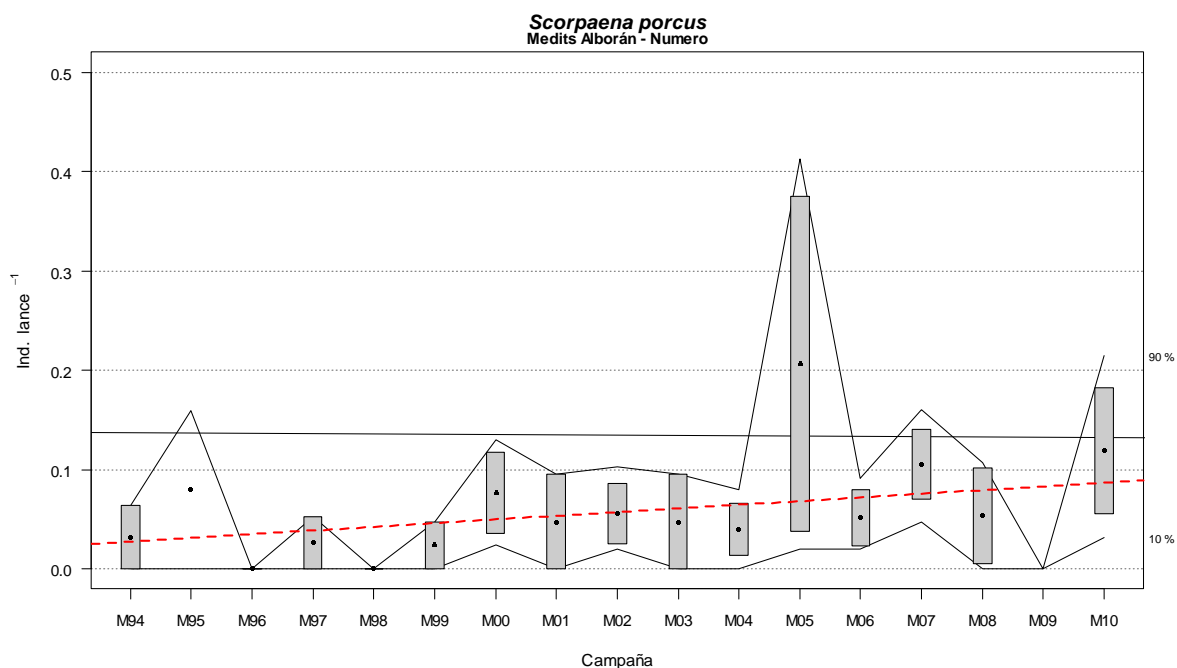


Figura AVI3. 35. Evolución de la abundancia de *Scorpaena porcus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

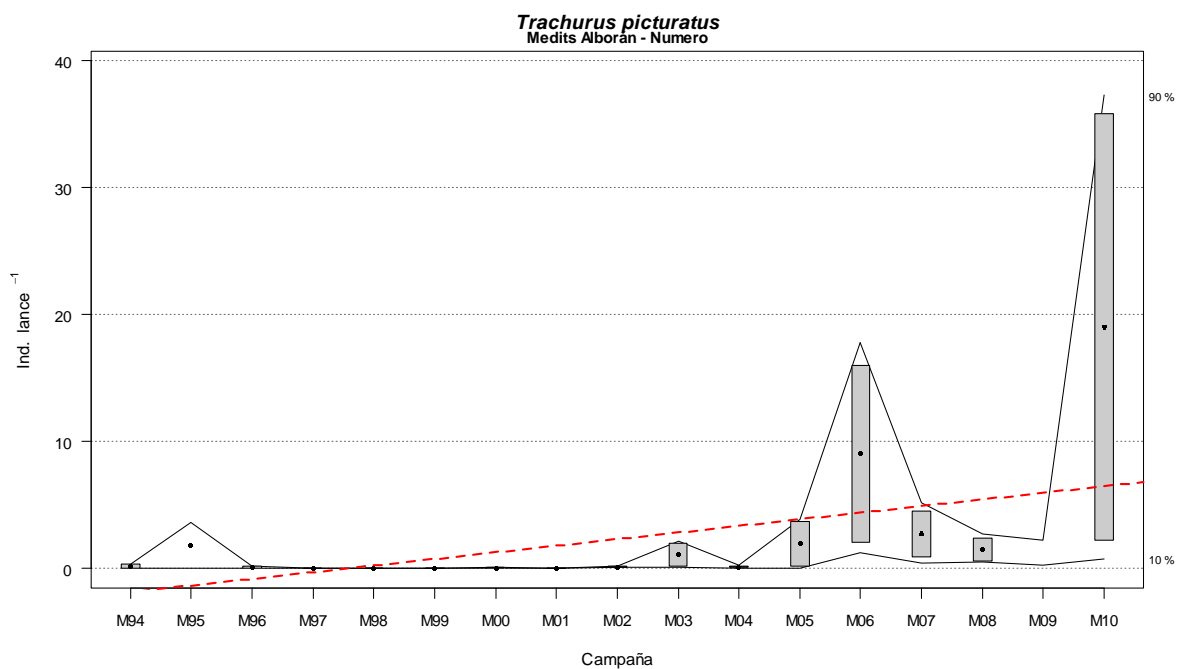


Figura AVI3. 36. Evolución de la abundancia de *Trachurus picturatus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

Anexo VI. Apartado 4

Especies oportunistas que no cumplen con los objetivos individuales en términos de abundancia (indicador 1.2.1).

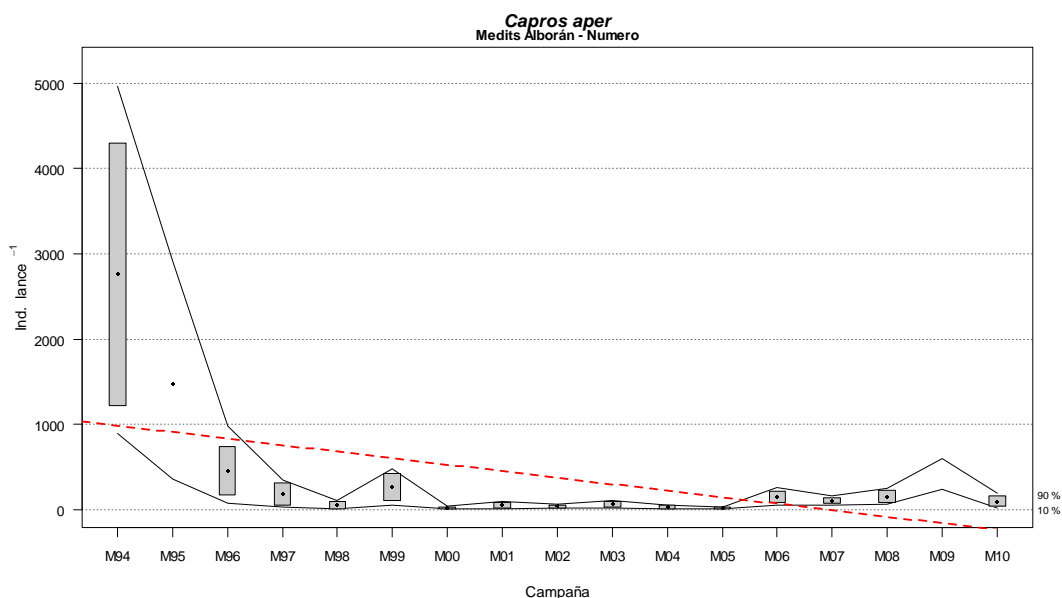


Figura AVI4. 37. Evolución de la abundancia de *Capros aper* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

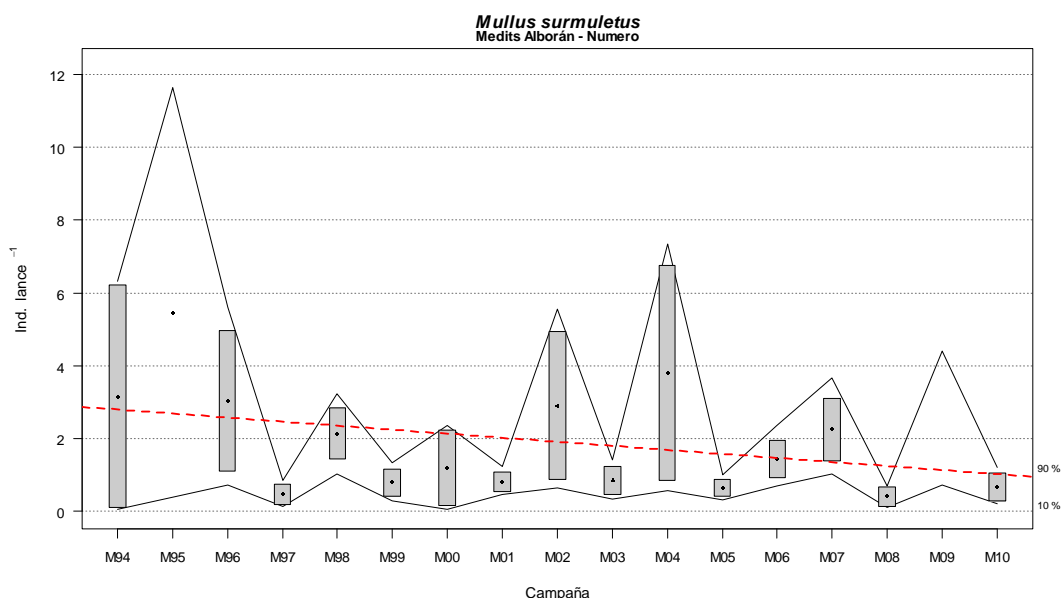


Figura AVI4. 38. Evolución de la abundancia de *Mullus surmuletus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

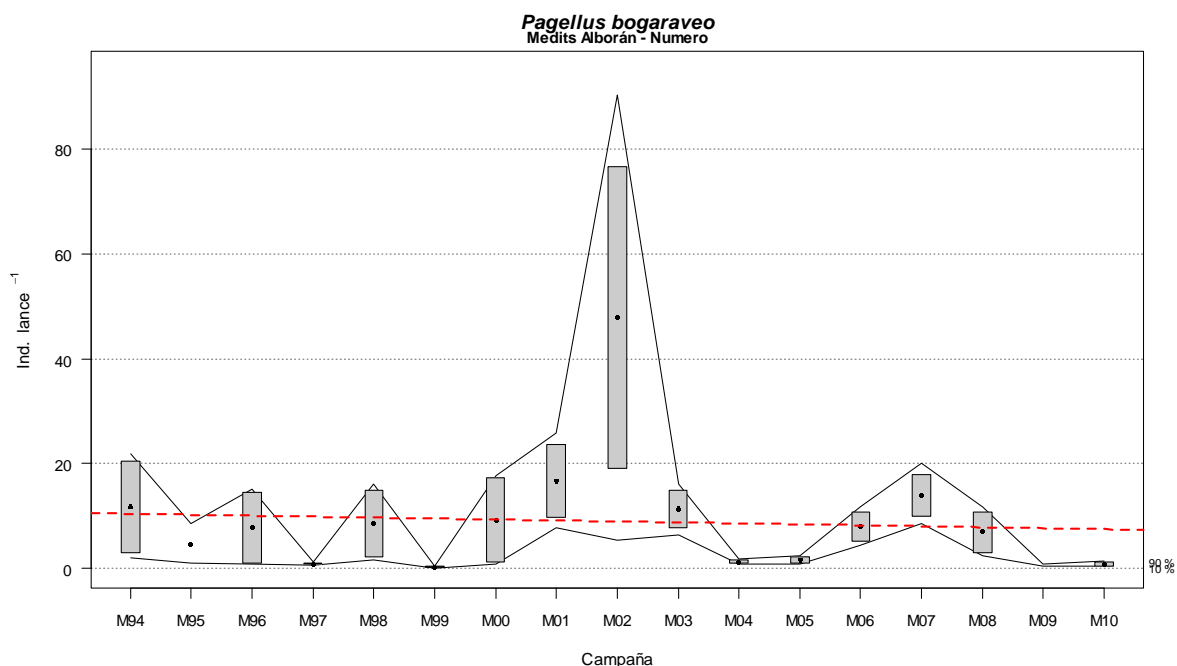


Figura AVI4. 39. Evolución de la abundancia de *Pagellus bogarveo* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

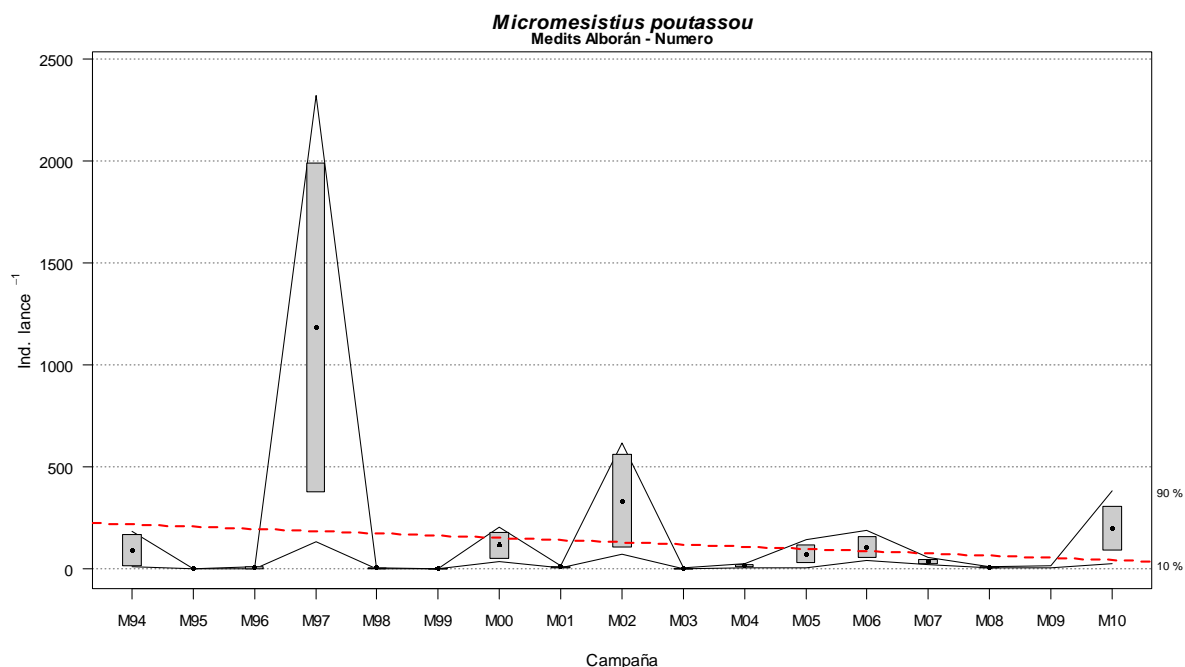


Figura AVI4. 40. Evolución de la abundancia de *Micromesistius poutassou* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

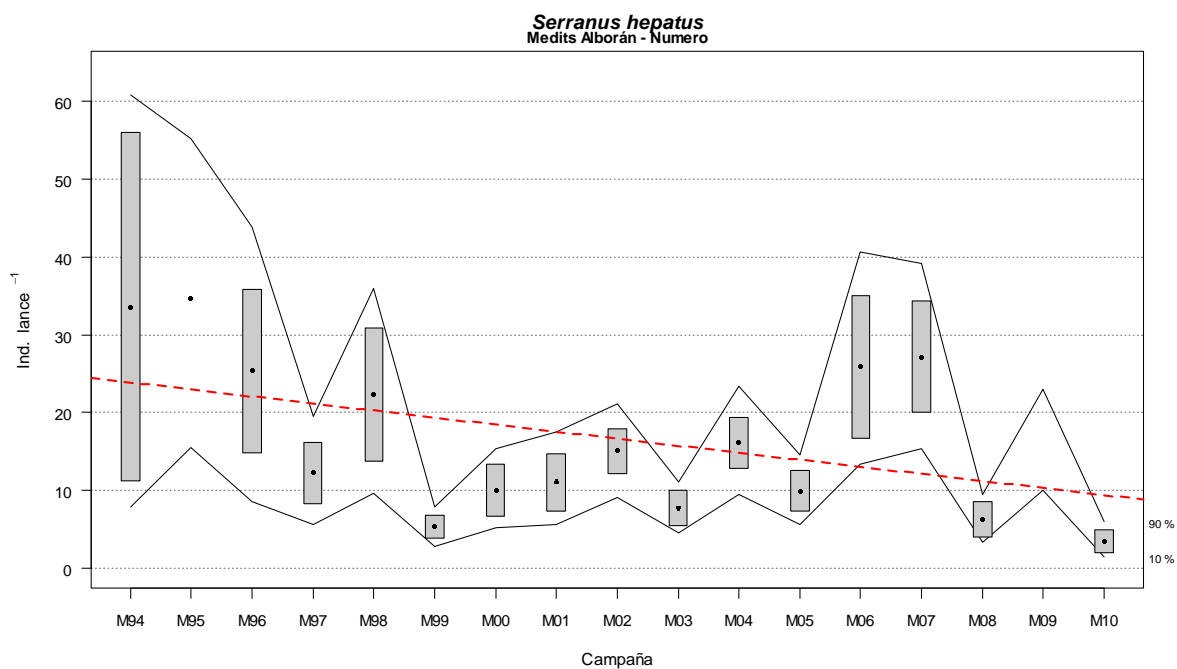


Figura AVI4. 41. Evolución de la abundancia de *Serranus hepatus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

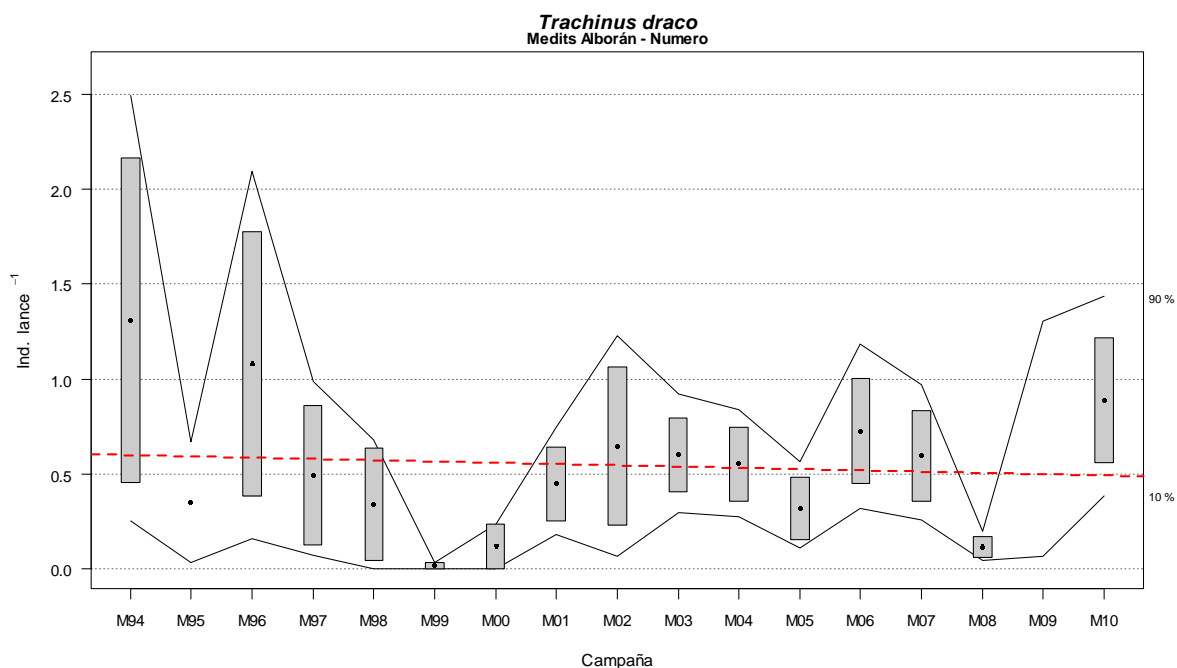


Figura AVI4. 42. Evolución de la abundancia de *Trachinus draco* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

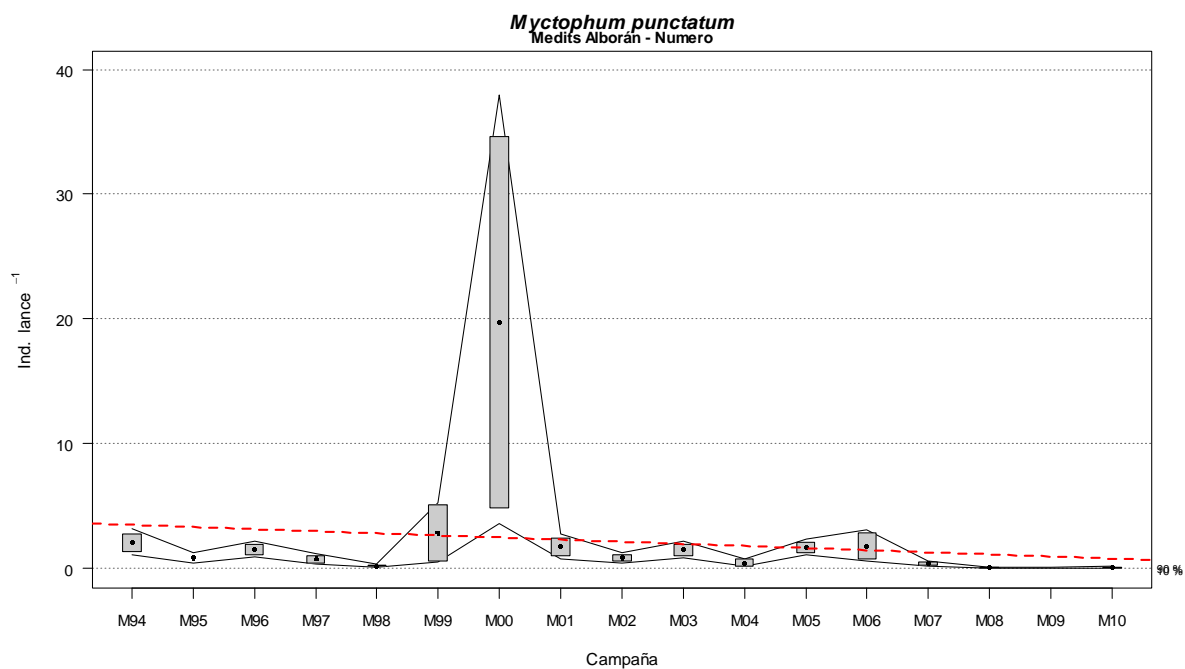


Figura AVI4. 43. Evolución de la abundancia de *Myctophum punctatum* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

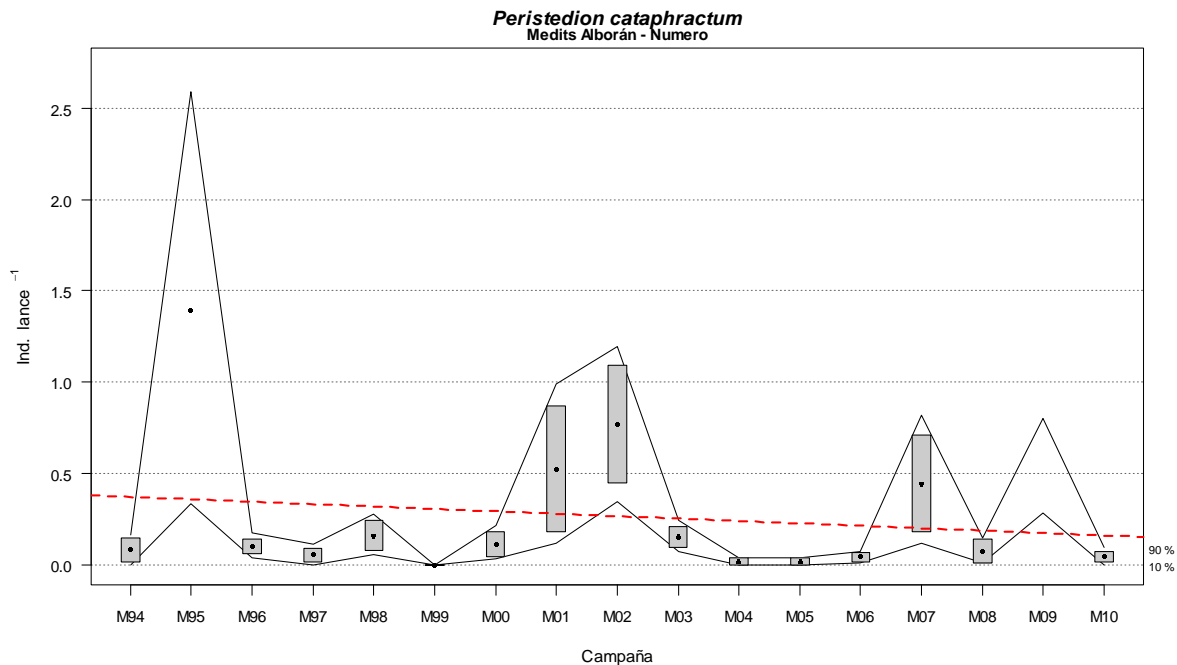


Figura AVI4. 44. Evolución de la abundancia de *Peristedion cataphractum* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

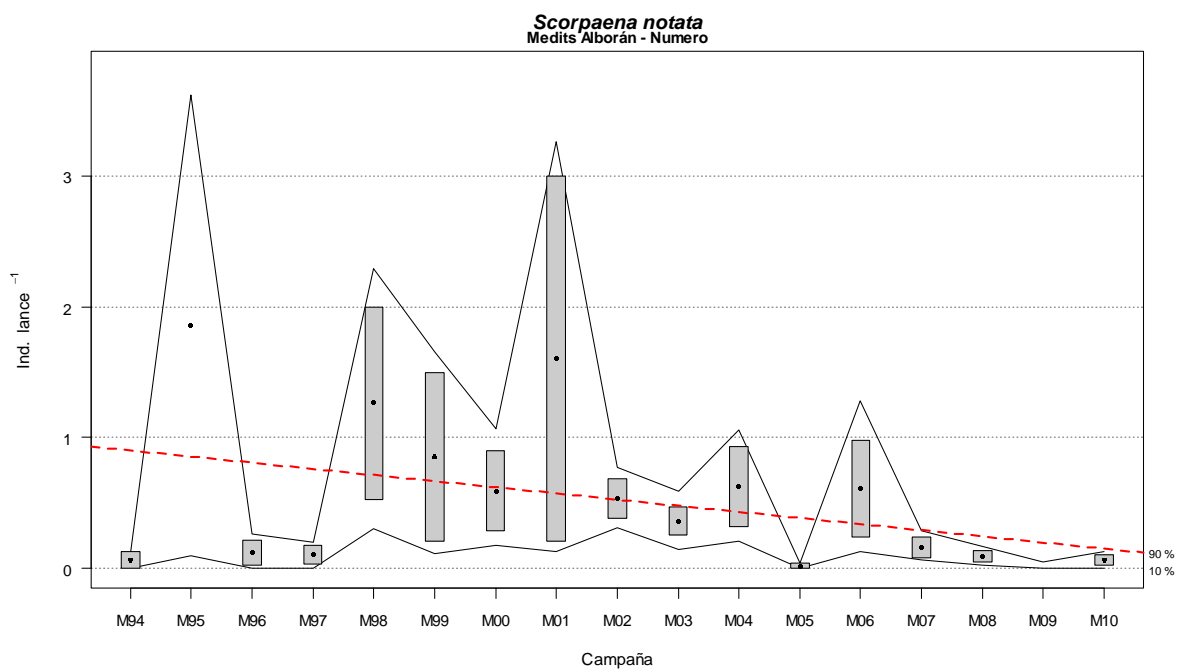


Figura AVI4. 45. Evolución de la abundancia de *Scorpaena notata* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

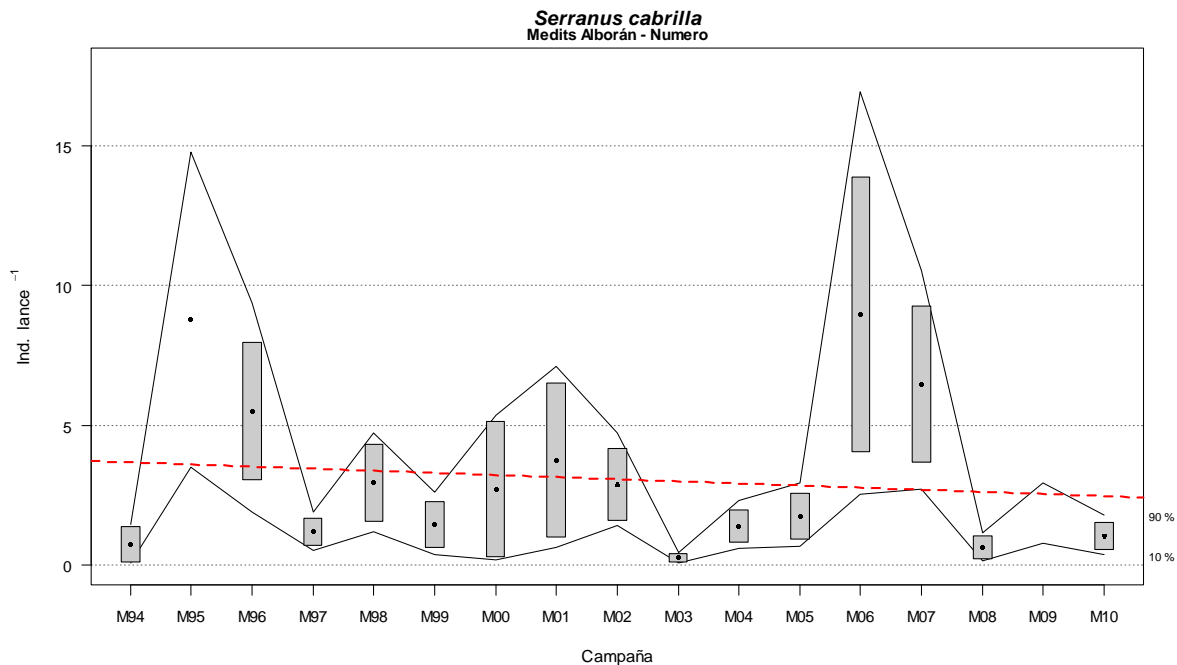


Figura AVI4. 46. Evolución de la abundancia de *Serranus cabrilla* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

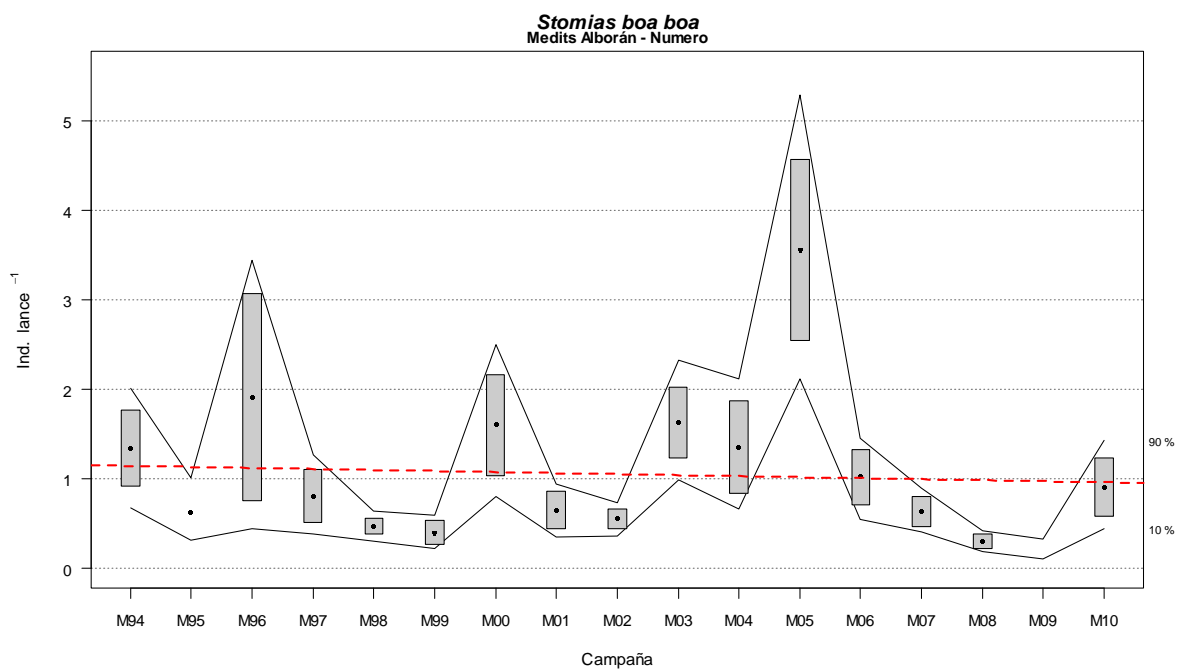


Figura AVI4. 47. Evolución de la abundancia de *Stomias boa boa* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

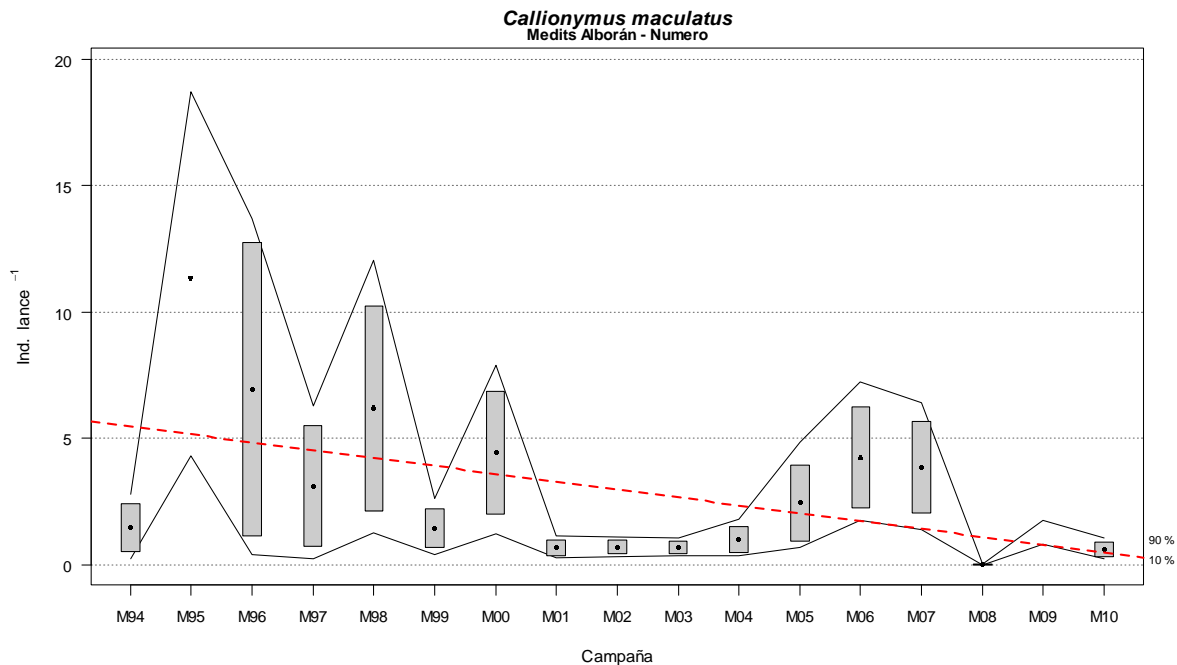


Figura AVI4. 48. Evolución de la abundancia de *Callionymus maculatus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

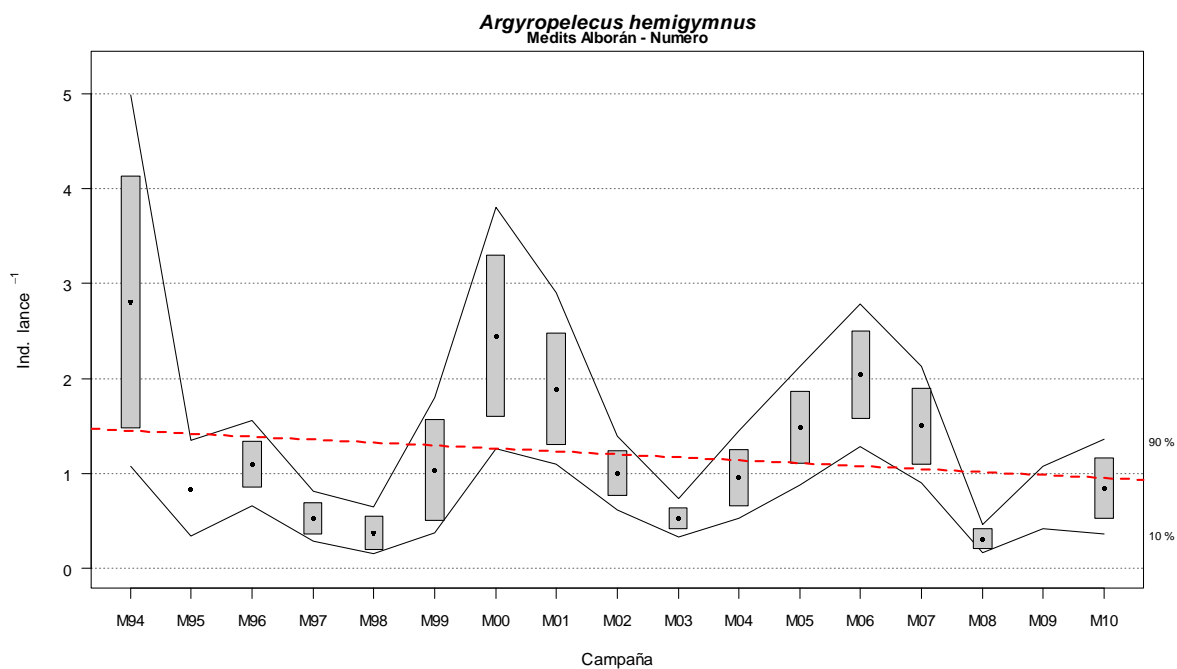


Figura AVI4. 49. Evolución de la abundancia de *Argyropelecus hemigymnus* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

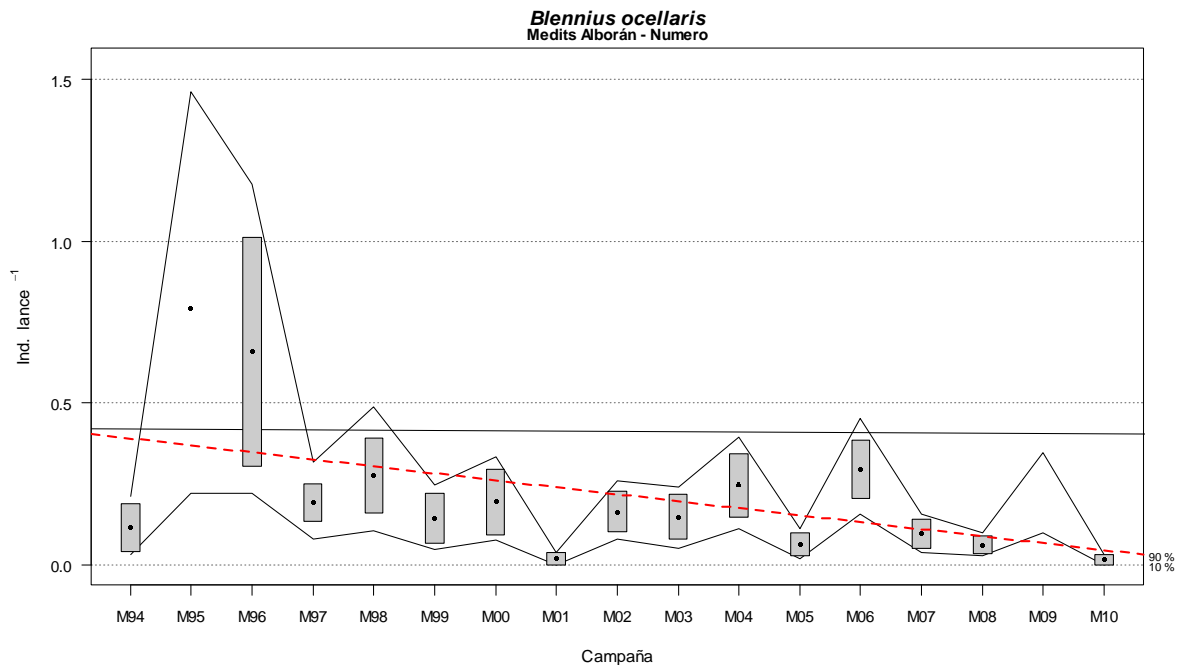


Figura AVI4. 50. Evolución de la abundancia de *Blennius ocellaris* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.

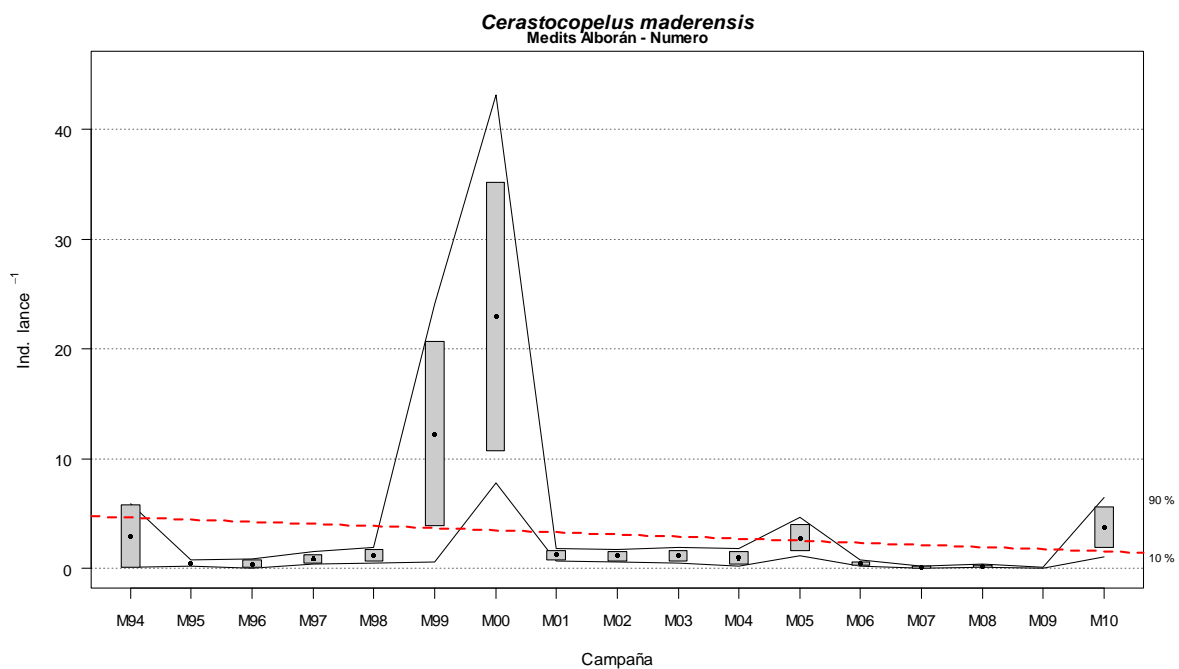


Figura AVI4. 51. Evolución de la abundancia de *Cerastocopelus maderensis* entre los años 1994 y 2010, las cajas muestran el error estándar de la abundancia estratificada, las líneas muestran los intervalos de confianza calculados mediante bootstrap con 1000 iteraciones. La línea roja discontinua indica la tendencia calculada usando un modelo lineal.