



ESTRATEGIA MARINA
DEMARCACIÓN MARINA LEVANTINO-BALEAR
PARTE IV. DESCRIPTORES DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL
DESCRIPTOR 6: FONDOS MARINOS
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:

- Alberto Serrano
- Juan Manuel Ruiz
- Antonio Punzón
- Francesc Ordines
- Olvido Tello
- Aranzazu Ramos
- Julio Mas

Asistencia Técnica TRAGSATEC S.A.:

- Diego Garrido
- Juan Carlos Rodríguez
- José Manuel González-Irusta
- María Teresa Farriols

CARTOGRAFÍA DIGITAL INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA

Olvido Tello

Asistencia Técnica TRAGSATEC S.A.:

- Carolina Sánchez
- Carmen Díaz
- Colaboración: Nuria Hermida Jiménez y Elena Pastor Garcia, en el marco del proyecto IDEO (Infraestructura de Datos Espaciales) del IEO, han participado en la elaboración, corrección y actualización de capas GIS que fueron utilizadas en la elaboración de la cartografía para los diferentes descriptores.

COORDINACIÓN INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA

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 6: FONDOS MARINOS

ÍNDICE

1.	INTRODUCCIÓN AL DESCRIPTOR.....	1
1.1.	Interpretación del descriptor	1
1.1.1.	Criterios e indicadores aplicables	2
1.1.2.	Ámbito y limitaciones	16
1.1.3.	Escala espacial y temporal	17
1.1.4.	Nexos y solapamientos con otros descriptores	17
1.1.5.	Principales presiones e impactos.....	17
1.1.6.	Fuentes de información	22
1.1.7.	Legislación y convenios internacionales relacionados con el descriptor	26
2.	EVALUACIÓN DEL ESTADO AMBIENTAL ACTUAL.....	27
2.1.	Conceptos clave	27
2.2.	Elementos de evaluación	27
2.2.1.	Identificación y selección de hábitats.....	27
2.2.2.	Distribución de los hábitats	28
2.2.3.	Presiones.....	28
2.3.	Determinación de niveles de referencia o de base	29
2.4.	Evaluación del estado actual. Principales actividades, presiones e impactos	41
2.4.1.	Criterio 6.1. Daños físicos en relación con las características del sustrato	41
2.4.2.	Criterio 6.2. Estado de la comunidad bentónica.....	66
2.5.	Lagunas de información y conocimiento. Necesidades de investigación y desarrollo de programas de seguimiento	83
2.5.1.	Lagunas de información y conocimiento	84
2.5.2.	Necesidades de investigación y desarrollo de programas de seguimiento.....	86
3.	DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL.....	95
	Referencias.....	96



DESCRIPTOR 6

1. INTRODUCCIÓN AL DESCRIPTOR

1.1. Interpretación del descriptor

La Directiva Marco sobre la Estrategia Marina y la Ley de protección del medio marino establecen para este descriptor la siguiente definición:

“La integridad de los fondos marinos se encuentra en un nivel que garantiza que la estructura y las funciones de los ecosistemas están resguardadas y que los ecosistemas bentónicos, en particular, no sufren efectos adversos”

La interpretación de los términos que contiene dicho descriptor se desarrolló en el Grupo de Trabajo 6 de la DMEM, organizado por el JRC y el ICES, y se encuentra recogida en su informe conjunto (Rice *et al.*, 2010), desarrollados también en una publicación científica paralela (Rice *et al.*, 2012).

El término “fondos marinos” incluye tanto la estructura física como la composición biótica de las comunidades bentónicas. En este sentido son de especial relevancia aquellos organismos bioconstructores o generadores de hábitats que modifican la estructura de los fondos marinos (Buhl-Mortensen *et al.*, 2010).

La expresión “integridad” hace referencia a la preservación de la conectividad espacial, a que los hábitats no estén artificialmente fragmentados, y al funcionamiento natural de los procesos de los ecosistemas. Áreas de alta integridad respecto a ambas propiedades son consideradas “resilientes”, o dicho de otra forma, áreas donde las actividades humanas llegan sólo a producir alteraciones no permanentes, sin que el daño se transmita a través de los componentes del ecosistema. En ese sentido, “no sufrir efectos adversos” significa que los impactos existen, pero que son sostenibles para los niveles naturales de diversidad y productividad, y los procesos no están degradados.

Ya en el documento del grupo de trabajo (Rice *et al.*, 2010) se reconoce que existe una gran incertidumbre científica sobre muchos aspectos de la ecología bentónica y de las tolerancias de los ecosistemas bentónicos a las perturbaciones, que se añade a la diversidad de características que presentan tanto los ecosistemas bentónicos como las presiones humanas. Por tanto, la evaluación del BEA requiere de la integración de estudios locales donde se refleje la distribución en mosaico de los ecosistemas bentónicos y de las presiones, siendo las escalas regionales demasiado amplias para el cumplimiento de los objetivos.

Las limitaciones de información disponible sobre características de los fondos, bióticas y abióticas, de la tipología y distribución espacial de las presiones, y de las respuestas de los organismos



bentónicos a esas presiones, han obligado a una limitación equivalente en el enfoque de este descriptor. Siguiendo los pasos del documento de trabajo citado (Rice *et al.*, 2010) la medida del BEA para la “integridad de los fondos marinos” sigue los tres siguientes pasos:

- Identificación de las estructuras ecológicas y funciones de especial importancia: en nuestro caso identificación de los fondos marinos ocupados por hábitats considerados biogénicos o de especial vulnerabilidad, a partir de la lista de todos los hábitats obtenida en el descriptor 1.
- Identificación de las presiones humanas cuyos impactos pueden alcanzar niveles que degraden el estado ambiental. Se ha hecho especial hincapié en las actividades pesqueras. Además se ha recopilado toda la información disponible sobre otras presiones.
- Para los diferentes componentes del ecosistema y presiones, se ha realizado una identificación de atributos e indicadores para evaluar el estado. Se han desarrollado indicadores basados en el área de cobertura de los hábitats, como el porcentaje de área afectado por presiones. En los indicadores derivados de la especie y/o especies bioconstrutoras, se han utilizado diversos índices incluyendo índices ecológicos (riqueza y diversidad) y de tolerancia a las actividades humanas.

1.1.1. Criterios e indicadores aplicables

A partir de las conclusiones de los Grupos de Trabajo organizados por JRC e ICES para los diferentes descriptores incluidos en la DMEM, y de las consultas a los organismos competentes y convenciones marinas regionales, la Comisión Europea publicó la Decisión 2010/477/UE de septiembre de 2010. En ella se establecieron los criterios y estándares metodológicos a considerar en relación con el buen estado ambiental (BEA). Según dicho documento, para el Descriptor 6, deberían tenerse en cuenta dos criterios y seis posibles indicadores:

Criterio 6.1. Daños físicos en relación con las características del sustrato

Su objetivo es evaluar la magnitud de los impactos producidos por las actividades humanas en los sustratos del fondo marino que estructuran los hábitats bentónicos. Entre los distintos tipos de sustratos, los biogénicos (que es producido por la acción de un organismo vivo), que son los más sensibles a las perturbaciones físicas, desempeñan una serie de funciones que sirven de apoyo a los hábitats y comunidades bentónicas.

Indicador 6.1.1. Tipo, abundancia, biomasa y extensión del sustrato biogénico relevante.

- Indicador principal: porcentaje de área ocupada por sustrato biogénico
 - Indicador secundario: frecuencia de ocurrencia de cuadrículas ocupadas por sustrato biogénico (en caso de que no se disponga de cartografiados continuos)
- Indicador principal: área ocupada por cada tipo de hábitat biogénico/vulnerable
 - Indicador secundario: frecuencia de ocurrencia por cuadrícula de cada hábitat biogénico/vulnerable (en caso de que no se disponga de cartografiados continuos)



- Indicador principal: biomasa por unidad de superficie de la especie estructurante /bioconstructora por hábitat

Este criterio se ha abordado en coordinación con el descriptor 1 (criterios 1.4 y 1.5), como área de distribución de aquellos hábitats listados como vulnerables en directivas, convenios y comisiones. Por tanto se ha identificado “sustrato biogénico relevante” con “hábitats biogénicos” e incluyendo una dimensión de conservación, aquellos incluidos en directivas (en la Demarcación Levantino-Balear: Convenio de Barcelona, Directiva de Hábitats y *Scientific Technical and Economic Committee for Fisheries –STECF-* de la UE).

Como resultado del Descriptor 1- Nivel de hábitats, se ha generado una lista de hábitats presentes en la demarcación (ver Anexo V- Fichas de hábitats, del Documento D1), incluidos los biogénicos. La información disponible de cada hábitats es muy variable (ver apartado 1.2), por lo que sólo en algunos hábitats se dispone de información sobre tipo, abundancia, biomasa y extensión.

Respecto a la extensión de cada hábitat se ha aplicado el indicador principal “Área” en aquellos casos en que se disponía de información continua y se ha aplicado el indicador secundario “Frecuencia de ocurrencia” en aquellos en los que la información de base era de estaciones o puntos. En el primer caso se encuentran los hábitats infralitorales y circalitorales del estrato 0-50 m, obtenidos a partir de cartografías bionómicas y en el segundo caso los hábitats circalitorales y batiales obtenidos de las campañas de arrastre del IEO (ver Anexo II, documento Descriptor 1).

Indicador 6.1.2. Extensión de los fondos marinos afectados de forma significativa por las actividades humanas en los distintos tipos de sustratos.

- Indicador principal: porcentaje de área ocupada por cada tipo de hábitat biogénico/vulnerable afectado por impactos significativos de una presión determinada.
 - Indicador secundario: porcentaje de cuadrículas del hábitat biogénico/vulnerable (en caso de que no se disponga de cartografiados continuos) afectadas por impactos significativos de una presión determinada.
 - Indicador secundario: porcentaje de interacciones entre el hábitat y el área de influencia de una presión determinada.

De aquellos hábitats de los que se dispone de área de distribución, se evalúa la superficie de solapamiento con el área de afección de presiones e impactos humanos. Se ha definido una gradación en los niveles de presión, y se han identificado aquellos niveles que se considera afectan de manera significativa. La principal presión son las actividades pesqueras, y es de la que se tiene más información espacial a través de las “cajas azules” o VMS (*Vessel Monitoring by Satellite*). Para los hábitat costeros, y más concretamente para las praderas de P. oceanica, se ha analizado, caso por caso, la interacción entre el hábitat y el área de influencia de cada presión (“buffer”), establecida en base a la distancia de su alcance espacial establecido a su vez en base a la bibliografía y el criterio de experto.



- Indicador principal: Superficie perdida del hábitat “Praderas de *Posidonia oceánica*” (estima mediante superficie de mata muerta)

Aunque la evidencia existente apunta a una pérdida de hábitats de angiospermas marinas a escala global, no existen datos cuantitativos objetivos de su magnitud y tasa en la demarcación levantino-balear. Esto es debido a la falta de información de su distribución en el pasado en casi toda la demarcación, la escasa precisión de las cartografías actuales en muchos aspectos, su inexistencia en algunas regiones y zonas y la ausencia de estudios enfocados a cuantificar el alcance de las alteraciones de la distribución y estructura de la influencia de las presiones antrópicas. Sólo existen unos pocos casos de estudio publicados y existen numerosos casos de estudio no publicados realizados para diferentes administraciones, empresas, EIAs, etc.

Por tanto, cualquier ejercicio de estimar la superficie de praderas perdida por la presión antrópica basado en la información disponible es altamente especulativo y debe ser tomado solo como una primera aproximación. Sólo en este contexto, se plantea en este apartado el empleo de la información de superficie de mata muerta que aparece en las cartografías bionómicas disponibles para esta evaluación.

Este indicador es aplicable exclusivamente a las praderas de *Posidonia*. La dinámica de crecimiento de *P. oceanica* a lo largo de los siglos forma una estructura permanente denominada “mata” formada por rizomas muertos (vivos los 20 primeros cm) compactados por sedimentos que puede alcanzar una potencia de varios metros de espesor. Cuando la parte viva de la pradera situada en la superficie de la mata desaparece a consecuencia de un impacto o perturbación, la mata perdura y puede ser fácilmente detectable y cartografiable mediante técnicas cartográficas (ver Descriptor 1). Esta mata que ha perdido su parte viva se denomina “mata muerta” y es un testigo inconfundible de la presencia de *P. oceanica* en esa zona en el pasado. En algunas cartografías bionómicas regionales se identifican las superficies de “mata muerta” que puede ser empleado como una estimación de la superficie perdida de este hábitat, siempre y cuando se pueda relacionar con la perturbación antrópica que ha originado dicha pérdida. No obstante, como ya se ha advertido, el dato obtenido no es posible emplearlo en términos absolutos, tan solo como un “Proxy” de la escala de magnitud del problema de la pérdida de hábitat de *P. oceanica*. Por un lado, la fiabilidad del dato depende de los métodos y criterios técnicos empleados por el equipo que ha realizado la cartografía, si es que lo ha tenido en cuenta. Por otro lado hay regiones enteras como Cataluña en las que este dato no existe y puede ser importante. También hay que tener en cuenta que las superficies de esta estructura biogénica pueden ser originadas de forma natural (Boudouresque *et al.* 2009) y, por tanto, su presencia no puede ser siempre atribuida a la influencia de una presión antrópica o a un mal estado de conservación (Moreno *et al.* 2001). Por último, las extensiones de mata muerta pueden estar simplemente enterradas y ser catalogadas como fondos blandos en la cartografía. Por tanto, el error del dato obtenido es probablemente alto.



Criterio 6.2. Estado de la comunidad bentónica

Las características de la comunidad bentónica, la composición por especies, la composición por tallas o los rasgos funcionales, ofrecen una indicación importante del potencial de buen funcionamiento que tiene el ecosistema. La información necesaria sobre la estructura y la dinámica de una comunidad se obtendrá, según proceda, midiendo: su diversidad de especies; su productividad (abundancia o biomasa); el predominio en ella de taxones y taxocenosis tolerantes o sensibles; y su composición por tallas, reflejada en la proporción de individuos pequeños y grandes.

Indicador 6.2.1. Presencia de especies particularmente sensibles y/o tolerantes

Hábitat *Posidonia oceanica*

Por su extensión y distribución en esta demarcación se selecciona este hábitat para evaluar esta clase de indicadores en la parte costera del ecosistema, sin perjuicio de que en las futuras etapas de la evaluación se incorporen otros indicadores similares basados en otras especies sensibles de otros hábitat/comunidades costeros como los fondos rocosos infralitorales, el maërl y el coralígeno. El planteamiento metodológico en este caso es exactamente el mismo que el desarrollado para el indicador 1.6.1 (estado de las especies y comunidades típicas) del descriptor D1 (apartado 2.3.2.3.1.1 del documento correspondiente).

Los indicadores para evaluar el estado o condición de las praderas de *P. oceanica*, y de las angiospermas marinas en general, se basan en atributos de la estructura y dinámica de la planta o de alguna especie característica, más que en indicadores basados en la estructura de su biocenosis asociada (riqueza de especies, índices de diversidad, etc.) como suele ser normal en otros hábitat bentónicos.

Siguiendo un orden jerárquico de organización propio de las praderas de angiospermas marinas, se indican a continuación algunos tipos de atributos propios de cada nivel que suelen ser empleados para determinar el estado de una pradera respecto a una presión o impacto antrópico determinado o simplemente su dinámica espacio-temporal natural:

Nivel de Pradera/comunidad: grado de cobertura, métricas del paisaje, productividad, abundancia de algún componente clave o típico de la comunidad (herbívoros, *Pinna nobilis*, epífitos, holoturias, etc.), índices de floración, etc.

Nivel de mancha: densidad de haces, tasas de división y mortalidad de haces, etc.

Nivel de haz individual o "ramet": morfología foliar, crecimiento foliar, proporción de tejidos necrosados, marcas de herbívoros, crecimiento y edad del rizoma, densidad de epífitos, etc.

Nivel fisiológico, celular y sub-celular: ver tabla a continuación.

Nivel genético: marcadores genéticos.

Algunas de estas variables/descriptores pueden estar asociados a un nivel de organización determinado y otros pueden aplicarse en varios niveles, de forma que la aplicación de los descriptores, su método de medición y su interpretación es habitualmente una cuestión de la



escala del objeto de estudio. Por ejemplo, existen diversos tipos de medida de cobertura de la pradera dependiendo de si la escala de interés es la de paisaje (macroescala) o la del patrón de manchas dentro de la pradera (mesoescala); las métricas del paisaje pueden ser aplicadas tanto a escala geográfica como escalas más locales a nivel de paisaje y de mancha, etc.

<p>Composición química elemental Carbono ($\delta^{12}\text{C}$ y $\delta^{13}\text{C}$) Nitrógeno ($\delta^{14}\text{N}$ y $\delta^{15}\text{N}$) Fósforo (P) C:N:P y otros ratios Azufre ($\delta^{32}\text{S}$ y $\delta^{34}\text{S}$) Fe y otros metales pesados composición iónica</p>	<p>Referencias: Alcoverro et al 1997, 2000; Augier et al. 1982; Cooper and DeNiro, 1989; Duarte 1990, 1992, 1995; Enríquez et al. 2004; Frederiksen et al. 2007, 2008; Fourqurean et al. 2007; Holmer et al 2003; Invers et al 2002, 2004; Lafabrie et al. 2007, 2009; Malea et al. 1994; Malea and Haritonidis, 1989; Pérez et al. 2008, Pirc and Wollenweber 1988; Pirc 1985; Romero et al, 2006; Ruiz et al. 2010; Schlacher- Hoenlinger and Schlacher, 1998; Vizzini et al. 2003; Warnau et al, 1995,. 1996; etc....</p>
<p>Composición bioquímica aminoácidos libres Carbohidratos Proteínas pigmentos fotosintéticos pigmentos fotoprotectores</p>	<p>Referencias: Alcoverro et al. 2001a; Augier et al. 1982; Casazza and Mazzella 2002; Dalla Via et al. 1998; Enríquez et al. 2004; Invers et al. 2004; Marín-Guirao et al. 2011; Olesen et al 2002; Pérez et al. 2008, Pirc 1985; Pirc and Wollenweber 1988; Ruiz et al. 2009; etc...</p>
<p>Ecofisiología actividad fotosintética Respiración Absorbancia Actividad enzimática relacionada con asimilación de carbono y nutrientes potencial hídrico y osmótico actividad antioxidante</p>	<p>Referencias: Alcoverro et al. 1998, 2001a, 2001b, Drew, 1978; Enríquez et al. 1992, 1994, 2004; Ferrat et al 2002a y 2002b; Gacia et al. 2007; Hamoutene et al 1996; Invers et al. 1997, 2004; Marín-Guirao et al. 2011; Olesen et al 2002; Ruiz and Romero 2001, 2003; Ruiz et al. 2001; Sandoval-Gil et al 2012; Sureda et al. 2008; etc...</p>

Tabla 1. Variables bioquímicas y fisiológicas relacionadas con los procesos metabólicos y fisiológicos más relevantes de los que se dispone de algún tipo de información en *P. oceanica*.

Debido a la importancia de *P. oceanica* como especie estructuradora del hábitat, en las últimas décadas se ha avanzado de forma considerable en el conocimiento de la ecofisiología y bioquímica de la especie y sobre todo en la relación con las respuestas a estrés abiótico (fundamentalmente nutrientes, irradiancia y salinidad), pero también biótico (p.e. herbívoros y algas invasoras). En la Tabla 1 se muestra una relación de las variables bioquímicas y fisiológicas relacionadas con los procesos metabólicos y fisiológicos más relevantes de los que se dispone de algún tipo de información en *P. oceanica*. En esta tabla se adjunta relación representativa, aunque no exhaustiva, incompleta, de las publicaciones relacionadas con características fisiológicas y bioquímicas de *P. oceanica* estudiadas principalmente en las praderas de la Demarcación Levantino-Balear.



De todo el conjunto de variables mencionado para cada nivel de estudio u organización, sólo unos pocos han sido empleados sistemáticamente en programas de monitoring. Los descriptores de tipo estructural a nivel de pradera y mancha son los más extensivamente empleados en las redes de monitoring de praderas, mientras que los descriptores a nivel de *ramet* y fisiológicos sólo han sido empleados en algunas regiones de la demarcación. Los descriptores genéticos sólo han sido empleados en determinados sitios para testar hipótesis específicos (p.e. Arnaud-Haond et al. 2012) y los relacionados con las métricas del paisaje todavía no han sido aplicados ni en programas de monitoring ni en ningún otro tipo de proyecto. Por tanto, se dispone de información de muy pocos descriptores para una evaluación del estado y tendencias de este hábitat en la demarcación Levantino-Balear. Esto es debido a una combinación de criterios de tipo práctico, así como a las propias limitaciones técnicas y económicas inherentes a la medición y obtención de datos a partir de los diferentes descriptores. De acuerdo con esto y la información disponible, para este informe se van a considerar dos tipos de indicadores de la condición de *P. oceanica*, que en la actualidad se están aplicando de forma extensiva en la mayoría de las regiones de la demarcación y de los que se dispone incluso de series temporales: a) variación espacio-temporal de descriptores estructurales y b) índices multimétricos (POMI).

a) *Indicador relacionado: Variación espacio-temporal de descriptores estructurales de la pradera de P. oceanica.*

La variación de la estructura del dosel foliar a lo largo de gradientes ambientales (p.e. profundidad) es una de las respuestas más plásticas conocidas para esta especie (González-Correa 2009). De hecho, la disminución de la densidad de haces de las manchas que forma el paisaje de una pradera de *P. oceanica* y el grado de recubrimiento (o cobertura) de éstas sobre el sustrato representan una de las respuestas más características, y mejor documentadas, en relación a la alteración de las condiciones del medio causadas por diferentes presiones antrópicas (p.e. Ruiz y Romero 2003, Ruiz et al. 2001, Leriche et al. 2011, entre otros; ver Figura 1) y son descriptores ampliamente aceptados para la evaluación y seguimiento de las praderas (Pergent et al. 1995, Pergent-Martini et al. 1995, Renom et al. 1998, Boudouresque et al. 2006; Díaz y Marbà 2009; López y Royo et al. 2010, 2011; Ruiz et al. 2010). Son indicadores muy eficientes de la integridad estructural de la pradera y de fácil medición. La pérdida de densidad de haces y/o cobertura de la vegetación implica a largo plazo la pérdida de las múltiples funciones que están íntimamente asociadas al mantenimiento de la estructura del hábitat (diversidad biológica, sumidero de carbono, producción primaria, etc.).

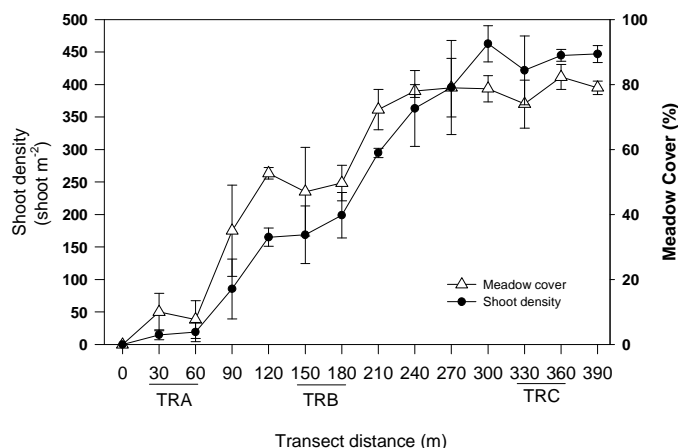


Figura 1. Variación espacial de la densidad de haces (círculos negros) y la cobertura de pradera (triángulos blancos) desde una dársena portuaria (0 m) hasta zonas más alejadas de la influencia portuaria, en la que ambos descriptores toman valores normales para la profundidad en que se realizaron las mediciones (-10 m). Ruiz y Romero (2003)

No todas las presiones actúan igual sobre estos descriptores (p.e. Ruiz et al 2001, Sánchez-Lizaso et al. 2002, Ruiz et al. 2003, González-Correa et al 2008). Las presiones relacionadas con pérdida de calidad del agua (acuicultura, vertidos urbanos, influencia infraestructuras costeras, etc.) causan alteraciones de estos descriptores debido al estrés causado por la limitación o exceso de alguno o varios factores (luz, nutrientes, materia orgánica, contaminación, hipersalinidad, sedimentación, etc.). Las presiones relacionadas con la erosión mecánica del sustrato (arrastre ilegal, fondeo no regulado, dragados, etc.) producen una alteración de la estructura de la pradera por su fragmentación en mayor o menor grado. La estrategia de la planta también es muy variable en función de la población y el tipo de perturbaciones: las praderas pueden perder (o ganar) densidad de plantas, pero no cobertura y viceversa, o experimentar cambios ambos descriptores. La densidad de haces es un descriptor de la estructura espacial a microescala, es decir, dentro de las manchas de haces. La cobertura es un descriptor de la estructura espacial a meso y macroescala (dependiendo de cómo se mida) y hace referencia a la proporción de sustrato ocupado por las manchas. Representan, por tanto, diferentes niveles jerárquicos de organización estructural cuya variación no tiene por qué estar correlacionada entre ellos y representar procesos diferentes. Por esta razones, la evaluación del estado de las praderas de *P. oceanica* no puede basarse únicamente en descriptores estructurales medidos a un sólo nivel o escala.

Los métodos para medir estos indicadores son variados dependiendo del laboratorio que los aplica, la escala y el problema a resolver (Pergent et al. 1995, Pergent-Martini et al. 1995, Renom et al 1998, Luque y Templado 2004, Boudouresque et al. 2006; Díaz y Marbà 2009; López y Royo et al. 2010, 2011; Ruiz et al. 2010). Para la densidad de haces se emplean cuadrados (400, 625, 900 y 1600 cm²) completamente al azar, cuadrados (400 y 625 cm²) al azar dentro de manchas de pradera y recuentos de haces en parcelas cuadradas fijas. Respecto a la cobertura se mide a lo largo de transectos lineales (25-50 m) dispuestos al azar o desde una posición fija, o por métodos de estimación visual tipo Braun-Blanquet dentro de cuadrados de 1600 cm². Ambos métodos de cobertura se encuentran sujetos a factores subjetivos y son semi-cuantitativos; mientras los



primeros representan una macroescala o escala de paisaje, los segundos miden el recubrimiento de las manchas a una mesoescala. En ambos casos se anota la proporción de pradera viva sobre el transecto o cuadrado, pero también se puede anotar la naturaleza del sustrato no ocupado por pradera viva (arena, roca o mata muerta). Conociendo la proporción de mata muerta es posible calcular el *Índice de Alteración* (Sánchez Poveda et al. 1996), o su inversa el *Índice de Conservación* (Moreno et al. 2001), índice cuyo empleo se ha extendido últimamente pero que hay que utilizar con extrema precaución si no está bien determinado el origen de esa mata muerta (Boudouresque et al. 2006). Por otro lado, la proporción de mata muerta suele ser casi una imagen especular de la proporción de pradera viva de forma que este índice y el porcentaje de cobertura aportan la misma información, excepto en casos en los que existe una elevada heterogeneidad de tipos de sustrato (pradera, roca, sedimentos).

Estos indicadores pueden ser obtenidos a partir de muestreos extensivos para cuantificar los efectos en el espacio de un impacto sobre la integridad de la estructura de la pradera en una localidad o área dada (Ruiz et al. 2001, Leriche et al. 2011; López y Royo et al. 2011). Por otro lado pueden ser medidos en un punto o sitio determinado de la pradera de forma repetida en el tiempo para obtener series temporales a partir de las cuales inferir las tendencias de evolución del hábitat en condiciones naturales o bajo la influencia de algún impacto (González-Correa et al. 2009, Peirano et al. 2011). Es conveniente que estas mediciones temporales estén referidas a una superficie o punto fijo de la pradera, ya que la elevada heterogeneidad espacial a pequeña escala intrínseca de las praderas de *P. oceanica* puede enmascarar fácilmente el tipo de variación espacio-temporal objeto de análisis. Para ello los recuentos de las densidades de haces es conveniente hacerlo en parcelas cuadradas de 40x40/50x50 cm y las medidas de cobertura realizarlas a lo largo de transectos trazados con rumbo determinado a partir de un punto fijo marcado por una piqueta o boya. La realización de medidas repetidas sobre puntos, parcelas o transectos permanentes suele ser criticado por la posible dependencia estadística de los datos (Underwood, 1997), pero es la estrategia más admitida en muestreos de vegetación para poder detectar cambios debidos exclusivamente a la dinámica de la comunidad o población y hay métodos y asunciones estadísticas específicas para estos casos (Quinn y Keough 2002). Las diferencias de los valores medios de estos descriptores medidos en años sucesivos nos indican el crecimiento neto anual de la población; la media de los crecimientos netos anuales de un periodo de años equivale a la tendencia de la población. Si los crecimientos netos y/o tendencias son positivos se dice que la pradera o población de haces es *progresiva*, si no son significativamente diferentes de cero se dice que la dinámica poblacional es estable y si son significativamente inferiores a cero entonces se dice que la población presenta una dinámica *regresiva* (Luque y Templado 2004, Boudouresque et al. 2006, Díaz-Almela y Marbà 2009, Ruiz et al. 2010). Otros métodos de seguimiento temporal contemplan el marcaje de cada haz individual dentro de la parcela permanente para estimar descriptores de tipo poblacional (tasas de división/reclutamiento y mortalidad de haces; Luque y Templado 2004, Díaz-Almela y Marbà 2009; Marbà y Duarte 2010); a pesar de que estos descriptores pueden aportar información relevante su aplicación ha sido más limitada debido al elevado tiempo de buceo que se requiere, lo que los hace poco prácticos en programas de seguimiento más rutinarios y con un elevado número de estaciones de muestreo. La *lepidocronología* y el *intervalo plastocrono* son técnicas de retrodatación de rizomas que permiten analizar de forma indirecta cambios en la dinámica de las praderas y su relación con cambios ambientales (Duarte et al. 1994, Delgado et al. 1999, González-Correa et al. 2005, Mayot et al. 2005, Marbà et al. 2006, González-Correa et al. 2008), pero estas



técnicas son menos fiables para estimar tendencias que los métodos directos anteriores (González-Correa et al. 2007).

Se realizan mediciones de variaciones espacio-temporales de descriptores estructurales de las praderas de *P. oceanica* en prácticamente todos los estudios de evaluación de impacto ambiental y planes de vigilancia relacionados con todo tipo de proyectos y actuaciones en la línea de costa. El análisis de esta información debería servir para evaluar el estado de las praderas bajo la influencia de la actividad humana en la Demarcación Levantino Balear, pero a) no es accesible una parte muy importante de esta información y b) la disparidad de métodos y falta de rigor científico que caracteriza buena parte de esta fuente de información, son circunstancias que impiden proporcionar aquí y ahora dicho análisis. La información bionómica relativa a alteraciones estructurales de pradera no es fiable en muchos casos ya que se basa en una interpretación subjetiva y errónea de registros obtenidos con métodos acústicos; esta interpretación es frecuentemente errónea ya que confunde “praderas alteradas” con variaciones naturales de la estructura de las praderas con la profundidad, excepto en casos en que tales interpretaciones son realizadas por expertos y apoyándose en información complementaria obtenida por buceo o vídeo que permita calibrar la imagen obtenida (p.e. Manzanera et al. 2002).

La información disponible procede de publicaciones científicas dispersas que aportan evidencia cuantitativa de las relaciones entre las alteraciones de la estructura de las praderas relacionadas y los impactos locales de actuaciones concretas: vertidos orgánicos de granjas marinas (Delgado et al. 1999, Ruiz et al. 2001), obras portuarias (Ruiz et al. 2003; Fernández-Torquemada et al. 2005), playas artificiales (González-Correa et al. 2008), pesca de arrastre (Sánchez-Lizaso et al. 1990, Martín et al. 1997, Sánchez-Lizaso et al. 2002, González-Correa et al. 2005), contaminación industrial (Moreno et al. 2001), fondeaderos no regulados (Pérez-Tonda et al. 2011) y vertidos de plantas desalinizadoras (Fernández-Torquemada et al. 2005; Gacia et al. 2007). En la Región de Murcia, las praderas contenidas en las áreas LIC de la Red Natura 2000 fueron caracterizadas y evaluadas en base a las variaciones espacio-temporales de sus descriptores estructurales, pero análisis de este tipo no se disponen de otras regiones de la demarcación. Las redes de seguimiento de *P. oceanica* las Comunidades Autónomas de Cataluña, Baleares, Comunidad Valenciana y Murcia representan una importante fuente de información de las variaciones espacio-temporales de los descriptores estructurales; en conjunto suponen unas 140 estaciones de seguimiento de *P. oceanica* repartidas por toda la geografía de la Demarcación-Levantino Balear, que aportan datos anualmente desde 1998. Estas redes están integradas en el proyecto de coordinación de redes de *P. oceanica* a nivel nacional POSIMED (www.posimed.es). La Junta de Andalucía dispone de la red de estaciones de muestreo de *P. oceanica* desde 2009 gracias al proyecto proyecto LIFE-Posidonia de la UE, también en el marco del proyecto a nivel nacional POSIMED. Hay que resaltar que el análisis pormenorizado de todas estas fuentes de información revela calidades muy diferentes incluso dentro del mismo tipo de fuente, lo que limita su utilización conjunta y sistemática en una evaluación global de toda la Demarcación. La red de muestreo de *P. oceanica* de la DMA también incluye indicadores de estructura de pradera, pero estos datos son tratados como parte de índices multimétricos (ver a continuación). Para este informe se han empleado los datos de las fuentes mencionadas para realizar un análisis general del estado de las praderas de *P. oceanica* de la demarcación y determinar hasta que punto con esta información heterogénea es posible o no establecer algún tipo de diagnóstico o evaluación del BEA en la demarcación Levantino-Balear.



b) Indicador relacionado principal: Índices multimétricos: POMI (Posidonia Oceanica Multimetric Index, Romero et al. 2007)

Para la implementación de la DMA un conjunto de indicadores del estado o condición de las praderas de *P. oceanica* a diferentes niveles de organización (ver párrafos anteriores) han sido seleccionados y analizados por métodos multivariantes para evaluar el estado ecológico de las masas de agua de las cuencas hidrológicas. En este tipo de aproximación multimétrica se basa el índice POMI (Romero et al. 2007), desarrollado para el empleo de las angiospermas marinas (y en concreto *P. oceanica*) como Elementos de Calidad Biológica en la implementación de la DMA en la costa mediterránea española y en el resto de países europeos (Romero et al. 2007, López y Royo et al 2010, 2011). El índice POMI emplea 14 indicadores a nivel de comunidad (N epífitos), estructura de la población (densidad de haces y porcentaje de cobertura), individual (superficie foliar del haz y superficie foliar necrosada), fisiológico (N, $\delta^{15}\text{N}$, P, $\delta^{34}\text{S}$ y carbohidratos en rizomas), y contaminación (Cu, Pb y Zn en rizomas), seleccionados de una lista más amplia de variables de cada uno de estos niveles medidos en praderas de la costa catalana (Martínez-Grego et al. 2008). El índice se obtiene a partir del eje del PCA que explica mayor cantidad de varianza normalizado entre 0 (peor condición) y 1 (condición de referencia) para obtener las cinco clases de estado ecológico que establece la DMA (Ecological Quality Ratio, EQR = Alto, Bueno, Moderado, Pobre y Malo). El índice está correlacionado con gradientes de presión antrópica (Romero et al. 2007), evaluados mediante métodos estandarizados y homogéneos basados en el análisis de imágenes de satélite y datos públicos (López y Royo et al. 2009). Estos métodos evalúan de forma integrada la presión causada por usos del suelo, actividad industrial, descargas de ríos, actividad portuaria y estructuras artificiales. Los resultados de este tipo de evaluación son extrapolados a la calidad de las masas de agua costera de la región en que se encuentran las praderas analizadas, hasta una milla de distancia de la línea de costa. En algunas regiones quedan fuera del alcance de este análisis las praderas someras (límites superiores) sometidas a la influencia de un gran número de impactos locales, los impactos físicos causados por la pesca de arrastre y los fondeaderos no regulados y los impactos en praderas profundas (límites inferiores) fuera de las masas de agua definidas por la DMA. Por otro lado hay que tener en cuenta con que criterio se han seleccionado las estaciones de muestreo, y su número dentro de cada masa de agua ya que la estación puede estar asociada a un impacto local, pero el EQR resultante se extrapola a la masa de agua entera, lo cual no es correcto (sobre todo si no hay más estaciones) y puede dar lugar a una visión distorsionada del estado de las praderas.

El POMI ha sido aplicado por la Agencia Catalana del Aigua (ACA) en 22 praderas de la costa catalana repartidas en 11 masas de agua desde 2007 hasta la actualidad; para el cálculo del EQR utiliza 10 indicadores de tipo estructural, morfológico y fisiológico medidos siempre a 15 metros de profundidad. Se dispone también de los datos de EQR obtenidos por la Agencia Balear de l'Aigua i de la Qualitat Ambiental y el IMEDEA, en una red de un total de 73 estaciones muestreadas en los periodos 2005-2006 y 2008-2009 distribuidas en las 38 masas de agua del archipiélago balear, entre 4 y 17 metros de profundidad. El POMI aplicado en baleares emplea 5 indicadores, 1 de tipo estructural (% cobertura) y el resto relativos a aspectos bioquímicos y fisiológicos (N, P e isótopos estables de N y S en rizomas). En la Comunidad Valenciana (Consellería de Medi Ambient, Aigua, Urbanismo i Habitatge) se muestrean anualmente desde 2005 14 praderas para la aplicación del POMI, distribuidas en 11 masas de agua a una profundidad media de 15 metros; el EQR se calcula a partir de 8 indicadores de tipo estructural y morfológico



básicamente (%tejidos necrosados, %rizomas plagiotropos, densidad de haces, presión herbívoros, carga de epífitos, descalciamiento, índice de conservación y superficie foliar; Fernández-Torquemada et al. 2008). La DG de Medio Ambiente de la Comunidad de la Región de Murcia realiza desde 2008 un muestreo para la aplicación del POMI en 15 praderas entre 5 y 27 metros de profundidad y emplea indicadores sólo de tipo estructural y morfológico. Las CCAAs, a petición del MAGRAMA para realizar este trabajo, han proporcionado estos datos (promedios de EQR de los periodos muestreados), que serán analizados con el resto de indicadores y fuentes de información para determinar, si es posible, el estado actual de las praderas de la Demarcación Levantino-Balear. Como se aprecia existen diferencias entre regiones tanto en los criterios del diseño de muestreo como en los tipos y números de indicadores empleados para el cálculo del EQR; aunque se han realizado ejercicios de intercalibración para poder hacer comparables los resultados de EQR entre regiones, el empleo de estos datos para realizar una evaluación del estado ambiental global a nivel de demarcación hay que hacerlo con ciertas precauciones ya que planteamientos diferentes pueden llevar a resultados con significados diferentes (López y Royo et al 2011).

c) otros indicadores relacionados que deben ser considerados en futuras evaluaciones de este hábitat:

Índices de floración (ver índices y métodos en Díaz-Almela et al. 2005)

Índices de la estructura genética de las poblaciones (ver índices y métodos en Procaccini et al. 2007)

Desde el punto de vista de la conservación y la gestión de los hábitats marinos, es absolutamente fundamental la introducción de descriptores de “salud genética” del hábitat (Procaccini et al. 2007). Esto es especialmente importante en hábitats biogénicos de vida larga y escasa diversidad genética, ya que de ésta depende su mayor o menor capacidad de adaptación a cambios actuales y futuros y, por tanto, su vulnerabilidad. Tener baja diversidad genética significa que no basta con conservar una superficie “representativa” del hábitat, sino que en dicha superficie debe estar representada la mayor proporción de genotipos diferentes. Al tratarse de una especie clonal con una baja intensidad y frecuencia de reproducción sexual, la variación genotípica se observa cuando tomamos escalas espaciales muy amplias. En consecuencia, para garantizar la conservación de este hábitat, y su capacidad de adaptación a posibles cambios en escenarios futuros de cambio global, es fundamental englobar la mayor área posible dentro de figuras de protección de áreas costeras (LIC-ZECs, reservas marinas, arrecifes artificiales, reservas de biosfera, otras). Los descriptores de la estructura genética y floración de las praderas son fundamentales para determinar la escala de conservación de este tipo de hábitats y son indicadores básicos para detectar los efectos del cambio climático global, especialmente los relacionados con estrés térmico. Por tanto, se recomienda estudiar la posibilidad de aplicación de estos indicadores deberán ser considerados en cualquier estrategia futura de gestión, conservación y seguimiento del hábitat *Posidonia oceanica*. Su aplicación en este sentido deberá estar sujeta a criterios estrictamente científicos y evitar interpretaciones especulativas que lleven a pensar erróneamente que se deben proteger solo praderas con elevada diversidad genética y, ni muchos menos, aumentarla mediante el trasplante de propágulos sexuales o fragmentos vegetativos (prácticas que la Estrategia Marina no acepta como válidas ni viables para la gestión del hábitat).

Pinna nobilis (nacra o mejillón gigante del Mediterráneo)



La consideración del bivalvo endémico *Pinna nobilis* como indicador del estado del ecosistema es una herramienta muy apropiada puesto que es un organismo filtrador, de gran tamaño y de fácil detección. Además, está íntimamente relacionado con una gran variedad de impactos antrópicos, especialmente los derivados de impactos erosivos directos (tales como anclajes, artes de pesca,...) y aquellos que suponen una disminución de la calidad de las aguas (vertidos y contaminación). Cabe destacar que dicha especie no es indicadora del estado de la pradera de *Posidonia oceanica*, puesto que los estudios realizados no correlacionan los parámetros de distribución de dicha especie con la densidad de haces y cobertura de las praderas de fanerógamas (Coppa et al. 2010); sino que se trata de una especie que actúa como indicador temprano, al responder de manera rápida a los impactos generados (Vicente and de Gaulejac, 1993).

Los indicadores recomendados para la caracterización de *Pinna nobilis* como indicadora del estado del ecosistema son:

- 1- Seguimiento de la evolución de la densidad
 - 2- Seguimiento de la estructura de tallas poblacional. Definición de la tipología de la distribución unimodal o bimodal
 - 3- Seguimiento de la demografía poblacional
- 1- Seguimiento de la evolución de la densidad

En el seguimiento de la evolución de la densidad se requiere la realización de censos de individuos mediante buceo. Lo idóneo sería que cada unidad muestral (cada transecto) abarcara una superficie aproximada de unos 100 m². Dichos censos se pueden realizar siguiendo dos metodologías: (i) transectos lineales de 30 m de longitud por 3 m de anchura o (ii) búsquedas circulares de unos 6 m de radio, dicha búsqueda se realiza de manera circular a partir de un punto central y hasta completar la totalidad del círculo. En función de las localidades que se deseen estudiar será conveniente establecer varias zonas de trabajo en la que se definirán el número de transectos a realizar. Cabe destacar que la distribución de *Pinna nobilis* es contagiosa (García-March 2005) presentando agrupaciones

- 2- Seguimiento de la estructura de tallas poblacional

El seguimiento de la evolución de la estructura de tallas poblacional permite discernir la dinámica poblacional. Este descriptor es sencillo, directo y aporta información valiosa respecto al estado de *Pinna nobilis*. La definición de la tipología de la distribución de tallas (unimodal o bimodal), kurtosis y su evolución temporal puede ser un índice a considerar en las poblaciones de estudio.

- 3- Seguimiento de la demografía poblacional

El seguimiento demográfico permite conocer las tasas de reclutamiento, crecimiento, mortalidad y supervivencia. Se recomienda la instalación de parcelas fijas en las que se lleve a cabo un marcaje y seguimiento de los individuos con la finalidad de obtener tasas demográficas entre zonas que permita el establecimiento de índices de estado demográfico. Cada parcela debería abarcar unos 100 m² de superficie, el número de ejemplares de *Pinna nobilis* en cada parcela oscila en función de las densidades naturales, pudiéndose establecer parcelas de baja, media y alta densidad. En cada parcela se realiza el marcaje de individuos para su seguimiento temporal.



Índice multivariante para evaluar el estado ecológico de las praderas de *Cymodocea nodosa* de aguas costeras y de transición: CYMOX (Oliva et al. 2011). Reciente mente aplicado con éxito a praderas de este hábitat en Cataluña y debe ampliarse su aplicación al resto de regiones de la demarcación e incluso a otras demarcaciones en que este hábitat es importante como Canarias.

Cada descriptor planteado puede integrarse en las redes de seguimiento de angiospermas marinas de cada región y Comunidad Autónoma de la demarcación levantino balear.

Hábitat circalitorales y batiales

La sensibilidad o tolerancia de las especies es diferente para cada impacto. En los hábitats circalitorales y batiales sedimentarios la principal presión es la pesca de arrastre. Existe abundante información sobre los efectos del arrastre en los ecosistemas bentónicos (al nivel de comunidad, poblaciones y/o individuos) realizadas en su mayoría en otras zonas (i.a. Collie *et al.*, 1997; Kaiser *et al.*, 1998; Bergman, 2000; Allen & Clarke, 2007, Serrano *et al.*, 2011; González-Irusta *et al.*, en prensa), pero también en la demarcación Levantino-Balear (Carbonell *et al.*, 1998; Bordehore *et al.*, 2003; Guijarro y Massutí, 2006; Ordines *et al.*, 2006; Quetglas *et al.*, 2012). No obstante, la mayor parte de índices biológicos propuestos para los ecosistemas marinos han sido principalmente desarrollados para cuantificar el efecto de diversos gradientes de polución sobre las zonas infralitorales e intermareales en estuarios y áreas costeras (Juan y Demestre, 2012), y no son universalmente aplicables, puesto que los organismos no son igualmente sensibles a distintas perturbaciones y pueden responder de manera diferenciada (Dauvin, 2007). Recientemente, Juan y Demestre (2012) han propuesto un índice específico para la cuantificación de los impactos de las artes de arrastre en los ecosistemas bentónicos. No obstante, este índice no ha podido ser aplicado en esta evaluación inicial, debido al escaso tiempo transcurrido desde su publicación. Sin duda, en futuras evaluaciones, este y otros índices que puedan desarrollarse para cuantificar la alteración en las comunidades bentónicas de los fondos sometidos a la pesca de arrastre serán de gran interés y deberán ser utilizados para medir el impacto de esta importante alteración antropogénica.

- Indicador: Biomasa de la especie estructurante

Por lo antes expuesto, como indicador principal empleado en el análisis de este criterio se ha utilizado la biomasa de la especie estructurante. Esta información es abundante (tanto en el espacio y en el tiempo) en el caso de los hábitats de fondos blandos circalitorales y batiales (estudiados dentro de las campañas de arrastre del IEO, MEDITS en esta demarcación), pero no lo es tanto en los fondos duros de cualquier profundidad o en fondos blandos infralitorales.

Indicador 6.2.2. Índices multimétricos que evalúen el estado y funcionalidad de la comunidad bentónica

- Indicador: índice de riqueza (nº de especies) por hábitat
- Indicador: índice de diversidad de Shannon



Estos indicadores se han calculado para aquellos hábitats de los que se dispone de más información, principalmente los circalitorales y batiales sedimentarios, aunque también en algunos casos para comunidades infralitorales. Además, al igual que ocurría con el sub-criterio 6.2.1., el uso de indicadores multimétricos que permitan evaluar el estado de la comunidad bentónica es de gran interés. En esta evaluación inicial no ha sido posible utilizar estos índices por las razones expuestas anteriormente, pero su uso ha sido propuesto para un mejor desarrollo de este criterio en futuras evaluaciones (ver punto 2.5.2).

La reciente aplicación de la Directiva Marco del Agua ha permitido el desarrollo de numerosos estudios sobre el estado de las comunidades bentónicas del intermareal y de los fondos infralitorales españoles, incluyendo varios trabajos en la demarcación Levantino-Balear (Romero *et al*, 2007, Ballesteros *et al*, 2007, Pinedo y Jordana, 2007), que incluyen índices multimétricos (POMI, CARLIT, MEDOCC). En la presente memoria de Evaluación inicial se ha incluido los principales resultados obtenidos fruto de la evaluación de los elementos de macroalgas-angiospermas y macroinvertebrados bentónicos en las aguas costeras a través de los diversos índices citados. El indicador POMI (“Posidonia oceanica Multivariate Index”, Romero *et al.*, 2007) para praderas de Posidonia no se incluye en este apartado pues está basado en variables de la estructura y estado de la planta más que sobre la comunidad asociada (ver documento descriptor 1).

- Indicador: POMI (“Posidonia oceanica Multivariate Index”, Romero *et al.*, 2007) para praderas de Posidonia
- Indicador: CARLIT-BENTHOS (Ballesteros *et al*, 2007) para macroalgas del intermareal
- Indicador: MEDOCC (Pinedo y Jordana, 2007) y BOPA (Dauvin and Ruellet, 2007) para macroinvertebrados bentónicos de fondos blandos infralitorales.

No obstante, estos valores de evaluación se han mostrado a título informativo, ya que: i) la clasificación de las especies según criterios de sensibilidad a otras presiones depende de una información que se encuentra dispersa entre administraciones y organismos de investigación, sin que se disponga de datos o estudios continuos en el espacio o en el tiempo; ii) Estos trabajos tenían como objetivo evaluar el estado de las masas de agua que define la DMA y no el estado de los hábitats presentes en cada demarcación por lo que su uso en la Estrategia Marina no es sencillo y presenta numerosas dificultades metodológicas pendientes aún de resolución.

En el documento del Descriptor 1 se aporta información sobre algunos descriptores estructurales (densidad de haces y porcentaje de cobertura) obtenidas en praderas de *P. oceánica*.

Indicador 6.2.3. Proporción de biomasa o número de individuos en el macrobentos por encima de una determinada longitud/talla

No aplicable por falta de información. En los programas de seguimiento nacionales no se incluyen medidas de tallas de invertebrados bentónicos, excepto en algunos grupos faunísticos de interés comercial. Por ello, sólo se tiene información sobre algunos ecotipos (crustáceos, moluscos) en algunos hábitats.

Indicador 6.2.4. Parámetros que describan las características (forma, pendiente y ordenada en el origen) del espectro de talla de la comunidad bentónica.

No aplicable por falta de información. No existen tomas de datos continuas de tallas de todos los componentes del dominio bentónico.

1.1.2. Ámbito y limitaciones

El Descriptor 6 se aplica a todos los fondos marinos, dentro del ámbito geográfico de la Directiva 2008/56/CE. Las limitaciones en la aplicación provienen de la información disponible, que será la que determine los indicadores que sean más adecuados utilizar.

El ámbito de aplicación es la demarcación marina Levantino-Balear, que según la Ley 41/2010 de protección del medio marino es aquella en el que España ejerce soberanía o jurisdicción entre una línea imaginaria con orientación 128º respecto al meridiano que pasa por el cabo de Gata, y el límite de las aguas jurisdiccionales entre España y Francia en el Golfo de León (Figura 2). Esta área marina tiene una extensión de 231294 km² y comprende las zonas costeras de 5 Comunidades Autónomas hasta fondos de la llanura abisal de 2000 m de profundidad. El 11 % corresponde a la plataforma continental, el 20 % al talud y el 69 % restante a llanura abisal.

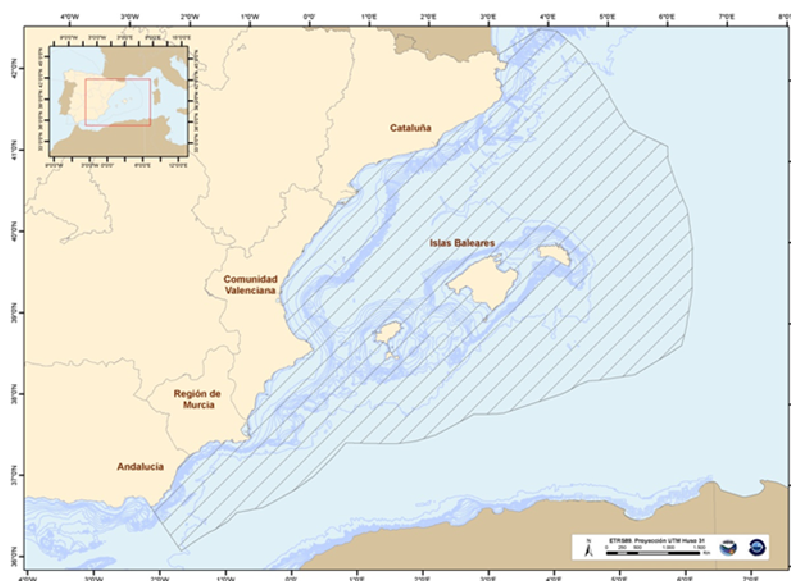


Figura 2. Ámbito geográfico de la Demarcación Levantino-Balear

La información más continua de la que se dispone es sobre el circalitoral y batial sedimentario, siendo más escasa y dispersa en el tiempo y en el espacio la de fondos rocosos (a cualquier profundidad). La información sobre fondos mediolitorales e infralitorales de cualquier sustrato aún no siendo escasa, es muy dispersa, y por tanto heterogénea en cuanto a su escala y precisión.



1.1.3. Escala espacial y temporal

La escala espacial utilizada ha sido diferente en función de la información disponible. En los hábitats del circalitoral y batial sedimentario se ha utilizado una malla de 5 x 5 millas, mientras que para el resto de hábitats la escala es variable y cambia en función del tipo de información espacial existente.

En hábitats circalitorales y batiales la escala temporal es desde 1994 hasta el año 2010. Se han utilizado los últimos 5 años para determinar el estado actual y toda la serie para determinar niveles de referencia.

En Rice *et al.* (2010) se destaca que la escala de evaluación del estado ambiental es problemática debido a la distribución en mosaico, o parcheada, de los hábitats, de las actividades humanas, de los impactos que producen las segundas en los primeros (normalmente con gran variabilidad local), y de los sistemas de seguimiento de los fondos marinos.

1.1.4. Nexos y solapamientos con otros descriptores

Existe un alto grado de solapamiento entre el descriptor 6 y los criterios de diversidad de hábitat del D1 (1.4, 1.5 y 1.6).

Los criterios de estado (p.e. 6.2- Estado de la comunidad bentónica) están relacionados con todos los descriptores de presión.

El criterio 6.1.2 (Extensión de los fondos marinos afectados de forma significativa por las actividades humanas en los distintos tipos de sustratos) está relacionado con los criterios 1.5.1, 1.6 y 6.2.

Existe un nexo entre los descriptores que hacen referencia a hábitats (D1 y D6) y el D7 (7.2.1- Extensión espacial de los hábitats afectados por alteraciones permanentes, y 7.2.2- Cambios en los hábitats y, en especial, en las funciones que en ellos se desarrollan).

La integridad de los fondos marinos puede verse alterada por la presencia de basuras y residuos de origen antrópico, por lo que también habría un solapamiento entre este descriptor y el descriptor 10.

1.1.5. Principales presiones e impactos

En los fondos sedimentarios de más de 30 m de profundidad de la demarcación Levantino-Balear la principal presión sobre los hábitats biogénicos son las actividades pesqueras, especialmente la



pesca de arrastre de fondo. A menor profundidad, otras presiones cobran más relevancia, con impactos identificables a escala regional o local.

Presión pesquera

En los fondos circalitorales blandos de la demarcación Levantino-Balear la principal presión sobre los hábitats biogénicos es la actividad pesquera que desarrolla la flota de arrastre de fondo. Esta flota está compuesta, según el censo de 2011, por 582 barcos, de los cuales la mayoría, 523, tienen su puerto base en la costa peninsular, donde se concentran las zonas de máxima densidad de esta actividad (Figura 3).

Otras actividades pesqueras en la demarcación incluyen la pesca de cerco, las desarrolladas por la flota artesanal (trasmallo principalmente), y la pesca con trampas; aunque también están presentes en menor intensidad la pesca con palangre tanto de superficie como de fondo. Algunas de ellas como los trasmallos, las trampas y los palangres de fondo pueden tener un potencial impacto sobre el bentos. Estos artes pueden ser "calados" en una mayor diversidad de sustratos que en el caso de los arrastres, pudiendo ser fijados en zonas más duras y de ecotono entre fondo sedimentario y rocoso, incluso sobre sustrato rocoso en función de los elementos y construcción del aparejo. Los impactos principalmente vienen derivados de los bloques utilizados para la fijación de los aparejos de pesca, y por los efectos que puedan tener los artes de pesca perdidos, sobre todo los enmalles (pesca fantasma).

En la demarcación Levantino-Balear hemos centrado el estudio de los impactos de la pesca sobre los fondos biogénicos circalitorales en la pesca de arrastre. Varias razones nos han llevado a desestimar la inclusión de otras modalidades de pesca:

- 1 En cuanto a la de pesca de enmalle y palangre de fondo, los datos VMS sobre la actividad, llevada a cabo por lo general por embarcaciones artesanales de pequeña eslora, no parecen lo suficientemente precisos como para hacer un estudio de impacto. Esto se debe seguramente a que las embarcaciones con esloras inferiores a 15 m no están obligadas a llevar a bordo un equipo de monitorización (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). Un claro ejemplo de esta falta de precisión es el Canal de Menorca, donde se da una de las concentraciones más importantes de la pesca de enmalle (trasmallo de langosta, Goñi *et al.* 2005) en la zona de Baleares, pero que en cambio, no aparece reflejado en el mapa de esfuerzo obtenido en base a los datos VMS (Figura 4).
- 2 Los datos VMS sobre la actividad de pesca con trampas hacen referencia en su mayoría a trampas dirigidas a la pesca de la gamba *Plesionika edwardsii*, y aunque puede coincidir con las cuadrículas en las que se registra la actividad de pesca de arrastre (Figura 3 y Figura 5), las trampas suelen calarse en zonas no accesibles al arrastre de las que desconocemos el tipo de fondo (los datos que aquí se analizan de tipo de fondo provienen de las pescas de arrastre durante las campañas MEDITS).

Así, centrando la atención en la pesca de arrastre (Figura 3), en la demarcación Levantino-Balear puede verse una clara diferencia entre la zona de las Baleares y la costa Peninsular, que ha sido puesta de relieve como causa de las diferencias que existen entre ambas zonas en cuanto a los stocks de las especies objetivo de la pesquería de arrastre (Quetglas *et al.*, 2012). Siendo mucho

menor el esfuerzo en las Baleares, y más aun si nos fijamos en los fondos circalitorales, en los cuales se presentan los hábitats que se tratarán a continuación.

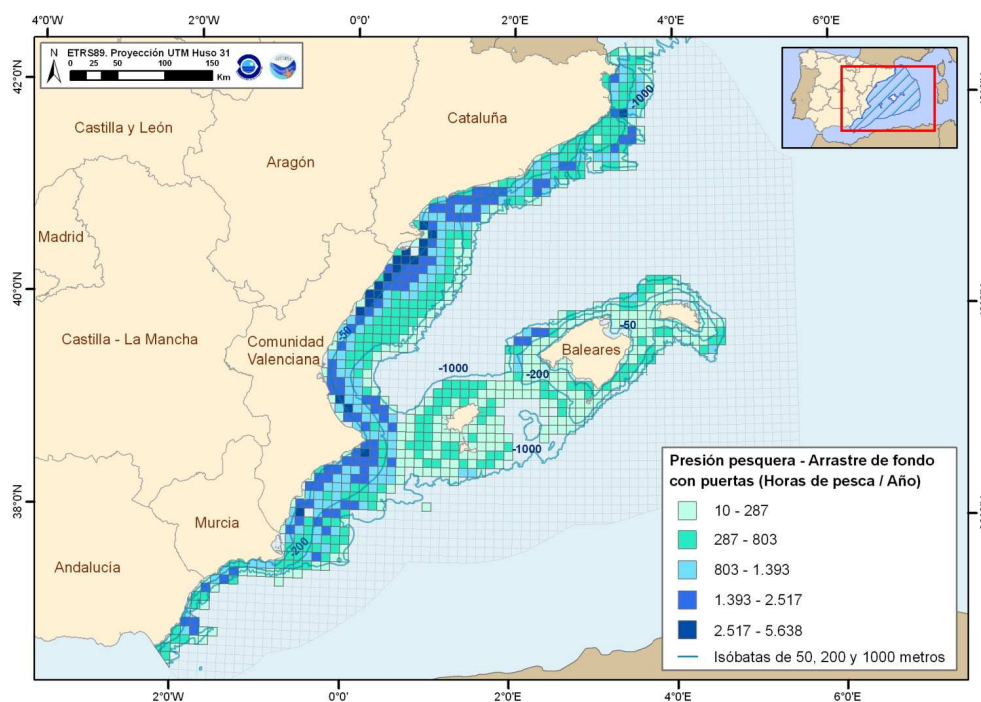


Figura 3. Distribución geográfica del esfuerzo de arrastre con puertas

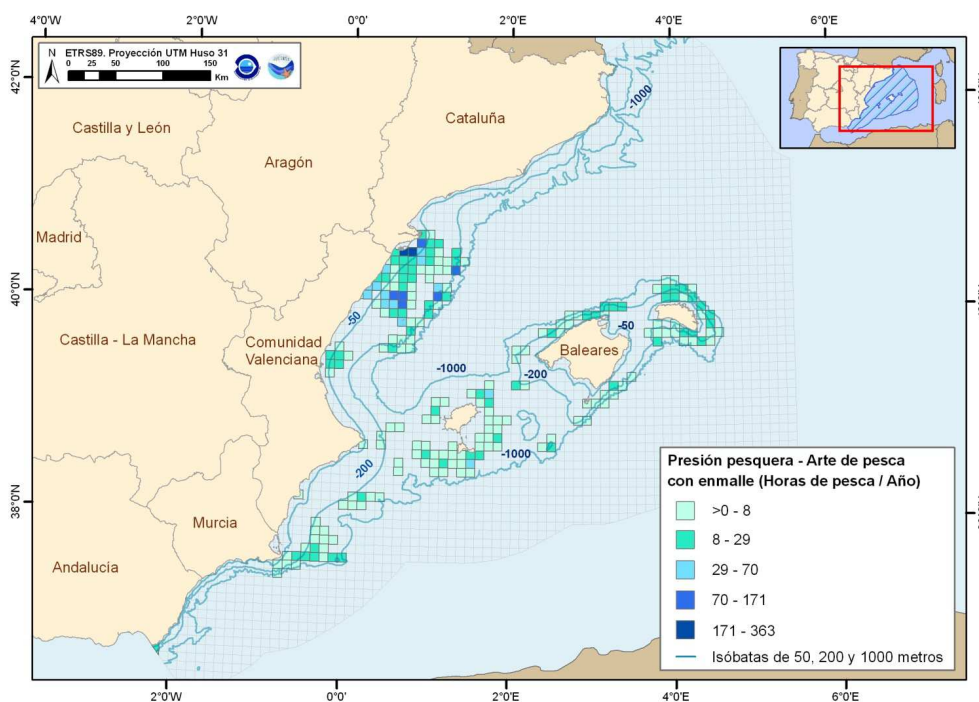


Figura 4. Distribución geográfica del esfuerzo con arte de enmalle

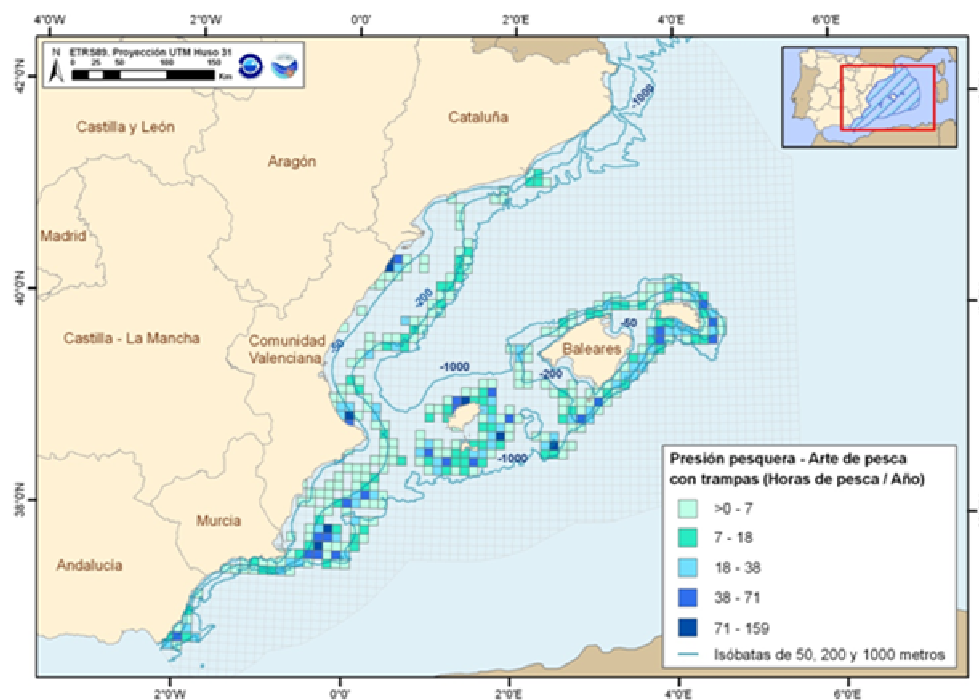


Figura 5. Distribución geográfica del esfuerzo con trampas

Otras presiones

Existe una gran variedad de actuaciones o impactos en la zona costera y en la plataforma que pueden interaccionar con los hábitats bentónicos, además de otras actividades llevadas a cabo tierra adentro, que utilizando como vector por ejemplo los ríos tienen consecuencias en el medio marino y por lo tanto en sus hábitats. Entre ellos podemos destacar los asociados a pérdidas y daños físicos del medio, contaminación por sustancias peligrosas, acumulación de nutrientes y materias orgánicas, y perturbaciones biológicas. En el documento de Presiones e Impactos realizado por el CEDEX se puede encontrar una descripción detallada de cada una de las presiones evaluadas, así como en el apartado correspondiente del documento del descriptor 1.

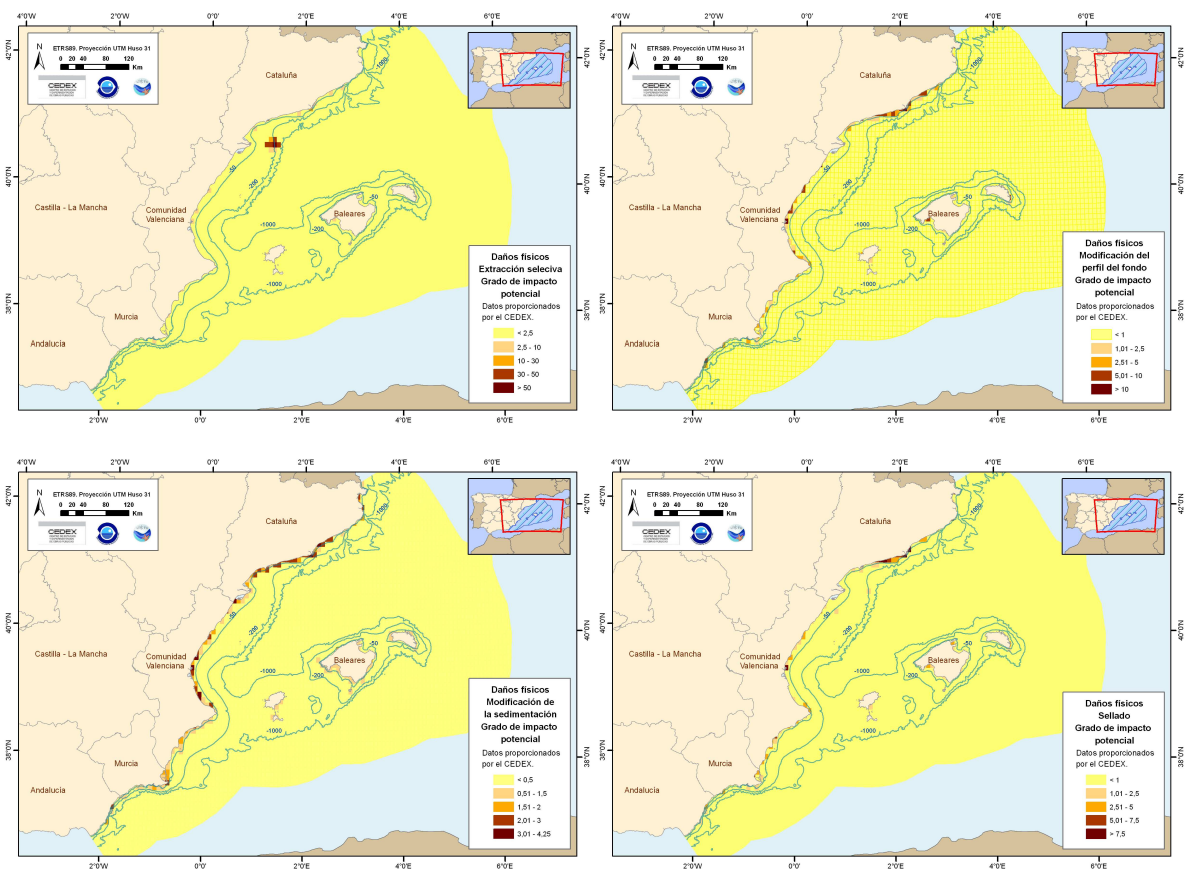


Figura 6. Principales presiones físicas en la demarcación Levantino-Balear (datos base obtenidos del Documento de Presiones e Impactos)

Entendemos como pérdidas y daños físicos en los ecosistemas marinos como la desaparición y modificación del sustrato o hábitat motivados por el sellado o la variación del perfil del fondo. Entre sus consecuencias están las de provocar cambios a corto plazo en las concentraciones de sólidos en el agua, el depósito de los sedimentos que puede dar lugar al enterramiento de especies y hábitats, modificaciones de la sedimentación, abrasión. Las actividades más importantes asociadas a las pérdidas físicas podemos destacar: extracción de sólidos; explotación de yacimientos submarinos y dragados portuarios; vertidos de material portuario dragado;



regeneración de playas y creación de playas artificiales; cables y tuberías; arrecifes artificiales y hundimiento controlado de pecios; parques eólicos marinos; exploración y explotación de hidrocarburos, etc.

Por la amenaza que supone para la biodiversidad marina, hay además que destacar los desechos marinos, objeto del descriptor 10 (además de la basura marina se han de considerar los barcos naufragados o las municiones abandonadas o vertidas al mar, por ejemplo).

1.1.6. Fuentes de información

Para la obtención de la información relacionada con la presencia, extensión y estado de conservación de los hábitats presentes en la Demarcación Levantino-Balear se han utilizado varias fuentes de información. Por un lado, para los hábitats litorales e infralitorales y los hábitats circalitorales y profundos de sustrato duro, se ha empleado principalmente información presente en la bibliografía o datos facilitados por las Comunidades Autónomas. Esta información procede en su mayor parte de los diversos estudios que las administraciones realizan en el ámbito de sus competencias medioambientales (aplicación de la DMA en aguas costeras, estudios sobre el estado de los recursos marisqueros, cartografiados bionómicos, etc.). Las fuentes de información de los hábitat costeros en esta demarcación se encuentran detalladas en el apartado 1.2 del documento del descriptor 1 de dicha demarcación.

Cartografías bionómicas de las Comunidades Autónomas.

En todas las Comunidades Autónomas de la demarcación se ha generado (y se está generando) información bionómica entre 0 y 50 m de profundidad, pero el área total cubierta, escala, metodología y calidad (resolución, precisión, etc.) varía ampliamente entre y dentro de regiones. 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 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 Estrategias Marinas 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 por Comunidad Autónoma es la siguiente:

- a. En *Cataluña* no existe una cartografía bionómica completa. En 1991 se realizó una cartografía enfocada a las praderas de angiospermas marinas a la que no se ha tenido acceso en este trabajo. Se dispone de una cartografía completa de Cabo de Creus y El Montgrí (Sardà *et al.*, 2012). Actualmente está en marcha un proyecto de cartografía bionómica de todo el litoral catalán.
- b. En la *Comunidad Valenciana* la cartografía escala 1:10.000 disponible es la realizada por la Consejería de Obras Públicas, Urbanismo y Transporte en 1987. Áreas marinas protegidas como



Serra Gelada y Cabo de San Antonio disponen de cartografías bionómicas precisas realizadas por este departamento autonómico.

c. En *las Islas Baleares* se dispone de cartografía bionómica para las áreas LIC (Lugar de Interés Comunitario), realizadas por la Dirección General de Pesca en el marco del proyecto LIFE-Posidonia de 2001. Aunque las áreas LIC cubren una superficie importante de los fondos marinos costeros de las Islas Baleares, hay una parte sobre la que apenas existe información, excepto en zonas concretas como el canal de Menorca (Barberà *et al.*, 2012) y los alrededores de Cabrera (Oceana, 2011).

d. En *Murcia* se dispone de una cartografía bionómica a escala 1:50.000 bastante precisa de toda la costa realizada en 1989, revisada en 1999 y actualizada en 2004 para la Directiva Hábitats (92/43/CEE), principalmente para áreas LIC. En cualquier caso las cartografías han sido realizadas y promovidas por la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia (DG de Medio Natural)

e. En *Andalucía (provincia de 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 (ver Luque y Templado, 2004).

La mayoría de estas cartografías, en las regiones en que están disponibles, 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 en aquellas donde aparecen presentan campos cuya nomenclatura varía ampliamente entre las distintas regiones de la demarcación, haciendo extremadamente complicada su interrelación y análisis global.

Ecocartografías de la Demarcación de Costas del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

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 el año 2000 en las Islas Canarias, actualmente se están realizando para todas las Comunidades Autónomas para fondos entre 0 y 50 m y a escala 1:10.000. Para esta cartografía se ha realizado una batimetría y modelo topográfico digital muy preciso y con un grado de cobertura muy aceptable mediante un sonar multihaz. La identificación e interpretación de la distribución de las comunidades bentónicas se ha basado en la información bionómica disponible en cada región, la información a nivel de tipo de sustrato proporcionado por la multihaz y los 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 (sólo a lo largo de dos isobatas). Además se ha dispuesto de las ecocartografías de la Comunidad Valenciana, Murcia y Almería.



Para este trabajo se ha contrastado esta información bionómica con otras ya existentes y se ha podido comprobar que existe un alto grado de confianza. Por tanto, esta información ha sido especialmente útil en aquellas regiones o zonas dentro de una región en la que no se disponía de ningún tipo de información. También está disponible la ecocartografía de las Islas Baleares, aunque finalmente no ha sido posible utilizarla para este trabajo. Junto con las cartografías bionómicas de las Comunidades Autónomas, esta información va a permitir la aplicación de los indicadores de distribución y extensión de los hábitats en la evaluación del estado de los hábitats 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 empleado la capa cartográfica del hábitat 1120 (*P. oceanica*), aunque con mucha precaución pues se trata de una información poco precisa y muy confusa ya que presenta abundantes errores y no coincide bien con cartografías de mayor precisión.

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

Esta Directiva 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*. Esta valoración está diseñada como indicador de la calidad de las masas de agua, pero en este trabajo puede ser empleada como una aproximación representativa del estado de conservación de las comunidades a partir de las cuales se calculan los valores del índice. Los métodos de evaluación de las masas de agua costeras, pueden variar entre cada Comunidad Autónoma, aunque con criterios similares que han sido sometidos a ejercicios de intercalibración. No obstante, estas diferencias de método y diferencias en el criterio de aplicación entre regiones limitan en cierta medida la comparación entre Comunidades Autónomas y su empleo en un análisis global a escala de demarcación. Puede aportar información relacionada con los indicadores de condición del hábitat/comunidad y sus estados “alto” y “bueno” son equiparables al estado de “Buen Estado Ambiental” requerido por la Ley 41/2010, de protección del medio marino. Si bien la valoración se extrapola a toda la masa de agua hay que tener en cuenta que se basa en un número limitado de comunidades bentónicas: las praderas de *P. oceanica* hasta una profundidad normalmente no superior a los 15 m, comunidades de algas fotófilas de la roca infralitoral superior (*Cystoseira* spp y las especies que la sustituyen) e infauna de sedimentos infralitorales. En ausencia de otro tipo de información, puede ser aceptable extrapolar el EQR basado en estas comunidades al resto de comunidades y especies de la zona costera, pero en el futuro deberá plantearse ampliar este tipo de programas de seguimiento a otros componentes del ecosistema costero. Los datos de las evaluaciones de la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) van a aportar información relevante para aplicar los indicadores de Estado del hábitat a la evaluación del estado actual y el BEA de los hábitat costeros de la demarcación (apartados 1.1.2 y 2.3).

Redes de seguimiento de *Posidonia oceanica*.

Todas las Comunidades Autónomas de la demarcación han implementado 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 y la unificación de criterios para su análisis y 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 (e incluso más en algunas regiones), lo que representaría uno de los programas de seguimiento más importantes de un hábitat marino en esta demarcación (y también la de Alborán). Éste, además, 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 Comunidades Autónomas 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 del IEO MEDITS.

Respecto a los hábitats circalitorales y profundos de fondos blandos se han utilizado principalmente datos recogidos en campañas de prospección pesquera con arte de arrastre de fondo del IEO (MEDITS). Estas campañas se realizan de forma anual durante la primavera y cubren la franja batimétrica entre 30 y 800 m de profundidad en la zona del Levante de la Península Ibérica, y entre 50 y 800 m en la zona de las Islas Baleares. Representa una de las series históricas de especies bentónicas y demersales de estos hábitats a nivel nacional que se remonta a 1994 en las costas del Levante de la Península Ibérica y a 2001 en las Islas Baleares. Para las metodologías de campaña y a la metodología usada en la recopilación de la información sobre hábitats ver Anexo II del Descriptor 1.

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 de seguimientos científico-técnicos relacionados con emisarios submarinos, plantas desaladoras, etc.; muchos de ellos realizados por consultoras y de dudosa calidad científica (y a menudo también técnica), aunque otros muchos son elaborados por universidades y organismos públicos de investigación. Estos últimos representan la única fuente de información a veces disponible sobre el estado de determinadas especies y hábitat clave. Informes técnicos de ONGs nacionales 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.

1.1.7. Legislación y convenios internacionales relacionados con el descriptor

Los fondos marinos se encuentran protegidos por diversas normativas, tanto de índole internacional, como europeo o nacional. Una relación no exhaustiva de este marco relacionado se puede ver a continuación:

- Directiva de Hábitats. La Directiva en su Anexo I establece un listado de hábitats de interés comunitario, entre los cuales se encuentran varios hábitats bentónicos marinos.
- Directiva Marco del Agua. Esta Directiva, al requerir la evaluación de elementos como las macroalgas, angiospermas y macroinvertebrados bentónicos, utiliza los hábitats bentónicos como indicadores de la calidad de las aguas costeras.
- Convenio de Barcelona: Protocolo sobre las Zonas Especialmente Protegidas y la Diversidad Biológica en el Mediterráneo. Anexo II (Listado de especies en peligro o amenazadas), Anexo III (Listado de especies cuya explotación se regula) y Clasificación de Hábitats Marinos del Plan de Acción del Mediterráneo.
- Convenio de de Diversidad Biológica (Río de Janerio 1992), con el mandato de Jakarta y otras directrices relacionados específicamente con la biodiversidad marina.
- Código de conducta responsable para pesquerías de la FAO, dirigido a asegurar una explotación responsable de los recursos vivos marinos en armonía con el medio ambiente marino.
- Scientific Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) de la UE.



2. EVALUACIÓN DEL ESTADO AMBIENTAL ACTUAL

2.1. Conceptos clave

La Decisión de la Comisión 2010/477/UE establece unas recomendaciones generales en cuanto a los conceptos clave a analizar para poder dar respuesta a los dos criterios establecidos para examinar el BEA en relación con el Descriptor 6. Sin embargo, este documento no establece pautas claras de selección de los indicadores más adecuados.

En este sentido, la introducción al descriptor establece el objetivo (ver *supra*), haciendo referencia a términos como diversidad natural, productividad, procesos ecológicos dinámicos y resistencia del ecosistema. Y por otro lado, recalca que es preciso que las tareas de evaluación y seguimiento se efectúen tras un análisis inicial de las presiones humanas y de los impactos y amenazas a la biodiversidad, recomendando finalmente el paso de una escala pequeña a otra más amplia.

El Criterio 6.1 (*Daños físicos en relación con las características del sustrato*) habla de los impactos de las distintas presiones sobre los hábitats bentónicos, y con especial referencia, por su sensibilidad y papel estructural, a los biogénicos.

Hábitats biogénicos son aquellos creados por un organismo vivo. Son muy diversos en tamaño y estructura, y pueden incluir arrecifes, bancos o comunidades de coral, arrecifes de poliquetos, plantas marinas, campos de laminariales, *mäerl*, comunidades de mejillones u ostreidos, etc. La estructura tridimensional generada por estos hábitats modifica las condiciones de la zona, incrementando la complejidad ambiental, y con una gran influencia en la fauna bentónica asociada. También elevan la complejidad biológica, al modificar las relaciones predador-presa en diferentes formas, por ejemplo sirviendo como refugio de especies presa (Grabowski 2004). Suelen ser hábitats ricos y diversos (Mortensen *et al.* 2008), en comparación con hábitats estructuralmente menos complejos, siendo hábitats esenciales como refugio.

2.2. Elementos de evaluación

2.2.1. Identificación y selección de hábitats

La metodología general de identificación de hábitats está descrita en el documento del descriptor 1 (punto 2.3.2). Cómo se describe allí se parte de un listado de hábitats basado en la clasificación EUNIS, pero adaptado a las características regionales de la demarcación (en coordinación con el grupo de expertos de hábitats que están elaborando la lista patrón de hábitats para el Inventario Español de Hábitats Marinos). Para el descriptor 6 sólo se han tenido en cuenta los hábitats biogénicos, concretamente los que figuran en los listados Convenio de Barcelona, Directiva de



Hábitats, Red Natura 2000 y el Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) (Tabla 2).

	HÁBITAT	CONVENIO
Fondos detríticos costeros con <i>maërl</i> /rodolitos con dominancia de:	<i>Phymatolithon calcareum</i> / <i>Lithothamnion corallioides</i>	Convenio de Barcelona
	<i>Spongites fruticulosa</i>	STECF
	<i>Peyssonnelia rosa-marina</i>	Convenio de Barcelona
	<i>Peyssonnelia</i> spp.	
Fondos detríticos costeros con:	<i>Laminaria rodriguezii</i>	Convenio de Barcelona Red Natura 2000 (Arrecifes- Háb. 1170)
	<i>Phyllophora crispa</i> / <i>Osmundaria volubilis</i>	Convenio de Barcelona Red Natura 2000 (Arrecifes- Háb. 1170)
Praderas de fanerógamas	<i>Posidonia oceanica</i>	Convenio de Barcelona Red Natura 2000 (Háb. 1120)
	Otras especies (<i>Cymodocea nodosa</i> , <i>Zostera noltii</i> , <i>Caulerpa</i> sp)	Convenio de Barcelona
Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos:	Con campos de <i>Leptometra phalangium</i>	STECF
Fondos profundos y de borde de plataforma con:	<i>Funiculina quadrangularis</i>	Convenio de Barcelona

Tabla 2. Hábitats biogénicos de la Demarcación Levantino-Balear que se han tenido en cuenta en el descriptor 6

2.2.2. Distribución de los hábitats

El cartografiado de hábitats es una tarea pendiente dentro de la ecología en nuestro país. Existen numerosos estudios, pero es necesario un esfuerzo de unificación de criterios y metodologías.

En general, la metodología empleada para el cálculo de la extensión de los hábitats biogénicos (al igual que en el resto de hábitats) ha dependido del tipo de información espacial disponible. Los hábitats biogénicos presentes en los fondos blandos circalitorales y profundos (dentro del rango batimétrico muestreado en la campaña MEDITS) se han analizado en función del porcentaje de cuadrículas (de 5x5 millas) con presencia del hábitat.

Para calcular el valor de evaluación inicial se calculó el valor medio de este porcentaje para los últimos 5 años de serie histórica, mientras que en el caso del valor de referencia se empleó el valor máximo de la serie histórica. En el resto de hábitats, la metodología empleada dependió de si existía en la bibliografía información cartográfica sobre la extensión de los mismos y en caso de que así fuese, si esta proporcionaba polígonos con la extensión el hábitat o solo puntos de presencia en zonas en las que se detecto la presencia del mismo.

2.2.3. Presiones

Esta información es imprescindible para el criterio 6.1.2 (Extensión de los fondos marinos afectados de forma significativa por las actividades humanas en los distintos tipos de sustratos) y



su indicador basado en el porcentaje de área ocupada por cada tipo de hábitat (o porcentaje de cuadrículas con presencia, en caso de que no se disponga de cartografiados continuos) afectadas por impactos significativos de cada presión.

Con metodología SIG se evalúa la superficie de solapamiento con el área de afección de presiones e impactos humanos. Se ha definido una gradación en los niveles de presión y se han identificado aquellos niveles altos que se considera afectan de manera significativa.

La principal presión son las actividades pesqueras, y es de la que se tiene más información espacial a través de las “cajas azules” o VMS (*Vessel Monitoring by Satellite*). Según la 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, solamente la flota mayor a 15 metros está obligada a llevar instalada el sistema de localización de buques por satélite (VMS). Es decir, no se dispone de la información, ni se podrá analizar, el esfuerzo ejercido por la flota menor de 15 m, formada en esta Demarcación por aproximadamente 1000 embarcaciones que faenan en zonas costeras. Únicamente, la flota de dragas hidráulica compuesta por un centenar de embarcaciones consta de sistemas de localización a bordo “cajas verdes” establecidas por la Junta de Andalucía desde 2006. Para el análisis de los esfuerzos de estas flotas será necesario realizar un diseño de muestreo específico, actualmente no implementado.

Para la asignación correcta de la información de VMS a una actividad concreta, uso de un arte concreto o asignación de especie objetivo, es necesario cruzar la información de VMS, una vez filtrada y corregida, con la contenida en los libros de pesca. Según la legislación comunitaria (CEE, 1983) la flota de más de 10 metros de eslora está obligada a rellenar los cuadernos de pesca. En ellos queda registrada la siguiente información por día de pesca: el aparejo de pesca, la captura realizada de todas aquellas especies que hayan supuesto más de 50 kg por día de pesca y el rectángulo estadístico donde se ha realizado la captura. Una parte de la información no ha podido ser cruzada porque la información de los libros de pesca estaba incompleta o incorrecta.

2.3. Determinación de niveles de referencia o de base

Fondos blandos circalitorales y batiales

Se ha seguido la estrategia de elegir como nivel de referencia o de base el Valor de Referencia Favorable, o FVR (*favourable reference value*: JNCC, 2006; Piha y Zampoukas, 2011). En la mayoría de los casos se ha utilizado el valor más alto de la serie histórica. Si el hábitat estaba sujeto a otra directiva con definición de niveles de referencia (p.e. DMA, DH) se han mantenido esos valores. Cuando sólo hubo datos para un momento puntual (eje: extensión del hábitat de hábitats infralitorales) este se ha empleado como valor de referencia.

Praderas de *Posidonia oceanica*



Respecto a los indicadores de extensión (criterios 6.1.1), la información cartográfica disponible en la demarcación 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. Se desconoce el estado en que se encontraban las praderas de *P. oceanica* en los años 50 del siglo pasado, que es cuando probablemente su distribución y extensión apenas había sido todavía alterada por la presión antrópica, y por tanto es imposible determinar para este informe el estado actual del hábitat basándonos en estos criterios. Podemos, como mucho, emplear una aproximación basada en el cruce de la información cartográfica existente y la influencia o presencia de algunos impactos conocidos (presencia de obras costeras, áreas de arrecifes artificiales, etc.). Esto nos daría cierta idea, sólo aproximada, de la magnitud en que la distribución y superficie de las praderas de *P. oceanica* han sido potencialmente alteradas en la demarcación por el marcado desarrollo de la zona costera en las últimas 6 décadas; por supuesto, hay que asumir que tanto los límites de las praderas como su extensión son bastante estables a escalas decadales, y que tan sólo son alterados por la influencia de las presiones antrópicas. Este tipo de análisis puede, y debe, ser complementado por todo tipo de información procedente de casos bien documentados y publicados en la Demarcación Levantino-Balear en los que los impactos de la actividad humana han alterado la distribución y superficie de las praderas.

Para futuras evaluaciones no sólo debería tenerse una cartografía unificada y completa de angiospermas marinas de toda la Demarcación (junto con la de Alborán), sino que ésta podría emplearse para llevar a cabo un ejercicio de análisis comparativo con los fotogramas aéreos del vuelo de 1956, una época en la que el desarrollo costero de la costa mediterránea española era aún incipiente y es muy probable que el impacto del hombre sobre estos hábitats fuera todavía negligible. En estas fotos antiguas se observan con claridad los límites superiores de *P. oceanica* en muchos tramos de la línea de costa, que pueden superpuestos con imágenes más actuales tras una adecuada georreferenciación (pero con cautela ya que no es posible realizar una confirmación *in situ* de manchas dudosas que podrían ser algo diferente a pradera de Posidonia, como rocas u hojas muertas). Los resultados de este ejercicio, que podrían extenderse a otros hábitats costeros, aportarían resultados interesantes sobre la evolución de las presiones en nuestras costas y aportaría información complementaria para evaluar el estado actual de estos hábitats.

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. La serie temporal más larga y antigua de un indicador de esta clase es la obtenida para la densidad de haces y el porcentaje de cobertura en la pradera de las Islas Medas (Gerona, Cataluña) desde 1984 (Romero 2004); el resto de series temporales ahora disponibles en un gran número de praderas del litoral español son bastante más recientes. La alternativa es emplear los datos de todas estas series temporales obtenidos en zonas costeras con alto grado de naturalidad para establecer unos valores que definan una condición de referencia de la estructura de las praderas con vistas a futuras evaluaciones de la EEMM. Se disponen de series temporales en unas 140 praderas en las que actualmente se miden descriptores estructurales y otras variables con periodicidad anual o bianual desde 1998 en el



litoral catalán, desde 2002 en Baleares y Comunidad Valenciana y desde 2004 en Murcia. El programa de seguimiento de praderas de Andalucía se inició en 2009 por la Junta de Andalucía. Estos valores deben ser definidos para cada región (donde los datos han sido obtenidos con el mismo método) y para diferentes niveles de profundidad, factor que causa una variación muy significativa de los descriptores estructurales y que enmascara cualquier otra variación causada por un factor o perturbación externos (Romero, 1985; Leriche et al. 2011). En su lugar, los diversos estudios suelen emplear valores de referencia publicados en la literatura científica (Giraud 1977; Pergent et al. 1995), pero no son adecuados ya que corresponden a otras zonas geográficas del Mediterráneo que pueden no ser representativas de una gran parte de la demarcación Levantino-Balear.

Para el presente informe, y a título ilustrativo de lo sugerido anteriormente, se han analizado las bases de datos proporcionadas por las redes de seguimiento de *P. oceanica* de las Comunidades Autónomas de Cataluña (DG de Pesca y Asuntos Marítimos), Baleares (Conselleria d'Agricultura Medi Ambient i Territori. Direcció General de Medi Rural i Marí) y Murcia (Servicio de Pesca y Acuicultura-IEO); para el caso de Región de Murcia se ha incorporado al análisis una base de datos espaciales de los descriptores obtenida en unos 500 puntos de muestreo (DG de Medio Natural) para la valoración del Estado de Conservación del hábitat 1120 de las zonas LIC (red Natura 2000). Para el caso de Cataluña sólo se han empleado datos del periodo 1998-2002 extraídos por los informes disponibles para este trabajo (Renom y Romero 2002), ya que los datos del resto de la serie temporal no han sido proporcionados. Por cuestiones prácticas no se van a ilustrar aquí todos los gráficos y tablas obtenidos en cada caso. En la Tabla 3 se muestran los modelos de regresión ajustados a los datos de cada descriptor en función de la profundidad, para cada región de la demarcación (Figura 7). Como se ha explicado antes, la profundidad explica entre el 49 y 68% de la densidad de haces de la pradera y algo menos (38-58%) en el caso de la cobertura de las praderas de la Demarcación. A modo de ejemplo, en la Tabla 4 se muestran los rangos teóricos para cada nivel de profundidad de ambos descriptores basados sólo en los datos de las praderas de Región de Murcia. En la Figura 8 se representan los rangos teóricos de ambos descriptores en las tres regiones de la demarcación, establecidos a partir de sus respectivos modelos teóricos ajustados a los datos disponibles (Tabla 4). En el caso de la densidad de haces, se observa claramente un alto grado de solapamiento entre los valores de las praderas de Murcia y Baleares, cuyas aguas son más cálidas, oligotróficas y transparentes que Cataluña, donde los valores de este descriptor son consistentemente más bajos a todas las profundidades. En el caso de la cobertura de pradera el solapamiento es mucho mayor, pero también hay diferencias entre regiones. Estos datos ilustran la importancia de las variaciones regionales de los indicadores y descriptores de los hábitats dentro de la Demarcación Levantino-Balear, lo que dificulta la posibilidad de realizar una evaluación global, única, para toda la demarcación.

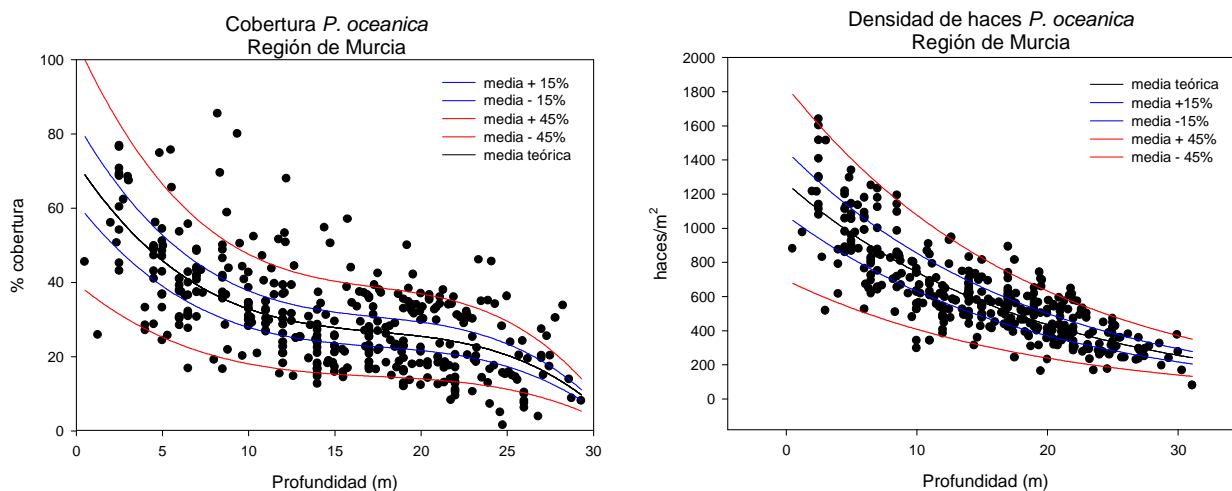


Figura 7. Variación del porcentaje de cobertura y la densidad de haces con la profundidad en el caso de las praderas de *P. oceanica* de la Región de Murcia ($n = 374$; Ruiz-IEO y red de seguimiento de *P. oceanica* de la CCAA de la Región de Murcia, datos no publicados). Por cuestiones prácticas no se muestran los gráficos correspondientes a Cataluña y Baleares. La línea negra continua corresponde al modelo de regresión ajustado (Tabla 3). Línea azul = $\pm 15\%$ media; Línea roja = $\pm 45\%$ media.

Tabla 3. Resumen del análisis de regresión realizado para determinar la relación entre los descriptores estructurales y la profundidad. N = número de praderas; R² = coeficiente de determinación; P = nivel de significación (=0,05); y = valor descriptor; x = profundidad.

Región	Descriptor	N	R ²	Error Estándar	P	Modelo
Cataluña	densidad de haces	79	0,49	129,3	***	$y = 681,7 \cdot e^{-0,072 \cdot x}$
	% cobertura	79	0,58	11,2	***	$y = 84,4 - 7 \cdot x + 0,2 \cdot x^2 - 0,001 \cdot x^3$
Baleares	densidad de haces	193	0,58	169,01	***	$y = 43,02 + 1116,3 \cdot e^{-0,044 \cdot x}$
	% cobertura	147	0,39	11,9	***	$y = 70,4 \cdot e^{-0,064 \cdot x}$
Murcia	densidad de haces	374	0,68	154,5	***	$y = 1264,5 \cdot e^{-0,053 \cdot x}$
	% cobertura	374	0,39	11,1	***	$y = 72,3 - 7 \cdot x + 0,37 \cdot x^2 - 0,0072 \cdot x^3$

Fuentes:

Cataluña: datos de la "Red de control de la calidad biológica de *P. oceanica* en el litoral catalán" obtenidos entre 1998 y 2002 por el Dpto. de Ecología de la Univ. de Barcelona (Renom y Romero, 2002), para la Dirección General de Pesca y Asuntos Marítimos (DGPAM) de la Generalitat de Cataluña.

Baleares: datos de la "Red de vigilancia de las praderas de *P. oceanica* de Baleares" entre 2002 y 2010 de la Dirección General de Pesca (DGP) del Gobierno balear (Conselleria d'Agricultura Medi Ambient i Territori. Direcció General de Medi Rural i Marí. Gobierno Balear).

Murcia: datos obtenidos por el Centro Oceanográfico de Murcia (IEO) entre 2004 y 2011 para la "red de seguimiento de *P. oceanica* de la Región de Murcia del Servicio de Pesca y Acuicultura de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia (IEO-CARM), así como datos obtenidos para los trabajos de caracterización de zonas LIC de la DG de Medio Natural de esta misma Comunidad Autónoma.



Tabla 4. Rangos de los descriptores estructurales obtenidos a partir del modelo teórico ajustado a los datos medidos en las praderas de *P. oceanica* de la Región de Murcia, en este caso (por cuestiones prácticas no se ilustran los resultados obtenidos en Cataluña y Baleares).

A) Densidad de haces (haces / m ²)								
Prof	MUY ALTA (> +45%)	ALTA (+15 - +45 %)		NORMAL (+15 - -15%)		BAJA (-15 - 45%)		MUY BAJA (< -45%)
		superior	inferior	superior	inferior	superior	Inferior	
1	> 1729,5	1729,5	1013,9	1729,5	1013,9	1013,9	656,0	< 656
5	> 1401,8	1401,8	821,8	1401,8	821,8	821,8	531,7	< 531,7
10	> 1072,9	1072,9	629,0	1072,9	629,0	629,0	407,0	< 407
15	> 821,2	821,2	481,4	821,2	481,4	481,4	311,5	< 311,5
20	> 628,6	628,6	368,5	628,6	368,5	368,5	238,4	< 238,4
25	> 484,2	484,2	283,8	484,2	283,8	283,8	183,6	< 183,6
30	> 370,6	370,6	217,2	370,6	217,2	217,2	140,6	<140,6
B) Porcentaje de cobertura								
Prof	MUY ALTA (> +45%)	ALTA (+15 - 30%)		NORMAL (+15 - -30%)		BAJA (-15 - -30 %)		MUY BAJA (< -30%)
		superior	inferior	superior	inferior	superior	Inferior	
1	> 94,7	94,7	75,1	75,1	55,5	55,5	35,9	< 35,9
5	> 66,5	66,5	52,7	52,7	39,0	39,0	25,2	< 25,2
10	> 47,4	47,4	37,6	37,6	27,8	27,8	18,0	< 18
15	> 40,3	40,3	32,0	32,0	23,6	23,6	15,3	< 15,3
20	> 36,9	36,9	29,2	29,2	21,6	21,6	14,0	< 14
25	> 29,5	29,5	23,4	23,4	17,3	17,3	11,2	< 11,2
30	> 15,1	15,1	12,0	12,0	8,9	8,9	5,7	< 5,7

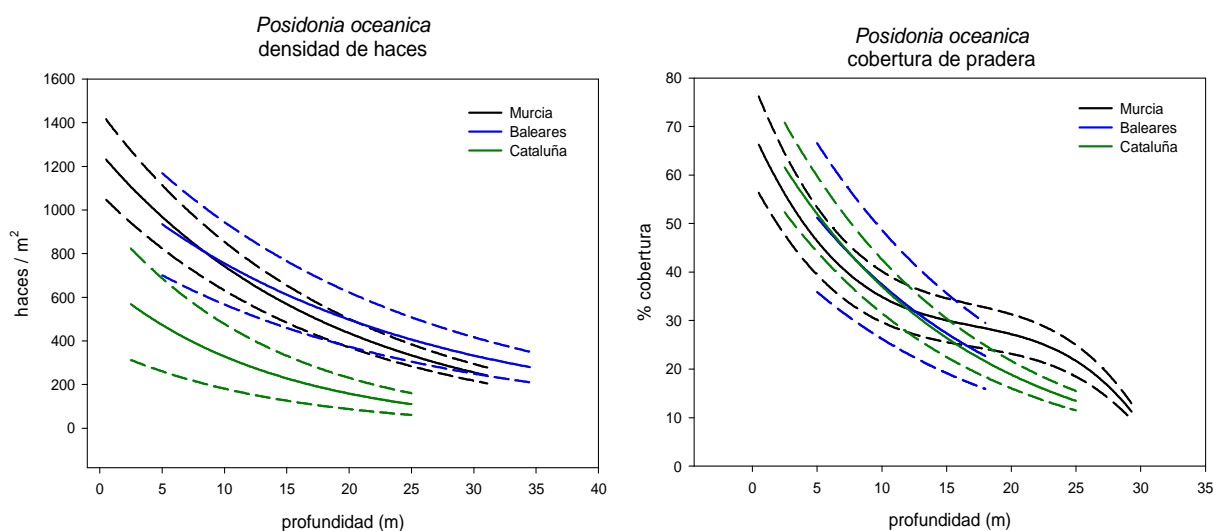


Figura 8. Variación de los descriptores estructurales con la profundidad en las regiones de la demarcación Levantino-Balear (Cataluña, Baleares y Murcia) según los modelos teóricos ajustados a los datos obtenidos en las praderas de estas regiones (Tabla 3). Línea continua = media; línea discontinua = ± 1 desviación estándar.

Por otro lado, además de establecer estos rangos teóricos como niveles de referencia con los que comparar el estado de una pradera en un momento dado, también podemos analizar las tendencias de las series temporales disponibles de praderas en cada región en condiciones lo más naturalizadas posible y utilizar estos rangos para conocer si la pradera sigue una dinámica “normal” a lo largo de un seguimiento o está experimentando algún tipo de desviación anormal de esa dinámica como consecuencia de factores climáticos, antrópicos o una mezcla de ambos. En la Figura 9 se muestran algunos ejemplos de series temporales disponibles para la densidad de haces y el porcentaje de cobertura, donde se pueden apreciar los más variados comportamientos de su dinámica temporal en función del descriptor y localidad (por cuestiones prácticas no se muestran las gráficas de todas las series temporales de todas las praderas monitorizadas en la demarcación, que son del orden de 100).

De estas series temporales, a partir de la variación del descriptor entre dos muestreos anuales sucesivos, se ha calculado:

- Valor medio de la tasa de crecimiento neto anual, que equivale a una tendencia media de la serie temporal (a partir de ahora, tendencia media anual).
- Crecimiento neto de todo el periodo estudiado, que equivale al balance neto total del descriptor correspondiente a ese periodo (a partir de ahora, crecimiento neto).

durante el periodo de años estudiado. Si las variaciones interanuales positivas igualan a las negativas la dinámica es estable y no hay crecimiento neto. Si las variaciones interanuales

positivas no llegan a superar a las negativas la dinámica es regresiva y el crecimiento neto es negativo.

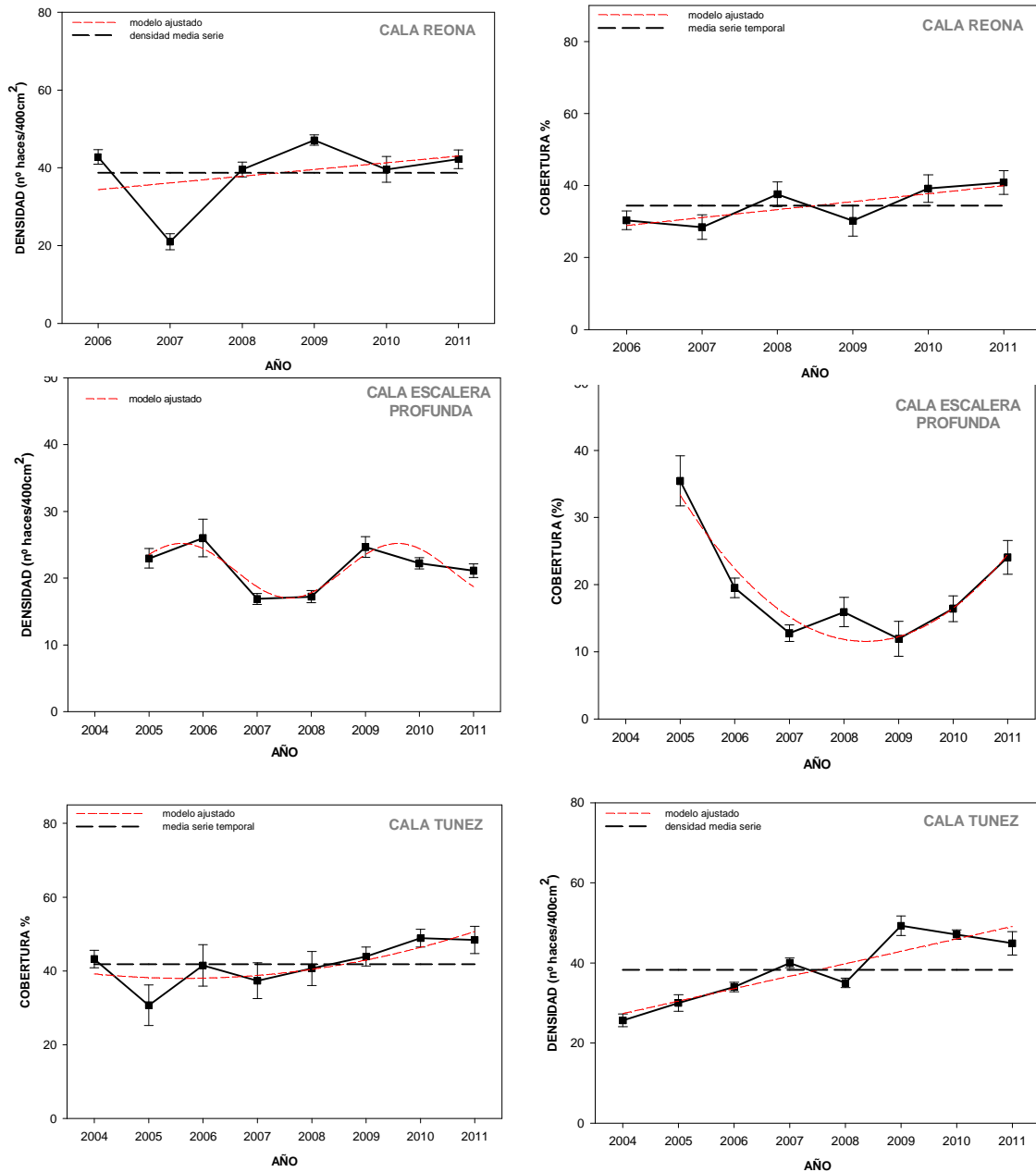


Figura 9. Ejemplos de series temporales de los descriptores estructurales (densidad de haces y porcentaje de cobertura; medias y error estándar) obtenidas en praderas de *P. oceanica* de la Región de Murcia: Cala Reona (-5 metros, superior), donde el balance neto de la densidad de haces en el periodo 2006-2011 es casi cero, aunque la dinámica es algo fluctuante, y positivo para la cobertura, con tendencia progresiva; Cala Escalera (-19-20 m, Cabo de Palos; centro), con claras variaciones plurianuales de la densidad aunque con balance neto próximo a cero, mientras que la cobertura sigue una dinámica claramente regresiva los primeros años y, aunque es progresiva los últimos años de la serie, el balance neto para este descriptor en el periodo 2005-2011 es todavía negativo; Cala Túnez (-8 m, Cabo de Palos; abajo), ejemplo de tendencias y balances netos claramente positivos que caracterizan



una dinámica progresiva. Fuente: Ruiz J.M.-IEO-Red Posidonia Comunidad Autónoma Región de Murcia, datos no publicados; Ruiz et al. (2010); Ruiz et al. 2012 (informe anual).

En realidad son dos formas diferentes de expresar lo mismo: la dinámica de la población de haces de la pradera. Como se muestra en la Figura 9 Hay praderas que mantienen unos valores medios bastante estables de un año a otro, mientras que otras praderas muestran fluctuaciones significativas en algunos años. Estas fluctuaciones pueden ser tanto positivas (incremento) como negativas (disminución). Si las variaciones interanuales positivas superan a las negativas significa que la dinámica de la estructura de la pradera es *progresiva* y tiene un crecimiento neto positivo

Para este análisis sólo se han considerado aquellas praderas de localidades en las que el impacto antrópico es aparentemente ausente o ejerce una presión con muy baja probabilidad de afectar a la estructura y al funcionamiento de *P. oceanica* (de acuerdo con el criterio de cada experto en cada región). En la Tabla 5 y Figura 10 se muestra, para cada descriptor, los valores medios y rangos, mediana y percentiles 10 y 90, quedando así estadísticamente caracterizados de acuerdo a la información disponible en las regiones en las que las series temporales han estado disponibles.

Tabla 5. Caracterización estadística de las variables (crecimiento neto y tendencia media anual) extraídas de de todas las series temporales de los descriptores estructurales disponibles en la demarcación Levantino-Balear.

Fuente: Conselleria d'Agricultura Medi Ambient i Territori. Direcció General de Medi Rural i Marí. Islas Baleares Gobierno Balear.							
Número de praderas: 49		periodo: 2002-2010					
Variable	Descriptor serie temporal	media	mediana	mínimo	máximo	percentil 10	percentil 90
densidad haces	% <i>crecim. neto</i>	-24,5	175,2	37,5	26,2	-8,4	110,3
	% <i>tendencia media anual</i>	-4,9	32,0	7,4	5,1	-1,7	22,5
% cobertura	% <i>crecim. neto</i>	-12,1	60,5	10,9	8,2	-10,0	42,0
	% <i>tendencia media anual</i>	-2,4	7,9	2,0	1,4	-1,7	7,6
Región de Murcia Fuentes: IEO-CARM							
Número de praderas: 17		periodo: 2004-2011					
Variable	Descriptor serie temporal	media	mediana	mínimo	máximo	percentil 10	percentil 90
densidad haces	% <i>crecim. neto</i>	37,8	35,0	-11,2	102,3	-6,2	74,3
	% <i>tendencia media anual</i>	6,5	7,2	-1,6	14,6	-1,0	11,9
% cobertura	% <i>crecim. neto</i>	25,5	20,8	-32,1	81,6	-1,9	63,0
	% <i>tendencia media anual</i>	4,7	3,0	-5,3	20,4	-0,3	10,4
Com. Valenciana Fuentes: Institut d'Ecología Litoral - Diputación de Alicante.							
número de praderas: 32		periodo: 2002-2010					
Variable	Descriptor serie temporal	media	mediana	mínimo	máximo	percentil 10	percentil 90
densidad haces	% <i>crecim. neto</i>	28,2	22,6	-7,4	75,8	-5,6	72,4
	% <i>tendencia media anual</i>	4,4	2,8	-1,0	15,0	-0,8	11,7
% cobertura	% <i>crecim. neto</i>	14,5	14,3	-1,4	35,7	-0,4	27,0
	% <i>tendencia media anual</i>	2,0	2,0	-0,2	5,1	-0,1	3,7



Como se resume en la Tabla 5 y se ilustra en la Figura 10, las praderas de zonas en buen estado de conservación de la demarcación Levantino-Balear, o con baja-nula influencia antrópica (al menos aparentemente), mantienen una dinámica predominantemente estable o progresiva tanto para la densidad de haces como para el porcentaje de cobertura. Teniendo en cuenta ambos descriptores, éstas representan entre el 73% y el 70% para Murcia y Baleares, respectivamente, y una proporción algo mayor para la Comunidad Valenciana (93%). El resto son praderas en las que se ha detectado algún tipo de síntoma regresivo en uno o ambos descriptores, a pesar de estar en zonas en las que no hay presente un impacto antrópico o la influencia de una presión es bastante improbable. Para este análisis se ha considerado que el descriptor muestra una tendencia regresiva cuando su valor es inferior al del percentil 10 calculado para cada región (Tabla 5), que varía entre -0,8% y -1,7% para la tendencia media anual (valores inferiores se consideran cero). Una parte de estas tendencias regresivas varían entre dichos valores y -2%, es decir, muy suaves y muy probablemente sigan sin ser significativamente diferentes de cero (dinámica estable). Otro grupo de casos muestra tendencias negativas más significativas, entre -3 y -6% anual, y que son valores “outlayer” de la distribución, representados en la *Figura 10*. Casos de este tipo se han detectado en praderas de la Región de Murcia (1 caso, 6% del total analizados) y especialmente en Baleares (8 casos, 20% del total analizados). Otros datos publicados ponen en evidencia también la existencia de praderas con tendencias regresivas en zonas protegidas del Mediterráneo español y sin aparente influencia antrópica; Marbà et al. (2005) y Marbà (2009) proponen que el 60-70% de las praderas de la demarcación están en regresión desde 2000 y el 37% (respecto a un total de 19 praderas analizadas) se encuentran en áreas marinas protegidas como el Parque Nacional de Cabrera. De forma similar, Bonhome et al. (2010) describen tendencias regresivas de la densidad de haces en los límites inferiores de praderas profundas del Parque Natural de Port Cros (Marsella, Francia). Ante la ausencia de una presión antrópica aparente que explique estos comportamientos regresivos, algunos autores defienden la idea de una regresión generalizada de las praderas del Mediterráneo español forzada por los cambios del clima (Marbà 2009).

Así pues, se puede afirmar que las diferentes fuentes de datos analizadas coinciden en el hecho de la existencia de praderas con dinámicas regresivas aparentemente no relacionadas con presión antrópica, pero no en la magnitud de la proporción del fenómeno regresivo. Por otro lado, otros autores no han detectado tendencias regresivas en zonas bien conservadas de diferentes países mediterráneos, incluyendo zonas protegidas de la demarcación levantino-balear (González Correa et al 2007). Hay regiones enteras de la demarcación como la Comunidad Valenciana en la que no se detectan tendencias regresivas excepto en praderas con una clara influencia antrópica (ver apartado 2.5.2). Por tanto, la hipótesis de una regresión generalizada y sus dimensiones es una cuestión abierta y discutible, y hay que analizar y matizar con más detalle el conjunto de datos y todos los factores que pueden ser responsables de esas tendencias y balances negativos (Bonhome et al. 2010). Hay que considerar que la dinámica de las praderas no son procesos lineales, sino que existen fluctuaciones anuales y variaciones plurianuales, más o menos cíclicas, de los descriptores demográficos de las praderas forzados por eventos y procesos climáticos y oceanográficos que actúan a diferentes escalas espaciales y temporales (p.e. efectos indirectos de la Oscilación del Atlántico Norte a través de cambios en la pluviosidad, nubosidad, etc; Bonhome et al 2010). Este tipo de variaciones pueden ser confundidas fácilmente con otros procesos (p.e. influencia antrópica difusa) y responder simplemente a un comportamiento natural, tal como se



ha descrito a partir de series temporales obtenidas en formaciones vegetales terrestres, aunque también pueden estar cambiando por influencia de procesos de cambio global. Esto a su vez tiene importantes implicaciones a nivel de la evaluación objeto de este informe, ya que las tendencias que observamos dependerán en gran medida del periodo de años concreto en que se realiza la observación y si ese periodo de años es representativo o no de la variabilidad temporal natural de esa pradera, es decir, se necesitan series temporales lo suficientemente largas. Un ejemplo se muestra en la Figura 9 (Cala Escalera, Cabo de Palos, Murcia), cuya cobertura fue reducida a casi un 50% en 2006 respecto a su valor inicial en 2005 debido a la erosión hidrodinámica causada por una serie de temporales extremos; en la actualidad la tendencia y balance de esta pradera sigue siendo negativo, pero con una tendencia de recuperación significativa debido a balances netos anuales claramente positivos en los últimos años. Algo parecido podría haber ocurrido en muchas praderas de Baleares que empezaron a ser monitorizadas antes de 2003, año en que una ola de calor causó pérdidas de haces muy significativas en los siguientes años (Marbà y Duarte 2010) y otros síntomas de estrés como los episodios de floración masiva (Díaz-Almela et al. 2005, 2007). Otro aspecto a tener en cuenta es el método de medición de los descriptores, su replicación espacial y su capacidad de detectar y reflejar cambios reales de la población (González-Correa 2009). Por otro lado, praderas vecinas o de una misma área geográfica pueden tener comportamientos temporales muy diferentes debido a factores locales, de forma que hay que actuar con cautela a la hora de extrapolar el diagnóstico obtenido a partir de un determinado sitio; también se observa que descriptores diferentes medidos de forma simultánea en la misma pradera pueden presentar dinámicas muy diferentes, reflejando probablemente procesos que actúan a diferentes escalas o niveles de organización de la pradera; por tanto, análisis de tendencias de series temporales basados sólo en un tipo de descriptor pueden estar dando una imagen sesgada de la dinámica real de la pradera. En resumen, hay muchas razones para pensar que la existencia de una proporción determinada de praderas con dinámicas regresivas en una zona o región determinada no es necesariamente reflejo de una regresión generalizada, sino también de la propia naturaleza del comportamiento dinámico de las praderas y los factores endógenos y exógenos que lo determinan. Este tipo de análisis más amplios y detallados serán importantes y necesarios con vistas a determinar los niveles de referencia de estos descriptores en cada región de la demarcación y, por tanto, su estado actual.

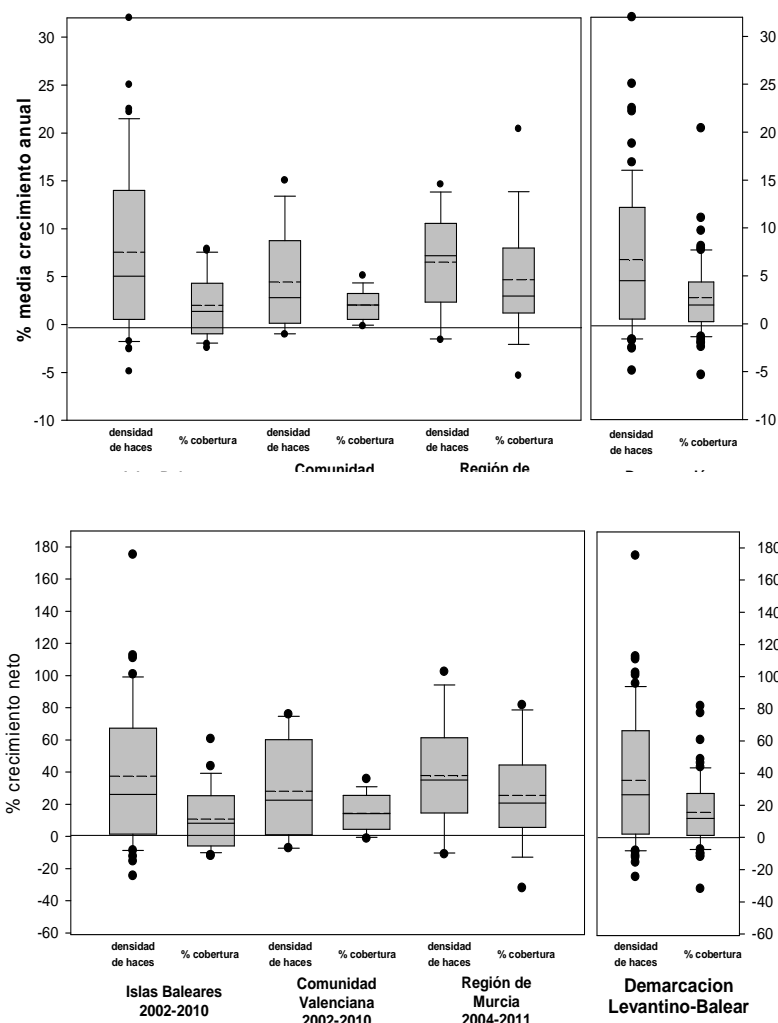


Figura 10. Representación de la variación (percentiles 10 y 90) de tendencia media anual (% media crecimiento neto anual, arriba) y el balance de crecimiento neto del periodo estudiado (abajo), de la densidad de haces y porcentaje de cobertura obtenidas en praderas de la Región de Murcia y en otras regiones de la costa mediterránea española como Baleares y Comunidad Valenciana. A la derecha se muestra la distribución para todos los valores de la demarcación mediterránea. La línea continua que divide la caja es la mediana y la discontinua la media y los círculos negros representan valores “outlayers” de la distribución.

Además de las series temporales antes mencionadas, existen otras fuentes de información y programas de seguimiento que también deben ser considerados para aportar datos para definir los niveles de referencia (*sensu* EEMM) para determinar el estado actual de las praderas de *P. oceanica* en la Demarcación Levantino-Balear (y también en la de Alborán). Ver apartado también 2.1 de conceptos clave.



En efecto, las características estructurales y sus tendencias temporales de las praderas que cumplen con un “Estado de Conservación Favorable” (ECF) en el marco de la Directiva de Hábitat pueden ser tomadas como nivel de referencia para evaluar el estado actual de este hábitat. El manual del hábitat 1120 elaborado específicamente para dicha directiva (Díaz-Almela y Marbà 2009) establece para dicho estado, que los valores medios de los descriptores estructurales de la población (cobertura, densidad de haces y otros) medidos a lo largo de años sucesivos, no deben presentar tendencias significativamente inferiores a cero. Es decir, las medias interanuales deben ser iguales (tendencia estable) o aumentar (tendencias positivas), lo que está en relativa sintonía con el análisis de las series temporales anteriormente expuesto (en el sentido de que existe cierta proporción de praderas que puede presentar tendencias negativas significativas en condiciones naturales. El problema es que, excepto para alguna región (p.e. Región de Murcia), apenas se han realizado estudios para evaluar el ECF a partir de muestreos espaciales y/o temporales de estos descriptores en las praderas de las zonas LIC de las diferentes tregiones de la demarcación (Díaz Almela y Marbà 2009).

En el caso de la DMA, las variaciones espacio-temporales de los indicadores que en cada región define la clase de EQR “Alta o Muy Buena (azul)” pueden ser tomadas como niveles de referencia en la EEMM. La DMA ha sido aplicada en todas las CCAA y en todas se ha puesto en marcha una red de seguimiento de praderas de *P. oceanica* para el cálculo del EQR. Por tanto, las valoraciones de esta directiva basadas en los indicadores de este hábitat pueden ser empleadas en la EEMM, aunque siempre teniendo en cuenta las peculiaridades y variaciones en los muestreos diseñados para cada CCAA y su alcance (ver apartado 2.3). Para este informe, las CCAAs han proporcionado valores medios de la EQR de cada masa de agua que serán utilizados en los siguientes apartados para la evaluación de las praderas de *P. oceanica* en la Demarcación Levantino-Balear. Aunque no se ha podido disponer de series temporales de los indicadores de la DMA, el valor de EQR aportado integra de alguna forma la variabilidad espacio-temporal de los mismos (en aquellas regiones en las que el EQR se ha calculado en años sucesivos y el tamaño de serie temporal es aceptable).

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.



2.4. Evaluación del estado actual. Principales actividades, presiones e impactos

Cómo ya se ha descrito en otros apartados, la evaluación del estado actual ha podido desarrollarse sólo en algunos de los hábitats en los que se tiene información más completa. A continuación pasamos a describir la definición del estado actual para cada uno de los criterios e indicadores aplicables en este descriptor:

2.4.1. Criterio 6.1. Daños físicos en relación con las características del sustrato

Indicador 6.1.1. Tipo, abundancia, biomasa y extensión del sustrato biogénico relevante.

El área del sustrato biogénico/vulnerable ha sido estudiada mediante el empleo de tres tipos de indicadores; Porcentaje de ocurrencia por cuadrícula, área en km² y porcentaje del estrato batimétrico ocupado por el hábitat. El primer indicador se empleó en el caso de los hábitats circalitorales y batiales de fondos blandos (sumando los porcentajes de los hábitats biogénicos presentes), mientras que los otros dos indicadores se aplicaron para todos los demás hábitats en los que existía información cartográfica (también como la suma de los valores obtenidos para cada hábitat biogénico).

- Indicador: Porcentaje de área ocupada por sustrato biogénico

Este indicador no ha sido aplicado para los hábitats biogénicos en fondos circalitorales y batiales de la demarcación Levantino-Balear, puesto que no existen cartografiados continuos de ningún hábitat biogénico en estos estratos.

- Indicador secundario: frecuencia de ocurrencia de cuadrículas ocupadas por sustrato biogénico

De acuerdo con la evaluación actual, los ocho hábitats biogénicos de fondos circalitorales blandos detectados en las campañas con arte de arrastre MEDITS, presentaron frecuencias de ocurrencia respecto al total de cuadrículas muestreadas mayores en las Islas Baleares (37.45%) que en el Levante de la Península Ibérica (1.21%)(Tabla 6 y Tabla 7). Las diferencias son sustanciales y hacen pensar que, aunque en las Islas Baleares se presenten unas condiciones oceanográficas favorables para el desarrollo de estos hábitats en los fondos circalitorales (ausencia de aportes terrígenos, elevada oligotrofia y transparencia de las aguas), la menor presión pesquera en el Archipiélago respecto al Levante de la Península Ibérica, hasta un orden de magnitud inferior en el caso de la pesquería de arrastre sobre la plataforma continental (Figura 3 ; Quetglas *et al.*, 2012), puede ser también un factor determinante para la conservación de estos hábitats.



	VALOR DE EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Porcentaje de presencia de hábitats biogénicos en fondos blandos circalitorales y batiales	40.00 %	41.30%

Tabla 6. Valor máximo (nivel de referencia) y valor medio (valor de evaluación inicial) en la frecuencia de ocurrencia de los ocho hábitats biogénicos presentes en los fondos blandos circalitorales y batiales de las Islas Baleares

	VALOR DE EVALUACIÓN INICIAL	NIVEL DE REFERENCIA
Porcentaje de presencia de hábitats biogénicos en fondos blandos circalitorales y batiales	1.21%	8.97%

Tabla 7. Valor máximo (nivel de referencia) y valor medio (valor de evaluación inicial) en la frecuencia de ocurrencia de los ocho hábitats biogénicos presentes en los fondos blandos circalitorales y batiales del Levante de la Península Ibérica

- Indicador: área ocupada por cada tipo de hábitat biogénico/vulnerable

Los hábitat dominantes en la Demarcación Levantino-Balear (Tabla 8) en el estrato 0-50 m son las praderas de *Posidonia oceanica* (15,5%). La roca infra- y circalitoral, las praderas de *Cymodocea nodosa* y *maërl* tienen una representatividad de al menos 1 orden de magnitud menor que las anteriores, entre 0,5 y 2%, siendo las praderas de *Zostera noltii* uno de los hábitats más raros y escasos de la Demarcación (0,043%).

	ÁREA OCUPADA (km ²)						Total demarcación	% Estrato
	Cataluña	Baleares	C. Valenciana	Murcia	Andalucía			
Fondos rocosos infralitorales	15.20	97.46	28.89	6.64	5.57	153.76	2.08	
Roca circalitoral y/o coralígeno	30.42	68.80	32.47	0.90		132.59	1.79	
Pradera de <i>Posidonia oceanica</i>	60.37	633.34	304.48	112.36	33.59	1144.13	15.46	
Pradera de <i>Cymodocea nodosa</i>	20.99	11.75	57.67	6.60	25.68	122.68	1.66	
Pradera de <i>Posidonia oceánica</i> y <i>Cymodocea nodosa</i>			4.66	0.31	1.31	6.28	0.08	
Pradera de <i>Cymodocea nodosa</i> y <i>Zostera noltii</i>		0.04		0.20		0.23	0.00	
<i>Caulerpa</i> sp		0.69	100.65		0.02	101.37	1.37	
Pradera de <i>Zostera noltii</i>	2.74			0.03		2.77	0.04	
<i>Maërl</i>		25.54		39.21		64.75	0.87	

Tabla 8. Área ocupada por tipo de hábitat biogénico/vulnerable en el estrato 0-50 m, a partir de las cartografías bionómicas disponibles, para cada Comunidad Autónoma de la Demarcación Levantino-Balear. Se indica también la proporción respecto a la superficie total de los fondos entre 0 y 50 m de la demarcación

Estos datos básicos nos dan una idea de las diferentes escalas espaciales a las que están representados los diferentes hábitats, lo que tiene diversas e importantes repercusiones respecto a la interacción con las actividades humanas de la zona costera, su papel en la evaluación del estado de la biodiversidad en la Demarcación, así como con los objetivos ambientales y las



correspondientes medidas de gestión (ver documento del Descriptor 1 y Anexo V de fichas para información más detallada).

Praderas de *P. oceanica*

En las Figura 11, Figura 12, Figura 13 y Figura 14 se muestra la distribución de la pradera de *P. oceanica* en cada Comunidad Autónoma de la demarcación Levantino-Balear resultante de la recopilación de la información bionómica disponible. Según esta información, la extensión total de las praderas de *P. oceanica* en España es de 1198,8 km² (

Pág. siguiente:

Tabla 9). Debido a que esta información cartográfica es altamente heterogénea, imprecisa e incompleta en ciertas regiones esta cifra no es definitiva ni puede ser tomada en términos absolutos, aunque se puede considerar una estima bastante más realista que estimas anteriores que no disponían de la información actual, ya que es algo más completa que entonces. Estimaciones anteriores aportaban extensiones muy superiores, del orden de 2.800 km² (Mas et al. 1993) y hasta 9.648 km² (Atlas de los Hábitats de España, MARM, citado en Díaz Almela y Marbà 2009), siendo esta última estimación imposible ya que sólo la extensión de plataforma entre 0 y 50 m de todo el área de distribución del hábitat en la península ibérica es de 8.405,8 km² (Figura 11-14). El 97,2% de las praderas de *P. oceanica* se concentra en la Demarcación Levantino-Balear, que es donde *P. oceanica* encuentra condiciones óptimas para su desarrollo. En la Demarcación de Alborán, la influencia atlántica (aguas más frías, turbias y ricas en nutrientes y mayor hidrodinamismo) impone el límite meridional de distribución biogeográfica de la especie en la costa peninsular y limita la extensión de las praderas en esta zona.

Pág. siguiente:

Tabla 9. Extensión (Área, km²) de las praderas de *P. oceanica* en las diferentes regiones de la Demarcación Levantino-Balear y en su área total de distribución en el litoral Mediterráneo Español. (*) Estima más probable seleccionada en la valoración realizada para este informe. NE = información no existente. Fuentes (ver descripción en apartado 1.2): a) Atlas de los Hábitats de España. Directiva de Hábitat: hábitat 1120. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 1997. b) Javier Romero y Marta Pérez. Departamento de Ecología. Universidad de Barcelona. c) Proyecto LIFE-Posidonia Baleares. Cartografía bionómica de áreas LIC de Baleares. Dirección General de Pesca del Gobierno Balear. 2002. d) Generalitat Valenciana. Consejerías de Obras Públicas, Urbanismo y Transporte y Consejería de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente. e) Ecocartografías. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Demarcación de Costas. 2006/7. f) Comunidad Autónoma Región de Murcia. Cartografía y valoración ecológica del litoral sumergido (1990) y trabajos de caracterización y valoración de zonas LIC (2004). g) Ruiz (2006) h) Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente.



Demarcación Levantino Balear

Hábitat: *Posidonia oceanica*

Región	Área plataforma 0 - 50 m (Km ²)		Área del Hábitat (Km ²)	Fuente	% Respecto al área del hábitat en la Demarcación (1)	% Mata muerta respecto al área del hábitat	Representatividad en el área de plataforma (0-50 m) (%)
Cataluña	1920,1	Estima 1	21,02	a		NE	
		Estima 2(*)	60,3	b	5,05	NE	3,14
Balears	2164,4	Total	634,5	c+a	53,18		29,32
		zonas LIC	458,3	c		0,28 (c)	
		zonas no LIC	176,2	a		NE	
C. Valenciana	2685,5		346,7	d+e	29,06	9,98 (d)	12,91
R. de Murcia	459,9		116,16	f	9,74	2,94 (f)	25,26
		Bahía de Portmán					2,18 (g)
Andalucía (C. Gata)	171,5		35,45	h,e	2,97	1,56 (h,e)	20,67

Demarcaciones	Área plataforma 0 - 50 m (Km ²)		Área del Hábitat (Km ²)	Fuente	% Respecto al área del hábitat en el Mediterráneo Español (2)	% Mata muerta respecto al área del hábitat	Representatividad en el área de plataforma (0-50 m) (%)
Demarcación Levantino-Balear	7401,5	(1)	1193,14		97,33	3,4	16,1
Demarcación Mar de Alborán	1004,3		32,72	h,e	2,67		3,3
TOTAL Mediterráneo Español	8405,8	(2)	1225,86				14,6



Como se ve en los mapas de las Figura 11- Figura 14, el hábitat está presente en todas las regiones de la Demarcación Levantino-Balear, aunque no de forma continua. A escala geográfica, las praderas de *P. oceanica* presentan diferente patrón de distribución. Entre Cabo de Creus (Gerona) y el Cabo de San Antonio (Alicante), las praderas muestran patrones muy fragmentados y dispersos y están completamente ausentes en muchas zonas costeras. En el Levante peninsular (Alicante, Murcia y Almería) y en el archipiélago Balear las praderas son más continuas y extensas. Esta variación latitudinal del patrón espacial de las praderas se atribuye a factores climatológicos (mayor pluviosidad en el norte), oceanográficos (aguas más frías y ricas en nutrientes) y geográficos (mayor concentración de grandes ríos), pero en muchas zonas del litoral catalán y valenciano, la fragmentación de las praderas se atribuye también al factor antrópico y en particular a la pesca de arrastre y obras costeras. Fuera de la Demarcación Levantino-Balear, en la parte más meridional del Mar de Alborán, el patrón de distribución vuelve a mostrar praderas más pequeñas y dispersas ya que en esta zona se encuentra en su límite de distribución biogeográfico y las condiciones no son óptimas para la colonización del sustrato por *P. oceanica*.

El rango de distribución vertical en la demarcación es 0,5 - 40 m, pero varía ampliamente entre regiones, así como entre localidades costeras e incluso dentro de ellas. La profundidad mínima o límite superior puede observarse a desde menos de 0,5 m en zonas muy resguardadas hasta más de 10 m en zonas muy expuestas al oleaje (p.e. Infantes et al 2009) o frente la desembocadura de cauces fluviales temporales (rieras o ramblas) (Ruiz et al. 1993). La profundidad máxima o límite inferior, o las plantas marinas en general, depende fundamentalmente de la turbidez característica de cada masa de agua o coeficiente de extinción de la luz (k , m^{-1}), que a su vez determina los cambios en la calidad y cantidad de luz disponible para la fotosíntesis oxigénica (Duarte 1991, Dennison et al 1993, Kirk 1994). Por sus características climatológicas y oceanográficas, las aguas costeras de Cataluña son en general más turbias y mesotróficas y la profundidad máxima que alcanzan las praderas de *P. oceanica* es de 27 m (Ballesteros et al. 2008) aunque por lo general no superior a 20 m (Mateo 2002). En algunas localidades de las costas más oligotróficas de Murcia y Almería, esta profundidad es superior a los 33 m (Sánchez Lizaso 1993, Ruiz 2006) y alcanza los 40 m en Baleares, donde la elevada transparencia de las aguas permite la máxima penetración de la luz. Otros factores (o combinación de ellos) pueden también determinar la profundidad máxima de las praderas. En la Demarcación de Alborán, ya en su límite de distribución geográfica, la distribución de las praderas queda restringida a superficies muy pequeñas y dispersas, someras y protegidas, y sobre sustrato rocoso, debido no sólo a la limitación por luz, sino también por la energía hidrodinámica.

Cataluña es la región en la que las praderas de *P. oceanica* ocupan menos extensión: unas 60 km^2 (5% de la superficie total del hábitat en la demarcación) y se encuentran menos representadas (3,1%). Esta cifra es inexacta porque en esta región debido a la baja precisión de la información bionómica disponible en esta región costera, pero es la más probable en base a la superficie cartografiada y juicio de expertos (Javier Romero y Marta Pérez, Universidad de Barcelona, comunicación personal). En esta región no aparecen superficies de mata muerta pero simplemente porque no se contempló en realización de la cartografía, así que es un dato desconocido excepto en alguna zona concreta (p.e. Mataró; Manzanera y Cardell 2002). La Comunidad Valenciana es la segunda región que alberga mayores



extensiones del hábitat Posidonia (el primero es Baleares con 634,5 km²), aunque la representatividad del hábitat a escala regional es baja (12,9%) ya que la mayor parte de su superficie se concentra en la provincia de Alicante y está muy escasamente representado en Castellón y Valencia. La superficie de pradera de *P. oceanica* estimada por la cartografía bionómica de la Generalitat Valenciana (346,7 km²) no es del todo exacta, pero se debe aproximar bastante a la superficie real ya que es consistente con la estimada a partir de cartografías bionómicas más recientes (Ecocartografías del MARM, 2006/7). En esta comunidad aparece la mayor extensión de mata muerta de *P. oceanica* (casi un 10% de la superficie total del hábitat), concentrada principalmente entre Castellón y Alicante.

Como ya se ha mencionado, la escasa superficie del hábitat Posidonia en las regiones meridionales de la demarcación (Cataluña, Castellón y Valencia) se atribuye a factores climáticos, geográficos y oceanográficos. En estas regiones se da la mayor concentración de aportes fluviales de la demarcación (ríos Ter, Tordera, Besós, Muga, Fluvià, Ebro, Llobregat, Turia y Júcar), frente a cuyas desembocaduras y su área de influencia se registran valores más elevados de clorofila, turbidez, partículas en suspensión, salinidad variable e hipersedimentación (p.e. Terradas et al 1985; Cruzado 1989, Estrada et al 1989), condiciones que son adversas para el establecimiento de praderas de *P. oceanica*. Sin embargo, los expertos no descartan que en algunas zonas, más que reflejar limitaciones naturales al desarrollo de praderas, se trate también de áreas relictas de una distribución más amplia de las praderas hace unas pocas décadas, reducida por el impacto de la actividad humana.

Las praderas más extensas y continuas se localizan en las costas de Alicante, Murcia, Almería y Baleares. En estas regiones la representatividad del hábitat a escala regional es muy elevada (20-30% de los fondos entre 0 y 50 metros; Tabla 9). En estas zonas costeras los aportes fluviales y precipitaciones son escasos, permitiendo aguas más transparentes y oligotróficas, y las aguas son más cálidas, reuniendo así un conjunto de condiciones ecológicas más favorables al desarrollo de las praderas. En conjunto representan el 95% del total de superficie cartografiada en la demarcación. Las estimaciones realizadas para las praderas de Murcia y Almería son fiables (aunque no del todo exactas) pues estas regiones se encuentran bien cartografiadas por las respectivas comunidades autónomas y, más recientemente, por las Ecocartografías del MARM. Baleares sólo presenta cartografías precisas para las áreas LIC, donde se concentra el 72% de la superficie total del hábitat. Las áreas de pradera en el resto de zonas del archipiélago balear se han completado con la cartografía del Atlas de los hábitats de España; MARM, 2005), que es resultado de una interpolación bastante imprecisa del hábitat Posidonia. Por tanto, la cifra aportada para Baleares hay que tomarla con cierta precaución y a expensas de ser confirmada por fuentes más precisas y completas (posiblemente con las Ecocartografías del MARM, no disponibles para Baleares en el momento de redactar este informe).

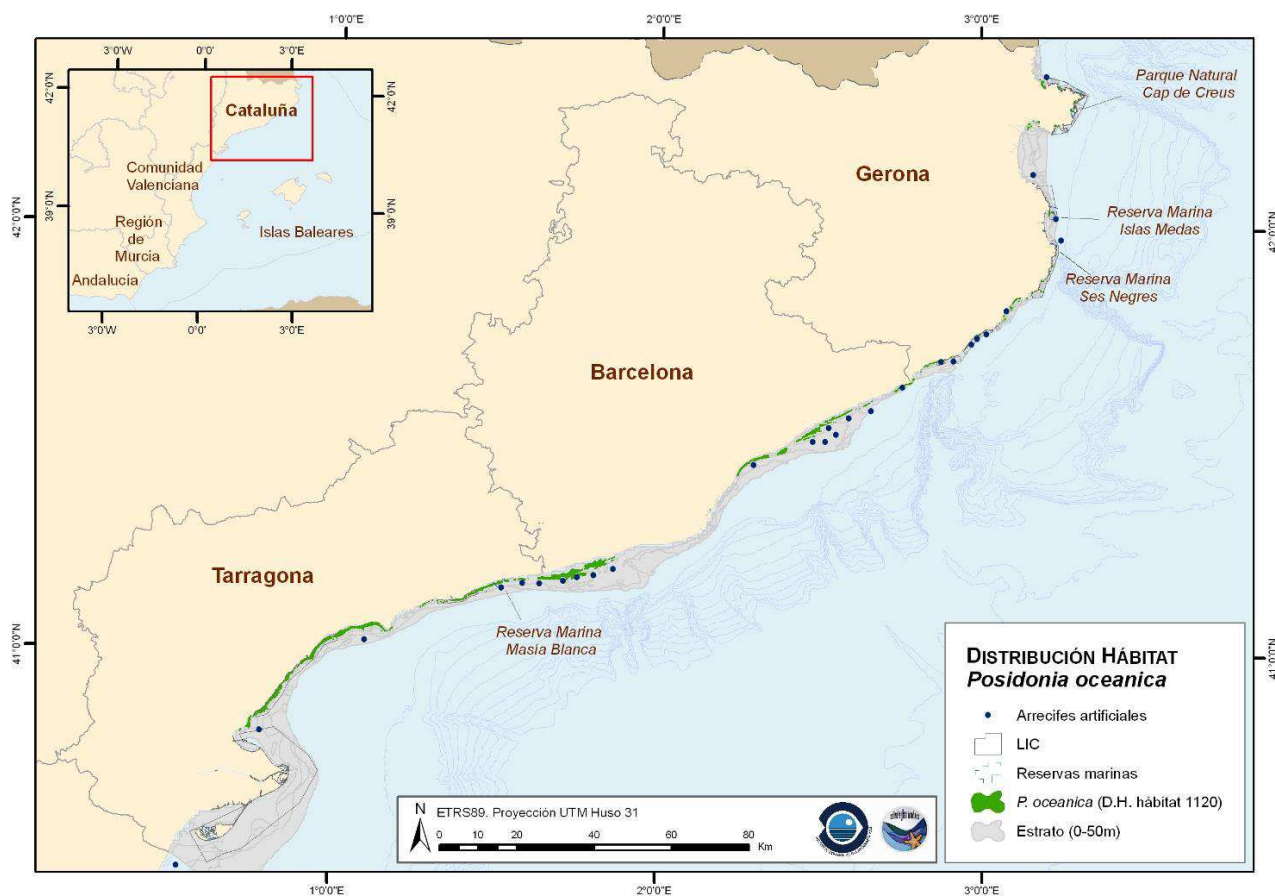


Figura 11. Mapa de distribución del hábitat *Posidonia oceanica* en la Demarcación Levantino-Balear: Cataluña. Se indican también los límites de las áreas LIC de la red Natura 2000, las áreas marinas protegidas y las áreas protegidas mediante arrecifes artificiales anti-arrastre. Fuentes: DH = cartografía de *P. oceanica* en el Atlas de los Hábitats de España hábitat 1120 del Ministerio de Medio Ambiente.

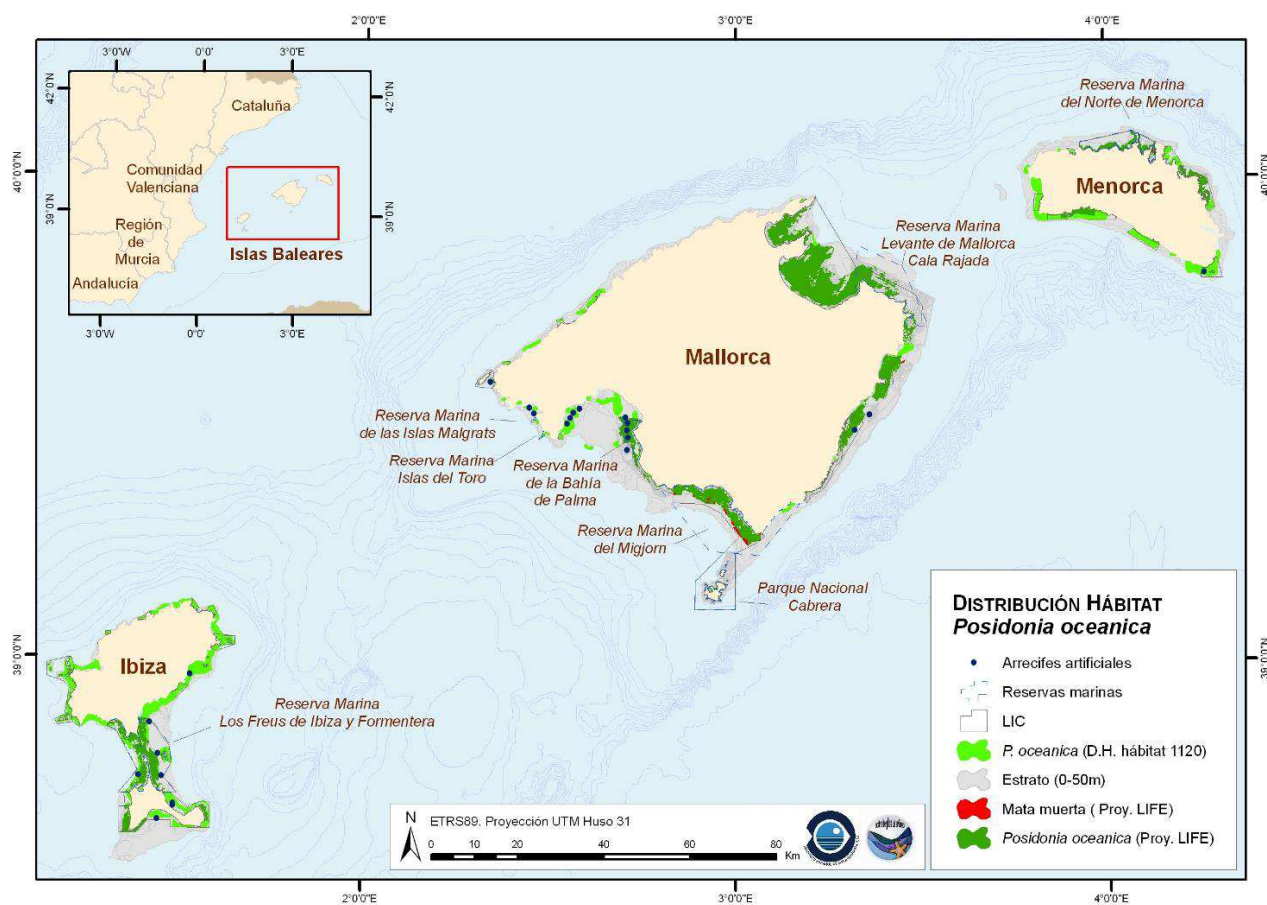


Figura 12. Mapa de distribución del hábitat *Posidonia oceanica* en la Demarcación Levantino-Balear: Baleares. Se indican también los límites de las áreas LIC de la red Natura 2000, las áreas marinas protegidas y las áreas protegidas mediante arrecifes artificiales anti-arrastre. Fuentes: Proy. LIFE = cartografía bionómica en áreas LIC realizada por la Dirección General de Pesca del Gobierno Balear dentro del proyecto LIFE – POSIDONIA Baleares (2002; http://lifeposidonia.caib.es/user/index_cs.htm)

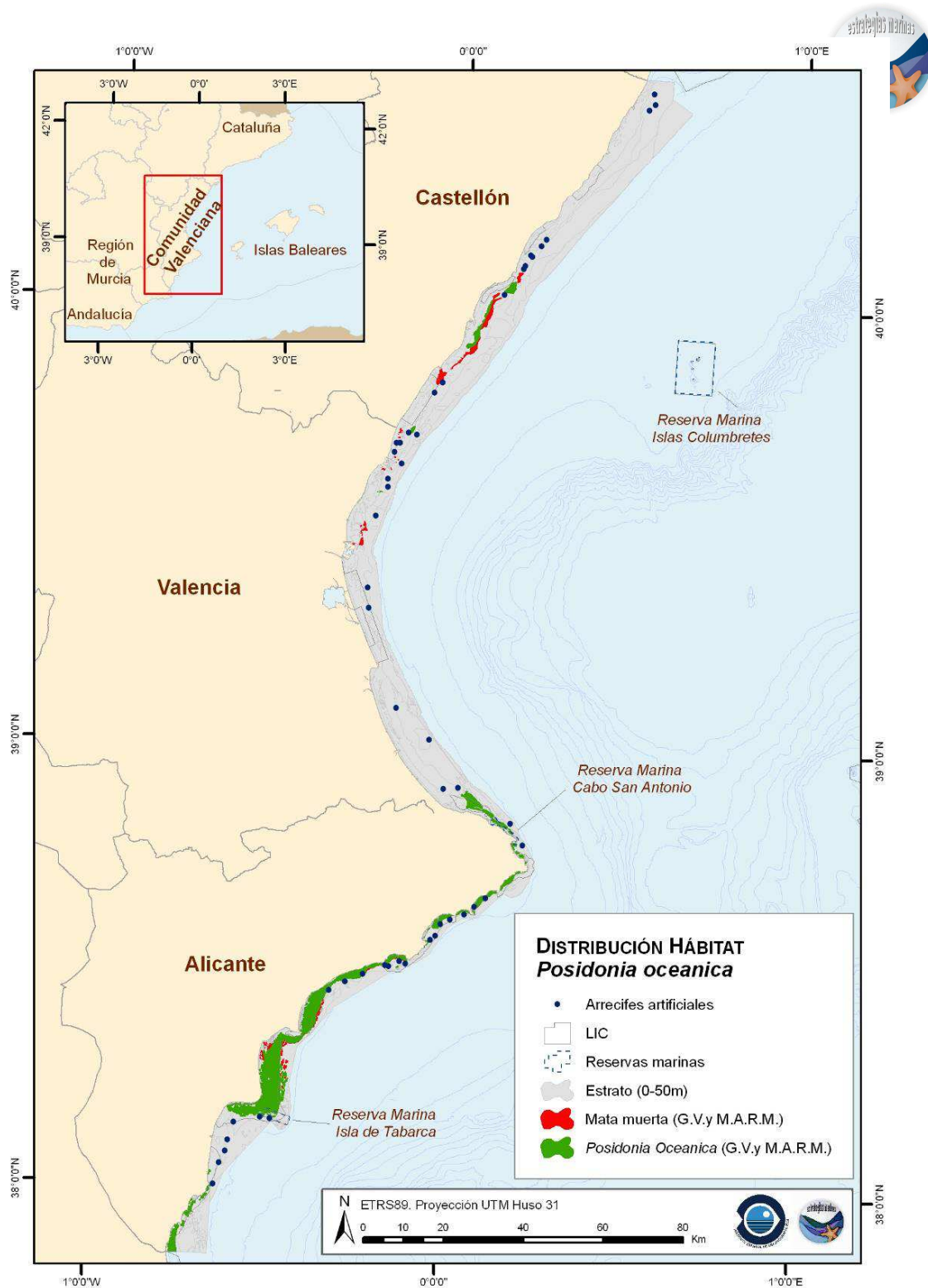


Figura 13. Mapa de distribución del hábitat *Posidonia oceanica* en la Demarcación Levantino-Balear: Comunidad Valenciana. Se indican también los límites de las áreas LIC de la red Natura 2000, las áreas marinas protegidas y las áreas protegidas mediante arrecifes artificiales anti-arrastre. Fuentes: G.V. = Consejería de Obras Públicas, Urbanismo y Transporte de la Generalitat Valenciana (1987); MARM = Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Dirección General de Costas (2006/7).

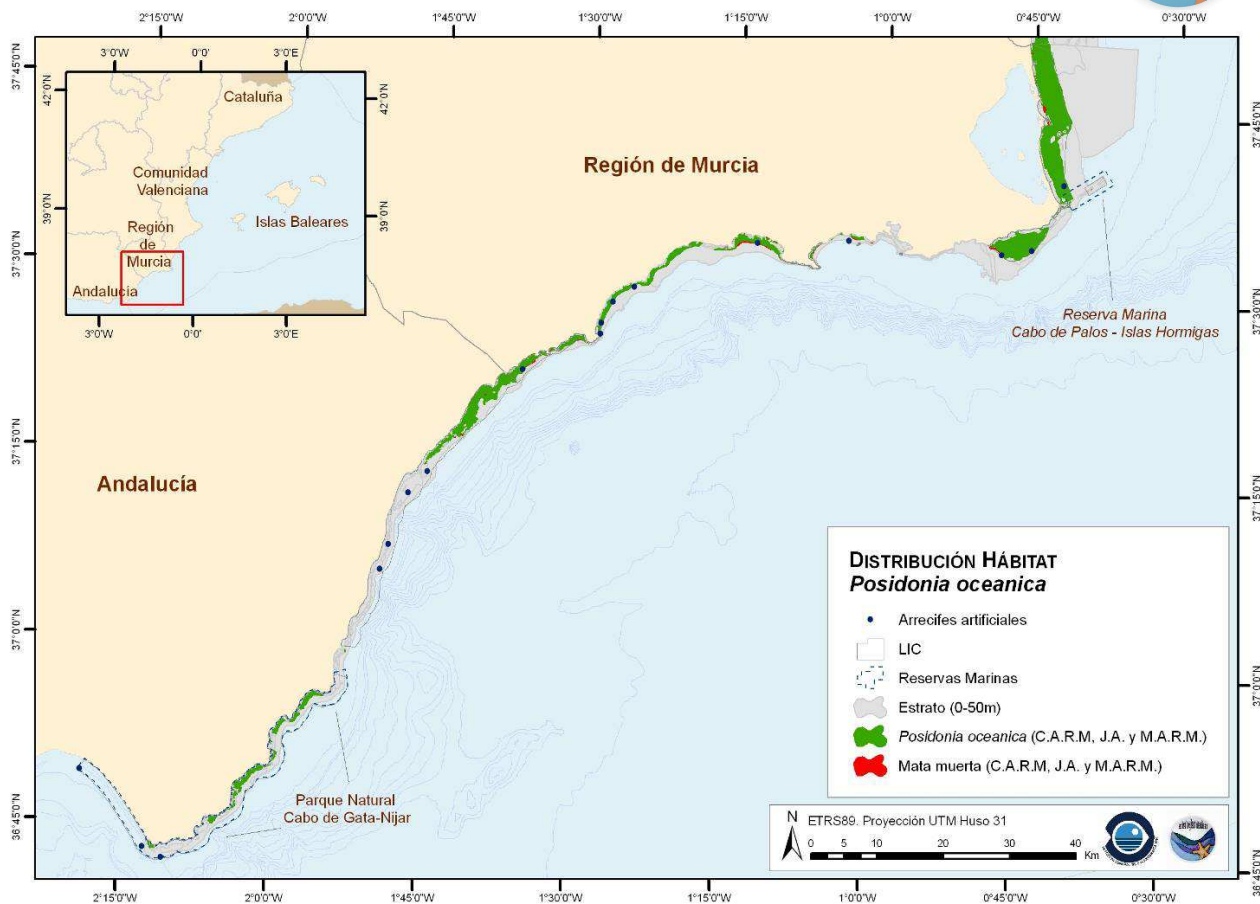


Figura 14. Mapa de distribución del hábitat *Posidonia oceanica* en la Demarcación Levantino-Balear: Murcia y Andalucía (hasta Cabo de Gata, Almería). Se indican también los límites de las áreas LIC de la red Natura 2000, las áreas marinas protegidas y las áreas protegidas mediante arrecifes artificiales anti-arrastre. Fuentes: CARM = cartografía y valoración del litoral sumergido de la Región de Murcia (1990; <http://www.murcianatural.carm.es/>) y trabajos de caracterización del LIC Franja Litoral Sumergida de la Región de Murcia, DG de Medio Ambiente 2004; J.A. = Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía; MARM = Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Dirección General de Costas (Eccartografías).



Estima de la pérdida de superficie del hábitat *P. oceanica*

Existen numerosas evidencias de que las múltiples actividades humanas concentradas en la zona costera de esta demarcación han causado numerosos y significativos impactos locales que han alterado los límites y patrones de distribución y la extensión de las praderas de *P. oceanica*. Sin embargo, a pesar de existir casos bien documentados y de disponer de la información cartográfica mostrada anteriormente, con el conjunto de la información disponible no es posible cuantificar dichas alteraciones y evaluar objetivamente el estado actual del hábitat con estos indicadores de distribución y extensión. Como mucho, con los pocos datos disponibles, podemos llegar a hacer algún tipo de ejercicio especulativo para identificar las zonas en las que estas alteraciones están presentes y cuál puede ser el orden de magnitud del grado de alteración de estos indicadores en la praderas de *P. oceanica*, que es lo que se intenta a continuación.

De las cartografías bionómicas de la Comunidad Valenciana, Murcia, Baleares y Almería se obtiene que la extensión de la biocenosis de mata muerta de *P. oceanica* es de 41,8 km², que representaría una pérdida potencial de 3,5% del total de la superficie de este hábitat (Tabla 9). Como ya se comentó en el apartado correspondiente (apartado 2.3), la extensión de mata muerta podría emplearse como un indicador de la pérdida de hábitat por el impacto de la actividad humana siempre y cuando se tenga algún tipo de evidencia que lo relacione y alguna estima del momento a partir del cual viene actuando dicho impacto. El análisis de la información cartográfica revela precisamente que buena parte de esta superficie coincide con áreas afectadas en el pasado por la pesca de arrastre ilegal (a menos de 50 m). Las mayores extensiones de mata muerta se localizan en la Comunidad Valenciana (10%) y Murcia (4%) (Tabla 9), precisamente donde se han documentado amplias superficies directamente afectadas por el impacto de la pesca de arrastre sobre las praderas de *P. oceanica* (Sánchez Lizaso et al. 2002, Ruiz 2006) y donde se han invertido grandes esfuerzos en la protección de praderas mediante arrecifes artificiales (55% del total, Tabla 10). A este respecto hay que comentar que en los mapas de las Figura 11-14 no están representados todos los arrecifes artificiales y en muchos casos la presencia de mata muerta no coincide con la presencia de un arrecife artificial pero se ha corroborado la influencia de la pesca de arrastre en el pasado. Por supuesto, como se comenta más adelante, la pesca de arrastre no es la única causa real y potencial relacionada con la presencia de mata muerta.

Como ya se ha advertido, la correspondencia entre la superficie de mata muerta y la pérdida del hábitat causado por la presión antrópica no es exacto, tan sólo es una aproximación muy burda al problema planteado (estimación de la extensión de hábitat perdida por influencia antrópica). La superficie de este hábitat destruida por la presión antrópica es sin duda superior ya que algunas de las cartografías consultadas ni siquiera diferencian la mata muerta (por diversas razones técnicas) o simplemente no incluyen áreas alteradas en las que la pradera se sabe que ha regresionado. Sólo para la provincia de Alicante (al sur de Cabo de San Antonio), Sánchez Lizaso et al (2002) estiman una superficie de 42 km² de praderas en regresión (20% de la provincia de Alicante). En Denia y otras localidades de la costa del Levante, las regeneraciones de playas y los puertos han sepultado superficies de praderas someras de Posidonia (Ruiz et al. 1993, González-Correa et al. 2008, 2009; J.L. Sánchez Lizaso y J.M. Ruiz, obs. pers.) y esto no se refleja en las cartografías. En Baleares, la superficie de mata muerta registrada representa el 0,29% del área total del hábitat en el archipiélago y se



localiza principalmente en la Reserva Marina del Migjorn, pero se sabe que existen otras extensiones de praderas destruidas y alteradas como en la Bahía de Palma, donde precisamente existe un arrecife artificial desde hace más de dos décadas debido al impacto de la pesca de arrastre ilegal. Habría que añadir también otros casos significativos, como la superficie de praderas desaparecidas a consecuencia del vertidos de estériles mineros entre los años 50 y 90 en la Bahía de Portmán (Murcia), que se calcula en 2,18 km² (Ruiz, 2006). Por otro lado existen pérdidas documentadas de pradera a escala más local, pero frecuentes a lo largo de la costa, causadas por otros impactos como los causados por los vertidos orgánicos de la acuicultura (Delgado et al 1999, Ruiz et al. 2001), los efectos de la contaminación industrial (p.e. Moreno et al. 2001) y de los diversos tipos de infraestructuras costeras portuarias y turísticas (Ruiz et al. 1993, Ruiz et al 2003, González Correa et al. 2007, Fernández Torquemada et al 2005, Fernández Torquemada y Sánchez Lizaso 2009). En Alicante las pérdidas por estos impactos se estiman en un 8% de las praderas de esta región y en Murcia en un 10% (Sánchez Lizaso et al. 2002, Ruiz 2006).

Demarcación Levantino Balear	Área del hábitat	Área del hábitat en LIC	Área de pradera protegida por arrecifes artificiales	
			Km ²	%
Región	Km²	%	Km²	%
Cataluña	60,3	63,4	22,3	12,3
Baleares	634,5	72,4	57,8	31,9
C. Valenciana	346,7	67,5	64,8	35,8
R. de Murcia	116,16	98,7	35,5	19,6
Andalucía (C.Gata)	35,45	99,8	0,64	0,4
Total	1193,14	70,3	181,0	15,2

Tabla 10. Superficie del hábitat *P. oceanica* incluida en áreas LIC y en áreas protegidas por arrecifes artificiales en cada Comunidad Autónoma/Región de la Demarcación Levantino-Balear. Fuente: mapas de las Figura 11-Figura 14.

El conjunto de casos documentados y/o conocidos es bastante inferior al total de impactos que potencialmente pueden haber causado una pérdida directa o indirecta de este hábitat. Para ilustrar este aspecto, en la Figura 15 se representa la localización y distribución de algunos tipos de estos impactos potenciales sobre las praderas de *P. oceanica* en la demarcación (obras costeras y fondeaderos), y en la Tabla 11 se muestra el grado de interacción potencial de cada tipo de presión con el hábitat Posidonia, calculado como la proporción de las presiones de un tipo determinado que puede interactuar directa o indirectamente con las praderas presentes, con respecto al número total de todas las presiones de ese tipo existentes en la demarcación (esta estimación ha sido realizada mediante el solapamiento de buffers de radio de 0,5 a 1 km en torno al perímetro de la estructura artificial y la cartografía del hábitat). El porcentaje resultante se puede interpretar como una probabilidad de interacción entre la presión y la pradera (interacción no implica que la presión cause necesariamente un impacto en la pradera). De estos datos se desprende que el 66% de las obras costeras existentes (Puertos y espigones y Playas artificiales y regeneradas) puede haber causado un impacto potencial sobre la distribución y



extensión de la pradera de *P. oceanica*, lo cual no se refleja como mata muerta en las cartografías. Por otro lado, el 22% de los fondeaderos oficiales (de Autoridades Portuarias) y el 17% de los fondeaderos no regulados (especialmente concentrados en Baleares) pueden también potencialmente haber causado pérdida de la superficie de este hábitat, aspecto que tampoco recogen las cartografías. Otros tipos de presiones como las granjas marinas sólo tienen una incidencia potencial del 8%, pero en esta ocasión los escasos casos existentes son conocidos y documentados (Delgado et al. 1999, Ruiz et al. 2001); este resultado es lógico ya que actualmente las granjas marinas se ubican fuera del área de distribución de las praderas y la única interacción posible es por dispersión remota de sus vertidos (Ruiz et al. 2010).

Presiones		Total Demarcación (unidades)	Interacción sobre <i>Posidonia oceanica</i> (unidades)	Interacción sobre <i>Posidonia oceanica</i> (%)
Fondeaderos oficiales (CEDEX)	(nº)	196	44	22
Fondeaderos (IEO)	(nº)	249	43	17
Granjas marinas (MARM)	(nº)	233	18	8
Puertos y espigones (IHM)	(km)	687	341	50
Playas artificiales y regeneradas (CEDEX, IEO, MARM)	(km)	207	33	16

(*) Para los Fondeaderos se ha utilizado un buffer de 500 m. En Granjas marinas el buffer ha sido de 1000 m. excepto en polígonos que se ha utilizado 2500. Para la costa artificial el buffer fue de 1000 m y por último en las playas artificiales de 200 metros.

Tabla 11. Estimación del grado de impacto potencial de diferentes acciones humanas frecuentes a lo largo de la costa de la demarcación. La estimación del grado de interacción con las praderas de *P. oceanica* se ha obtenido aplicando en SIG un buffer de radio variable según la estructura. Se indican las principales fuentes que han proporcionado la información georreferenciada de los impactos.

Teniendo en cuenta todo lo anterior, y que existen numerosos impactos no documentados (o documentados en EIAs no accesibles para este informe), y que además hay regiones enteras de las que esta información sólo existe para algunas, la superficie total de praderas perdidas en la Demarcación Levantino-Balear en los últimos 60 años podría fácilmente ser una cifra en torno a los 50 km². Teniendo en cuenta la superficie actual del hábitat (Tabla 11) y esta pérdida, el área original del hábitat *P. oceanica* en el periodo pre-desarrollo de la costa española sería de 1,248 km². Estos datos supondrían una pérdida total de hábitat del orden del 4% en la Demarcación en las últimas 6 décadas, producida a una tasa constante del orden de 0,83 km²/año. Estas cifras, aunque aparentemente bajas son muy significativas ya que la pérdida total equivale al 50% de extensión actual de las praderas de la Región de Murcia y casi el 100% de las que se estima que existen en Cataluña, y que la pérdida anual equivale a unos 117 campos de fútbol estándar. Esta tasa, aunque por debajo de la calculada para este tipo de hábitat a escala global de todo el planeta (Dennison 2009), hay que tener en cuenta que es probablemente una subestima y que es sólo levemente inferior a la



estimada para la pérdida de arrecifes de coral (Duarte 2008). Estos datos estarían, por tanto, en relativa sintonía con otras estimas globales similares que reflejan en qué medida la actividad humana ha acelerado la pérdida de superficie de este tipo de hábitat vulnerables en las últimas décadas, hasta unos niveles de los que sólo se encuentran precedentes en ciertos episodios de crisis climática y biológica a escala geológica.

- Indicador: frecuencia de ocurrencia por cuadrícula de cada hábitat biogénico, vulnerable y/o protegido

El indicador *frecuencia de ocurrencia* se ha usado para los hábitats circalitorales detectados durante las campañas de prospección pesquera con arte de arrastre de fondo MEDITS. De acuerdo con la evaluación actual, el hábitat biogénico más frecuente en el área de Mallorca y Menorca es el de fondos detríticos costeros con *Phyllophora crispa* / *Osmundaria volubilis* (21%), seguido por los fondos de maërl/rodolitos con dominancia de *Spongites fruticulosa* (16%); aunque cabe remarcar que este último hábitat presenta el valor de referencia más elevado (32%) (Tabla 12). El hábitat menos representado son los fondos profundos y de reborde de plataforma con *Funiculina quadrangularis*, con un 3% de aparición. Todos los hábitats 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, y los fondos de maërl/rodolitos con dominancia de *Peyssonnelia rosa-marina* que muestran una tendencia a la baja. Las zonas que concentran más presencia de hábitats biogénicos de fondos detríticos costeros son el Canal de Menorca y el sur de Mallorca y Menorca, sobre todo para aquellos hábitats en los que las principales especies estructurantes son las algas. La dominancia de los hábitats de maërl basados en especies estructurantes de la familia de las Coralináceas (*Phymatolithon calcareum* / *Lithothamnion corallioides* y *S. fruticulosa*) en el Canal de Menorca, y de los basados en Peyssonneliáceas en el sur de las islas parece obedecer a distintas preferencias hidrodinámicas. Mientras que las Coralináceas se asocian a zonas expuestas a corrientes moderadas como el Canal de Menorca, las Peyssonneliáceas parecen desarrollarse mejor en zonas más calmadas, como el sur de las islas que ofrece resguardo de las corrientes y vientos predominantes de componente norte. En el caso de hábitats de fondos profundos y de reborde de plataforma es alrededor de la Isla de Menorca, la zona en que éstos son más frecuentes. La presencia del hábitat esencial de campos de *L. phalangium* se ha relacionado con zonas de alta productividad.



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>Phymatolithon calcareum/Lithothamnion corallioides</i>	5.10	10.64	Estable	Canal de Menorca y levante de Mallorca
	<i>Spongites fruticulosa</i>	16.58	31.91	Estable	Común en todo el área
	<i>Peyssonnelia rosa-marina</i>	5.30	6.38	Descendente ($p < 0.05$, $R^2 = 0.77$)	Sur de Menorca y levante de Mallorca
	<i>Peyssonnelia</i> spp.	4.27	6.52	Estable	Sur de Mallorca y Menorca
Fondos detríticos costeros con:	<i>Laminaria rodriguezii</i>	9.74	14.58	Estable	Canal de Menorca, norte de Mallorca
	<i>Phyllophora crispa</i> / <i>Osmundaria volubilis</i>	21.29	23.91	Estable	Común en todo el área
Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos:	Con campos de <i>Leptometra phalangium</i>	7.23	8.70	Ascendente ($p < 0.001$, $R^2 = 0.71$)	Alrededor de Menorca
Fondos profundos y de reborde de plataforma con:	<i>Funiculina quadrangularis</i>	2.55	4.26	Estable	Canal de Menorca

Tabla 12. Área ocupada por hábitats biogénicos de fondos blandos circalitorales de las Islas Baleares (área de Mallorca y Menorca)

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.	0.21 (De 2006-10 sólo forma facies en 2006)	1.05	Sólo detectado en 2006	Cabo de Palos
Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos:	Con campos de <i>Leptometra phalangium</i>	0.26 (De 2006-10 sólo forma facies en 2008)	2.56	Descendente ($p < 0.05$, $R^2 = 0.19$)	Delta del Ebro
Fondos profundos y de reborde de plataforma con:	<i>Funiculina quadrangularis</i>	0.73	6.41	Estable	Cabo de Palos, Cabo la Nao y costa de Valencia

Tabla 13. Área ocupada por hábitats biogénicos de fondos blandos circalitorales del Levante de la Península Ibérica

En el Levante de la Península Ibérica (Tabla 13) las frecuencias de aparición de los hábitats biogénicos detectados son bajas, estando los valores actuales en torno al 0.2% para los fondos de maërl/rodolitos con dominancia de *Peyssonnelia* spp. y los fondos profundos y de reborde de plataforma con campos de *L. phalangium*; y en torno al 0.7% en los fondos profundos y de reborde de plataforma con *F. quadrangularis*. Estos hábitats se concentran



mayoritariamente en las zonas de Cabo de Palos y el delta del Ebro. El ajuste lineal para las frecuencias de aparición de estos hábitats mostró una tendencia estable para los fondos profundos y de reborde de plataforma con *F. quadrangularis*, mientras que los campos de *L. phalangium* muestran una descendente. El hecho de que para la mayoría del área no exista presencia de ninguno de los hábitats estudiados hace pensar que, o bien existen pocos lugares en la zona del Levante de la Península Ibérica en que éstos son detectados, o bien el inicio de la obtención de datos se ha iniciado con posterioridad a la desaparición de los hábitats debido a la presión pesquera.

En cualquier caso, llama la atención que el máximo de frecuencia de ocurrencia de los hábitats biogénicos en el Levante de la Península Ibérica (0.7%) sea un orden de magnitud inferior al de los valores mínimos detectados para los de las Islas Baleares ($\approx 3\%$), apuntando al igual que los resultados del indicador anterior, a que junto a las diferencias oceanográficas mencionadas entre las dos áreas el distinto nivel de presión pesquera al que están sometidas puede ser también determinante.

- Indicador: biomasa por unidad de superficie de la especie estructurante/bioconstructora por hábitat

La biomasa de las especies estructurantes en los distintos hábitats que forman fue calculada usando los datos de los hábitats circalitorales y batiales blandos analizados por las campañas de prospección pesquera con arte de arrastre de fondo MEDITS.

En las Islas Baleares (Tabla 14) los hábitats biogénicos que presentaron valores de evaluación actual de biomasa de la especie estructurante más elevados fueron, en este orden: los fondos de maërl/rodolitos con dominancia de *Peyssonnelia* spp. (9872 kg/km^2) y de *Peyssonnelia rosa-marina* (1076 kg/km^2) y los fondos detríticos costeros con *Phyllophora crispa* / *Osmundaria volubilis* (1548 kg/km^2); siendo los tres valores dos ordenes de magnitud superiores respecto a la especie estructurante que presenta el valor más bajo, *Funiculina quadrangularis* (15 kg/km^2). Las biomاسas de todas las especies estructurantes se mantienen estables a lo largo de la serie histórica, excepto en el caso de *F. quadrangularis* que muestra una tendencia descendente.

En el Levante de la Península Ibérica (Tabla 15), el hábitat que presentó el mayor valor de evaluación actual de biomasa de las especies estructurantes fue el de fondos de maërl/rodolitos con dominancia de *Peyssonnelia* spp. (176 kg/km^2); y el que presentó el menor valor fue, como en el caso de las Islas Baleares, los fondos profundos y de reborde de plataforma con *F. quadrangularis*. Las biomاسas de todas las especies estructurantes se mantienen estables a lo largo de la serie histórica, excepto en el caso de *F. quadrangularis* que muestra una tendencia descendente.

Los hábitats biogénicos comunes a las dos áreas presentaron valores de biomasa de las especies estructurantes mucho mayores en las Islas Baleares. Estas diferencias podrían explicarse, como ya apuntamos anteriormente, a la distinta presión pesquera que soportan ambas áreas, que es mayor en la costa del Levante de la Península Ibérica. De hecho la pesca



de arrastre, mucho más desarrollada en la Península Ibérica, afecta negativamente a las especies estructurantes a través de un impacto directo que supone la fragmentación de sus componentes y retirada de grandes cantidades de organismos, y uno indirecto provocado por la resuspensión y deposición de sedimentos sobre los organismos (Bordecere *et al.*, 2003; Ordines *et al.*, 2006).

BIOMASA DE LAS ESPECIES ESTRUCTURANTES (g/km ²) EN EL HÁBITAT				
HÁBITAT		VALOR DE EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA	PATRÓN DE EVOLUCIÓN
Fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de:	<i>Phymatolithon calcareum/Lithothamnion corallioides</i>	319555	713582	Estable
	<i>Spongites fruticulosa</i>	545626	771122	Estable
	<i>Peyssonnelia rosa-marina</i>	1075642	1770221	Estable
	<i>Peyssonnelia</i> spp.	9872155	27397494	Estable
Fondos detríticos costeros con:	<i>Laminaria rodriguezii</i>	710517	1251442	Estable
	<i>Phyllophora crispa/Osmundaria volubilis</i>	1548113	3510207	Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos:	Con campos de <i>Leptometra phalangium</i>	446505	665246	Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con:	<i>Funiculina quadrangularis</i>	14768	36700	Descendente (p< 0.05, R ² = 0.78)

Tabla 14. Biomasa de las especies estructurantes en los hábitats biogénicos de fondos blandos circalitorales de las Islas Baleares (área de Mallorca y Menorca).

BIOMASA DE LAS ESPECIES ESTRUCTURANTES (g/km ²) EN EL HÁBITAT				
HÁBITAT		VALOR DE EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA	PATRÓN DE EVOLUCIÓN
Fondos detríticos costeros con	<i>Peyssonnelia</i> spp.	176283 (De 2006-10 sólo forma facies en 2006)	176283	Sólo detectado en 2006
Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos:	Con campos de <i>Leptometra phalangium</i>	98444 (De 2006-10 sólo forma facies en 2008)	6336347	Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con:	<i>Funiculina quadrangularis</i>	16297	592957	Descendente (p< 0.05, R ² = 0.31)

Tabla 15. Biomasa de las especies estructurantes en los hábitats biogénicos de fondos blandos circalitorales del Levante de la Península Ibérica



Indicador 6.1.2. Extensión de los fondos marinos afectados de forma significativa por las actividades humanas en los distintos tipos de sustratos

- Indicador: porcentaje de cuadrículas del hábitat biogénico/vulnerable (en caso de que no se disponga de cartografiados continuos) afectadas por impactos significativos de una presión determinada

Este indicador se ha calculado para cada uno de los 8 hábitats circalitorales protegidos obtenidos de las campañas MEDITS para la demarcación Levantino-Balear. En la Tabla 16 y Tabla 17 se muestra el porcentaje de afección de la principal presión pesquera en la demarcación, la pesca de arrastre. Las presiones se han calculado para una malla de 5x5 millas debido a las limitaciones metodológicas (ver Documento de Presiones e Impactos para más información) que impedían realizar un cartografiado más preciso de las mismas. Por esta razón es necesario extremar la precaución a la hora de calcular la superposición de las presiones sobre los hábitats, ya que el hecho de que una presión presente un porcentaje de afección sobre un hábitat no significa necesariamente que este impactando sobre el mismo (dependerá del área de afección de la presión, la zona exacta donde esta se produce, la sensibilidad del hábitat a dicha presión, etc.). Por lo tanto el porcentaje de potencial afección debe interpretarse como una medida de riesgo potencial más que como una medida de impacto real.

En las Islas Baleares la pesca de arrastre de fondo afecta en menor o mayor grado, al 100% de las cuadrículas con facies de los distintos hábitats. Se observa que el porcentaje más elevado de cuadrículas afectadas para cada hábitat es debido a esfuerzo pesqueros bajos, entre 0-100 horas de pesca/año, excepto para los fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de *Spongites fructiculosa* y los fondos detríticos costeros con *Phyllophora crispa* / *Osmundaria volubilis*, en los que esfuerzos pesqueros moderados, 100-200 horas de pesca/año, afectan al porcentaje más elevado de cuadrículas (Tabla 9). Los hábitats afectados por el nivel de impacto más elevado (>500 horas de pesca/año) son todos los fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos, los fondos de *L. rodriguezii*, y los fondos de *P. crispa* / *O. volubilis*, con valores de % de cuadrículas afectadas que oscilan entre el 10% correspondiente a los fondos con dominancia de *S. fructiculosa* (10% de las cuadrículas), y el 20% correspondiente a los fondos con dominancia de *P. rosa-marina* (20% de las cuadrículas). Los hábitats de fondos profundos y de reborde de plataforma solo aparecen afectados por niveles de esfuerzo bajo o moderado.

En el Levante de la Península Ibérica, los fondos de *L. phalangium* se presentan solo en una única cuadrícula afectada por un nivel de esfuerzo de pesca de arrastre moderado (100-200 horas de pesca/año), mientras que los fondos de *Peyssonnelia* spp. (presentes solo en una única cuadrícula) y los de *F. quadrangularis* se encuentran afectados en su totalidad por niveles de esfuerzo alto (>500 horas de pesca/año).



PORCENTAJE DE IMPACTO DE LA PESCA DE ARRASTRE SOBRE CUADRÍCULAS CON FACIES						
HÁBITAT		0-100	100-200	200-300	300-400	>500
Fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de:	<i>Phymatolithon calcareum/Lithothamnion corallioides</i>	43	0	29	14	14
	<i>Spongites fruticulosa</i>	30	35	20	5	10
	<i>Peyssonnelia rosa-marina</i>	60	20	0	0	20
	<i>Peyssonnelia</i> spp.	50	17	17	0	17
Fondos detríticos costeros con:	<i>Laminaria rodriguezii</i>	33	33	17	0	17
	<i>Phyllophora crispa/Osmundaria volubilis</i>	22	33	28	6	11
Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos:	Con campos de <i>Leptometra phalangium</i>	50	50	0	0	0
Fondos profundos y de reborde de plataforma con:	<i>Funiculina quadrangularis</i>	50	50	0	0	0

Tabla 16. Porcentaje de impacto de la pesca de arrastre sobre hábitats biogénicos de fondos blandos circalitorales de las Islas Baleares (área de Mallorca y Menorca)

PORCENTAJE DE IMPACTO DE LA PESCA DE ARRASTRE SOBRE CUADRÍCULAS CON FACIES						
HÁBITAT		0-100	100-200	200-300	300-400	>500
Fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de:	<i>Peyssonnelia</i> spp.	0	0	0	0	100
Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de:	Con campos de <i>Leptometra phalangium</i>	0	100	0	0	0
Fondos profundos y de reborde de plataforma con:	<i>Funiculina quadrangularis</i>	0	0	0	0	100

Tabla 17. Porcentaje de impacto de la pesca de arrastre sobre hábitats biogénicos de fondos blandos circalitorales del Levante de la Península Ibérica

Habitat dominado por:	ARRASTRE	CERCO	TRAMPAS
<i>Ascidia mentula</i>	0	0	0
<i>Botryllus schlosseri</i>	0	0	0
<i>Diazona violacea</i>	0	33,33	0



<i>Echinus_acutus</i>	6,67	0	0
<i>Funiculina_quadrangularis</i>	0	0	0
<i>Gryphus_vitreus</i>	0	0	0
<i>Halopteris_filicina</i>	0	0	0
<i>Laminaria_rodriguezii</i>	0	0	0
<i>Leptometra_phalangium</i>	0	0	0
<i>Lithothamnion_corallioides</i>	0	0	0
<i>Microcosmus_vulgaris</i>	33,33	0	0
<i>Mogula_appendiculata</i>	0	0	0
<i>Osmundaria_volubilis</i>	0	0	0
<i>Peyssonnelia_rosa_maria</i>	0	0	0
<i>Peyssonnelia_spp</i>	14,29	14,29	0
<i>Phallusia_mammilata</i>	16,67	0	0
<i>Phyllophora_crispa</i>	0	0	0
<i>Phymatolithon_calcareum</i>	0	0	0
<i>Polycarpa_mamillaris</i>	28,57	14,29	0
<i>Polyclinella_azemai</i>	0	0	0
<i>Spatangus_purpureus</i>	0	0	4,55
<i>Spongites_fruticulosus</i>	0	0	5,00
<i>Stichopus_regalis</i>	14,29	0	0

Tabla 18. Porcentaje de cuadrículas con presencia del hábitat afectado (circalitoral sedimentario) de manera significativa por las presiones pesqueras en la Demarcación Levantino-Balear

En cuanto a las presiones provocadas por la pesca (Tabla 18), las mayores interacciones potenciales entre hábitats circalitorales y artes de pesca fueron observadas en el caso de las artes de cerco y del arrastre con algunos hábitats concretos. En este análisis, cómo se ha comentado anteriormente, no figura el efecto de las pesquerías artesanales, que pueden tener un impacto alto en algunos hábitats y en algunas zonas de la Demarcación.

El impacto potencial de las distintas presiones de origen distinto al pesquero (Tabla 19) sobre los hábitats biogénicos presentes en fondos blandos circalitorales y batiales ha sido analizado cuantificando el número de cuadrículas con presencia de los hábitats afectadas por las distintas presiones. El riesgo de impacto más alto se da en el caso de la modificación de la sedimentación, siendo los valores del resto de presiones muy bajos o nulos. Hay que destacar el hábitat estructurado por la holoturia *Stichopus regalis*, que es el único con valores de riesgo de impacto mayores que 0 en todas las presiones (Tabla 19).

Habitat dominado por:	SELLADO	MODIF. SEDIMENTACION	MODIF. PERFIL DE FONDO	EXTRACCION SELECTIVA
<i>Ascidia mentula</i>	0	0	0	0
<i>Botryllus schlosseri</i>	0	0	0	0
<i>Diazona violacea</i>	0	0	0	0
<i>Echinus acutus</i>	0	6,67	0	0
<i>Funiculina quadrangularis</i>	0	0	0	0
<i>Gryphus vitreus</i>	0	0	0	0



<i>Halopteris filicina</i>	0	0	0	0
<i>Laminaria rodriguezii</i>	0	0	0	0
<i>Leptometra phalangium</i>	0	0	0	0
<i>Lithothamnion corallioides</i>	0	0	0	0
<i>Microcosmus vulgaris</i>	0	0	0	0
<i>Mogula appendiculata</i>	0	25	0	0
<i>Osmundaria volubilis</i>	0	0	0	0
<i>Peyssonnelia rosa-maria</i>	0	0	0	0
<i>Peyssonnelia spp</i>	0	0,00	0	0
<i>Phallusia mammilata</i>	0	16,67	0	0
<i>Phyllophora crispa</i>	0	0	0	0
<i>Phymatolithon calcareum</i>	0	0	0	0
<i>Polycarpa mamillaris</i>	0	14,29	0	0
<i>Polyclinella azemai</i>	0	0	0	0
<i>Spatangus purpureus</i>	0	0	0	0
<i>Spongites fruticulosus</i>	0	0	0	0
<i>Parastichopus regalis</i>	4,76	19,05	0,00	0,00

Tabla 19. Porcentaje de cuadrículas con presencia del hábitat afectado (circalitoral sedimentario) de manera significativa por las presiones de origen distinto al pesquero en la Demarcación Levantino-Balear

- Indicador principal: Superficie perdida del hábitat “Praderas de *Posidonia oceánica*” (estima mediante superficie de mata muerta)

	ÁREA OCUPADA (km ²)						Total demarcación	% Estrato
	Cataluña	Baleares	C. Valenciana	Murcia	Andalucía			
Mata muerta de <i>Posidonia oceanica</i>		1.17	34.59	3.49	0.56	39.81	0.54	

Tabla 20. Extensión de mata muerta de *Posidonia oceánica* en el estrato 0-50 de la Demarcación Balear

En la comunidad Valenciana aparece la mayor extensión de mata muerta de *P. oceanica* (casi un 10% de la superficie total del hábitat), concentrada principalmente entre Castellón y Alicante, y Baleares y Andalucía (Almería) las de valores menores (Tabla 20).

De las cartografías bionómicas de la Comunidad Valenciana, Murcia, Baleares y Almería se obtiene que la extensión de la biocenosis de mata muerta de *P. oceanica* es de 41,8 km², que representaría una pérdida potencial de 3,5% del total de la superficie de este hábitat (Tabla 6). Como ya se comentó en el apartado correspondiente, la extensión de mata muerta podría emplearse como un indicador de la pérdida de hábitat por el impacto de la actividad humana siempre y cuando se tenga algún tipo de evidencia que lo relacione y alguna estima del momento a partir del cual viene actuando dicho impacto. El análisis de la información cartográfica revela precisamente que buena parte de esta superficie coincide con áreas afectadas en el pasado por la pesca de arrastre ilegal (a menos de 50 m). Las mayores extensiones de mata muerta se localizan en la Comunidad Valenciana (10%) y Murcia (4%)



(Tabla 13), precisamente donde se han documentado amplias superficies directamente afectadas por el impacto de la pesca de arrastre sobre las praderas de *P. oceanica* (Sánchez Lizaso *et al.* 2002, Ruiz 2006) y donde se han invertido grandes esfuerzos en la protección de praderas mediante arrecifes artificiales (55% del total, Tabla 21). Por supuesto, como se comenta más adelante, la pesca de arrastre no es la única causa real y potencial relacionada con la presencia de mata muerta.

Como ya se ha advertido, la correspondencia entre la superficie de mata muerta y la pérdida del hábitat causado por la presión antrópica no es exacto, tan sólo es una aproximación muy burda al problema planteado (estimación de la extensión de hábitat perdida por influencia antrópica). La superficie de este hábitat destruida por la presión antrópica es sin duda superior ya que algunas de las cartografías consultadas ni siquiera diferencian la mata muerta (por diversas razones técnicas) o simplemente no incluyen áreas alteradas en las que la pradera se sabe que está en regresión. Sólo para la provincia de Alicante (al sur de Cabo de San Antonio), Sánchez Lizaso *et al.* (2002) estiman una superficie de 42 km² de praderas en regresión (20% de la provincia de Alicante). En Denia y otras localidades de la costa del Levante, las regeneraciones de playas y los puertos han sepultado superficies de praderas someras de *Posidonia* (Ruiz *et al.* 1993, González-Correa *et al.* 2008, 2009; J.L. Sánchez Lizaso y J.M. Ruiz, obs. pers.) y esto no se refleja en las cartografías. En Baleares, la superficie de mata muerta registrada representa el 0,29% del área total del hábitat en el archipiélago y se localiza principalmente en la Reserva Marina del Migjorn, pero se sabe que existen otras extensiones de praderas destruidas y alteradas como en la Bahía de Palma, donde precisamente existe un arrecife artificial desde hace más de dos décadas debido al impacto de la pesca de arrastre ilegal. Habría que añadir también otros casos significativos, como la superficie de praderas desaparecidas a consecuencia del vertidos de estériles mineros entre los años 50 y 90 en la Bahía de Portman (Murcia), que se calcula en 2,18 km² (Ruiz, 2006). Por otro lado existen pérdidas documentadas de pradera a escala más local, pero frecuentes a lo largo de la costa, causadas por otros impactos como los causados por los vertidos orgánicos de la acuicultura (Delgado *et al.* 1999, Ruiz *et al.* 2001), los efectos de la contaminación industrial (p.e. Moreno *et al.* 2001) y de los diversos tipos de infraestructuras costeras portuarias y turísticas (Ruiz *et al.* 1993, Ruiz *et al.* 2003, González Correa *et al.* 2007, Fernández Torquemada *et al.* 2005, Fernández Torquemada *et al.* 2009). En Alicante las pérdidas por estos impactos se estiman en un 8% de las praderas de esta región y en Murcia en un 10% (Sánchez Lizaso *et al.* 2002, Ruiz 2006).

Demarcación Levantino Balear	Área del hábitat	Área del hábitat en LIC	Área de pradera protegida por arrecifes artificiales	
			Km ²	%
Región	Km²	%	Km²	%
Cataluña	60,3	63,4	22,3	12,3
Baleares	634,5	72,4	57,8	31,9
C. Valenciana	346,7	67,5	64,8	35,8
R. de Murcia	116,16	98,7	35,5	19,6
Andalucía (C.Gata)	35,45	99,8	0,64	0,4
Total	1193,14	70,3	181,0	15,2

Tabla 21. Superficie del hábitat *P. oceanica* incluida en áreas LIC y en áreas protegidas por arrecifes artificiales en cada Comunidad Autónoma/Región de la Demarcación Levantino-Balear



El conjunto de casos documentados y/o conocidos es bastante inferior al total de impactos que potencialmente pueden haber causado una pérdida directa o indirecta de este hábitat. Para ilustrar este aspecto, en la Figura 15 se representa la localización y distribución de algunos tipos de estos impactos potenciales sobre las praderas de *P. oceanica* en la demarcación (obras costeras y fondeaderos), y en la Tabla 22 se muestra el grado de interacción potencial de cada tipo de presión con el hábitat *Posidonia*, calculado como la proporción de las presiones de un tipo determinado que puede interactuar directa o indirectamente con las praderas presentes, con respecto al número total de todas las presiones de ese tipo existentes en la demarcación (esta estimación ha sido realizada mediante el solapamiento de buffers de radio de 0,5 a 1 km en torno al perímetro de la estructura artificial y la cartografía del hábitat). El porcentaje resultante se puede interpretar como una probabilidad de interacción entre la presión y la pradera (interacción no implica que la presión cause necesariamente un impacto en la pradera). De estos datos se desprende que el 66% de las obras costeras existentes (Puertos y espigones y Playas artificiales y regeneradas) puede haber causado un impacto potencial sobre la distribución y extensión de la pradera de *P. oceanica*, lo cual no se refleja como mata muerta en las cartografías. Por otro lado, el 22% de los fondeaderos oficiales (de Autoridades Portuarias) y el 17% de los fondeaderos no regulados (especialmente concentrados en Baleares) pueden también potencialmente haber causado pérdida de la superficie de este hábitat, aspecto que tampoco recogen las cartografías. Otros tipos de presiones como las granjas marinas sólo tienen una incidencia potencial del 8%, pero en esta ocasión los escasos casos existentes son conocidos y documentados (Delgado *et al.* 1999, Ruiz *et al.* 2001); este resultado es lógico ya que actualmente las granjas marinas se ubican fuera del área de distribución de las praderas y la única interacción posible es por dispersión remota de sus vertidos (Ruiz *et al.* 2010).

Demarcación Levantino Balear

Presiones		Total Demarcación (unidades)	Interacción sobre <i>Posidonia</i> <i>oceanica</i> (unidades)	Interacción sobre <i>Posidonia</i> <i>oceanica</i> (%)
Fondeaderos oficiales (CEDEX)	(nº)	196	44	22
Fondeaderos (IEO)	(nº)	249	43	17
Granjas marinas (MARM)	(nº)	233	18	8
Puertos y espigones (IHM)	(km)	687	341	50
Playas artificiales y regeneradas (CEDEX, IEO, MARM)	(km)	207	33	16

(*) para los Fondeaderos se ha utilizado un buffer de 500 m. En Granjas marinas el buffer ha sido de 1000 m. excepto en polígonos que se ha utilizado 2500. Para la costa artificial el buffer fue de 1000 m y por último en las playas artificiales de 200 metros.

Tabla 22. Estimación del grado de impacto potencial de diferentes acciones humanas frecuentes a lo largo de la costa de la demarcación. La estimación del grado de interacción con las praderas de *P. oceanica* se ha obtenido aplicando en SIG un buffer de radio variable según la estructura. Se indican las principales fuentes que han proporcionado la información georreferenciada de los impactos

Demarcación Levantino Balear
Evaluación inicial y buen estado ambiental
Descriptor 6: fondos marinos



Teniendo en cuenta todo lo anterior, y que existen numerosos impactos no documentados (o documentados en EIAs no accesibles para este informe), y que además hay regiones enteras de las que esta información sólo existe para algunas, la superficie total de praderas perdidas en la Demarcación Levantino-Balear en los últimos 60 años podría fácilmente ser una cifra en torno a los 50 km². Teniendo en cuenta la superficie actual del hábitat (Tabla 8) y esta pérdida, el área original del hábitat *P. oceanica* en el periodo pre-desarrollo de la costa española sería de 1,248 km². Estos datos supondrían una pérdida total de hábitat del orden del 4% en la Demarcación en las últimas 6 décadas, producida a una tasa constante del orden de 0,83 km²/año. Estas cifras, aunque aparentemente bajas son muy significativas ya que la pérdida total equivale al 50% de extensión actual de las praderas de la Región de Murcia y casi el 100% de las que se estima que existen en Cataluña, y que la pérdida anual equivale a unos 117 campos de fútbol estándar. Esta tasa, aunque por debajo de la calculada para este tipo de hábitat a escala global de todo el planeta (Dennison, 2009), hay que tener en cuenta que es probablemente una subestima y que es sólo levemente inferior a la estimada para la pérdida de arrecifes de coral (Duarte, 2008). Estos datos estarían, por tanto, en relativa sintonía con otras estimas globales similares que reflejan en qué medida la actividad humana ha acelerado la pérdida de superficie de este tipo de hábitat vulnerables en las últimas décadas, hasta unos niveles de los que sólo se encuentran precedentes en ciertos episodios de crisis climática y biológica a escala geológica.

Para más información sobre el hábitat praderas de *Posidonia* y sobre las medidas de gestión existentes para su protección puede consultarse el documento del Descriptor 1 y su la ficha correspondiente en el Anexo V.

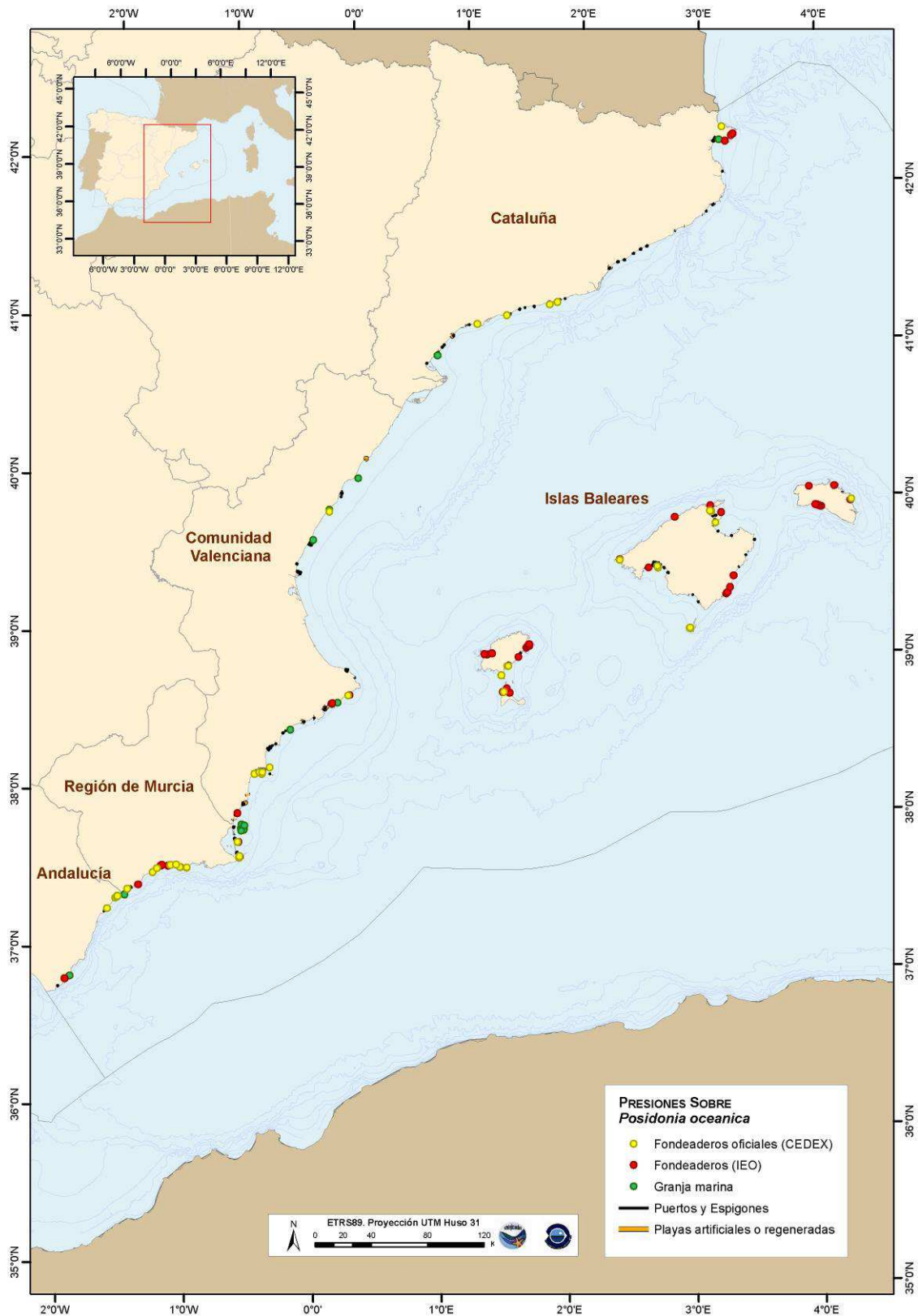


Figura 15. Mapa de interacciones o impactos potenciales de diferentes actuaciones humanas frecuentes en la costa de la demarcación sobre el hábitat *P. oceanica* (ver tabla 13 y explicación en el texto). Fuentes: CEDEX, IEO, IHN y MAGRAMA.



2.4.2. Criterio 6.2. Estado de la comunidad bentónica

Indicador 6.2.1. Presencia de especies particularmente sensibles y/o tolerantes

- Indicador: estado de alteración de la pradera de *Posidonia oceanica*

Las presiones antrópicas pueden causar una desviación o afección, de intensidad y frecuencia determinadas, respecto al estado o condición “normal” de una pradera en condiciones naturales, sin que ello conlleve una modificación de su rango de distribución ni extensión. 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.

Las praderas en un estado alterado inducido por la influencia de una presión antrópica pueden estar asociadas a un gradiente de degradación, como transición entre las áreas de pérdida total de pradera (zona de impacto máximo) y las áreas con un estado aceptable/bueno de conservación o con influencia muy escasa de la perturbación. También pueden ser áreas expuestas a la influencia indirecta, remota o difusa del origen del impacto en las que no necesariamente se diferencia o existe una zona de destrucción total o parcial de la cobertura vegetal. En estas áreas alteradas la pradera puede haber experimentado pérdida parcial de su estructura (reducción de la cobertura y la densidad de haces, reducción del tamaño del haz, etc.), modificación de su morfología, fisiología y composición elemental y cambios en la abundancia relativa de algunos componentes de la comunidad como herbívoros y epífitos. Son muchas las variables que pueden ser indicadores de alguno o varios aspectos de la condición o estado de una pradera de *P. oceanica*, pero como ya se explicó en el apartado 2.3.2.3.1, sólo un grupo de ellas son empleadas más o menos rutinariamente en programas de seguimiento de la demarcación. En esta sección se resume parte de dicha información.

a) Estructura de la pradera y dinámica poblacional

En esta sección se analizan los datos de los descriptores estructurales densidad de haces y porcentaje de cobertura, que son dos de los descriptores más común y extensivamente empleados en cualquier programa de seguimiento de angiospermas marinas o estudio científico-técnico y de los que, por tanto, se dispone de más información.

Extensión de praderas con alteraciones estructurales



En la demarcación Levantino-Balear se han documentado y publicado numerosos casos de estudio en los que está bien descrita y caracterizada la variación espacial de los descriptores estructurales y su relación con las presiones y sus respectivos gradientes de degradación (p.e. Sánchez Lizaso et al. 2002, Ruiz 2006, Delgado et al 1999, Ruiz et al. 2001, Moreno et al. 2001, Ruiz et al. 1993, Ruiz et al 2003, González Correa et al. 2007, Fernández Torquemada et al 2005, Fernández Torquemada et al 2009, Milazzo et al. 2004, etc.). Pero el número de estos casos documentados o conocidos es muy inferior al número de casos reales o potenciales (Tabla 21 y Tabla 22, Figura 12, del apartado 2.5.2.3.1), de los que no se dispone de información o la información existente no ha sido disponible para este trabajo y, por tanto, es muy difícil determinar un diagnóstico general de las praderas de la Demarcación Levantino-Balear basándose sólo en la información disponible de estos descriptores.

Algunas cartografías contienen algún tipo de valoración del estado de conservación de la pradera, pero suele ser una información de escasa fiabilidad ya que muchas veces confunden “praderas alteradas” con praderas con escaso grado de desarrollo estructural o con presencia de determinada proporción de mata muerta (p.e. Marhuenda et al., 2000). Este tipo de praderas no tiene porqué corresponder a un estado alterado desde el punto de vista antrópico, sino que pueden ser estados naturales de la pradera que reflejan unas condiciones ambientales más limitantes para el desarrollo del hábitat, como en las zonas profundas próximas al límite inferior o muchas zonas someras con elevado hidrodinamismo. Por tanto, la mayor parte de la información de este tipo contenida en las cartografías disponibles tampoco ha sido útil para realizar valoraciones del estado de *P. oceanica*.

Valoración de <i>Posidonia oceanica</i> según Directiva Hábitat					
R. de Murcia	No evaluado	Favorable excelente	Favorable	Favorable subóptimo	Desfavorable alterado
Area (Km ²)	15,2	87,2	2,5	4,5	2,9
% Area	13,5	77,6	2,2	4,0	2,6

Tabla 23. Resultados de la evaluación de las praderas de *P. oceanica* de la Región de Murcia de zonas LIC evaluadas para la Red Natura 2000 de UE. La evaluación está basada en indicadores estructurales del estado de la pradera (JM Ruiz-IEO, datos no publicados; Comunidad Autónoma Región de Murcia, 2004).

En muy pocas regiones de la demarcación se ha realizado un análisis extensivo de este tipo basado en el análisis espacial de estos descriptores. Un ejemplo es la Región de Murcia, donde se analizó la variación espacial de descriptores estructurales en el 86% de la superficie total de la pradera cartografiada para valorar su Estado de Conservación en las zonas LIC, y en otras zonas costeras de interés de conservación (Ruiz, datos no publicados; CARM 2004). Dicha valoración se basó en la aplicación de los métodos y criterios explicados en apartados anteriores de este informe (2.3.2.3 indicadores y métodos y 2.4 niveles de referencia) sobre una red de aproximadamente 500 puntos de muestreo, en cada uno de los cuales se obtuvieron valores replicados de una serie de descriptores de tipo predominantemente estructural. El análisis espacial de estos datos permitió identificar y cuantificar extensiones de pradera con diferente grado de alteración (Tabla 23; Figura 16). Este análisis revela que poco menos del 6,9 % de la superficie analizada presentan valores de los descriptores densidad de haces y/o cobertura (y de otros descriptores) significativamente desviados de sus valores medios normales para el correspondiente nivel de profundidad (ver aplicación de

modelos teóricos en apartado 2.4.2). En la Figura 16 se indican las zonas con praderas alteradas y las presiones relacionadas con dichas alteraciones.

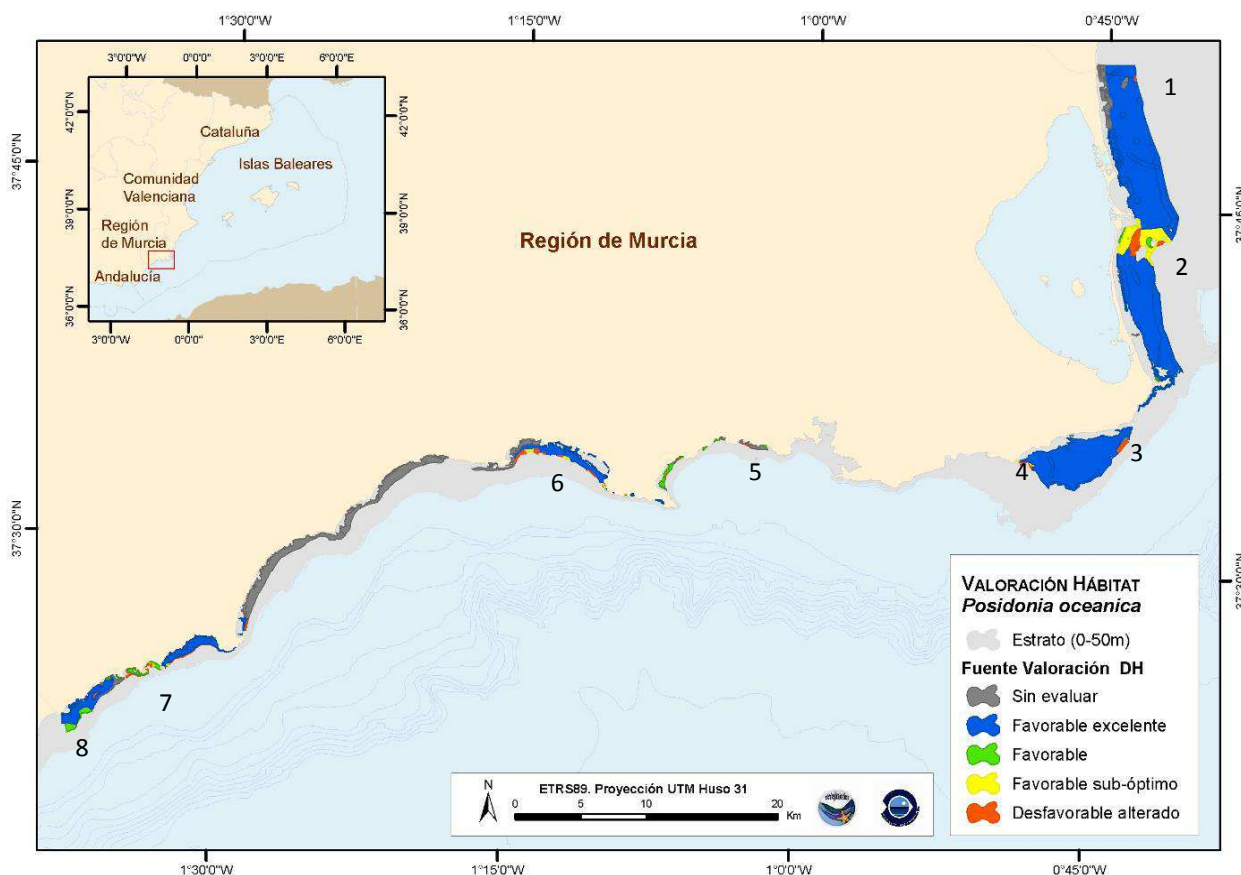


Figura 16. Resultado final de la valoración de las praderas de *P. oceanica* de las zonas LIC de la Región de Murcia, basada en el análisis espacial de descriptores estructurales (densidad de haces y cobertura; n = 500 puntos de muestreo, aprox.). Zonas alteradas (presión): 1. San Pedro del Pinatar (emisario de aguas residuales), 2. Estacio-Isla Grosa (influencia del Mar Menor), 3. Calblanque-Punta Espada (pesca de arrastre), 4. Calblanque-Cabo Negrete (estériles mineros de Portmán), 5. Isla de las Palomas (pesca de arrastre), 6. Bahía de Mazarrón (Instalaciones portuarias y pesca de arrastre), 7. Calabardina (pesca de arrastre) y 8. Águilas (instalaciones portuarias, vertidos urbanos y acuicultura). Fuente: IEO-Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, 2004).

En la provincia de Alicante existe también abundante información de la variación de la estructura espacial de la pradera y se ha estimado que el 20% de la superficie total de praderas de *P. oceanica* presenta síntomas de alteraciones estructurales causadas por la pesca de arrastre y un 8% por otros tipos de impactos (playas artificiales, infraestructuras portuarias, contaminación, etc.) (Sánchez Lizaso et al. 2002). En Baleares y Cataluña no se ha realizado este tipo de análisis espacial, pero basándonos en los tipos de presiones, y su distribución, existentes en estas regiones, y extrapolando lo observado en las otras regiones, podemos especular que la proporción de las praderas de praderas cuya estructura ha sido alterada significativamente entre 10 y 30 %. Obviamente esta información debe ser mejor precisada mediante estudios complementarios específicos.



Análisis de tendencias de series temporales

Aquí se han empleado los datos de las redes de seguimiento de *Posidonia oceanica* implantadas por todas las comunidades autónomas y que aportan series temporales de entre 9 y 11 años (ver fuentes, métodos y criterios de valoración en apartados 1.2 y 2.3.2.3 y 2.4.2). En el apartado 2.4.2 se analizaron solo las series temporales de praderas de zonas bien conservadas o con negligible influencia antrópica. En esta sección se incluyen en el análisis las praderas con cierto grado de influencia antrópica y se discute la posible influencia de estas presiones en las tendencias observadas de las series temporales analizadas. La ubicación de las estaciones de seguimiento de estas redes presentan cierto sesgo hacia localidades bien conservadas o con un grado de influencia antrópica leve, así que hay que interpretar con cautela la información obtenida en estos programas.

Las praderas que han experimentado la influencia de una presión antrópica severa presentan evidencias de alteración estructural más obvias que pueden ser detectadas y caracterizadas fácilmente por los indicadores de distribución y extensión antes mencionados. Las praderas en las que la influencia antrópica no es tan obvia, el análisis de las tendencias de las series temporales aporta una herramienta útil para detectar pérdidas más lentas, progresivas y más o menos persistentes de la densidad y cobertura de las praderas causadas por presiones más difusas. Este tipo pérdidas más sutiles de pradera son más difíciles de detectar con simples análisis espaciales de indicadores estructurales y además pueden ser confundidos fácilmente con variaciones interanuales y plurianuales más o menos cíclicas relacionadas con todo tipo de factores climáticos, y por tanto se requieren series temporales lo más largas posibles de estos descriptores obtenidos mediante métodos lo más precisos y fiable posible. La detección de tendencias en la evolución temporal de los hábitat es una información clave y fundamental para conocer su estado y en la toma de decisiones en cualquier estrategia de conservación.

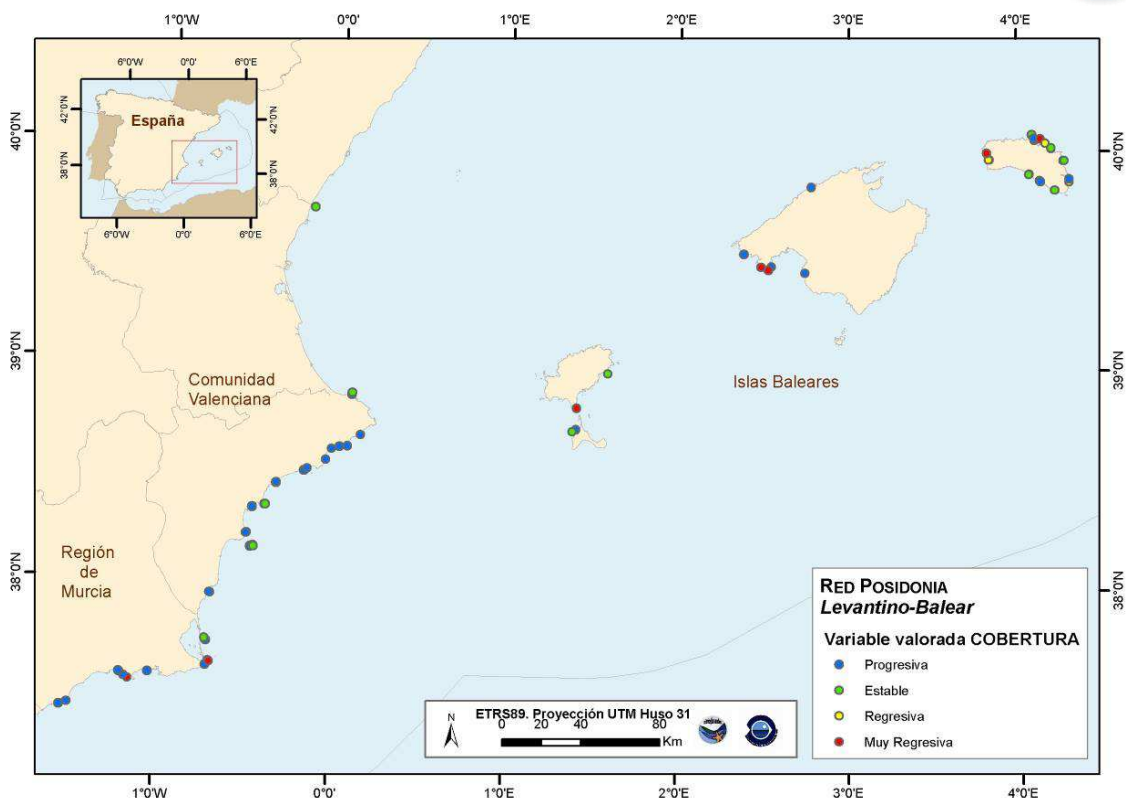
Considerando conjuntamente las praderas tanto de condiciones naturales como de condiciones antropizadas, se observa que las tendencias de las series temporales de la densidad de haces y del porcentaje de cobertura de Baleares, Comunidad Valenciana y Murcia son predominantemente estable o progresiva, existiendo una proporción de praderas en las que se detectan tendencias negativas de uno o ambos descriptores estructurales. Muchas de las tendencias estables y progresivas se observan en localidades con influencia antrópica leve y moderada y respecto a las tendencias negativas, unas están relacionadas con presiones antrópicas más severas o otras no, observándose incluso en áreas marinas protegidas de la influencia de la actividad humana. En la Figura 17 se muestra la distribución de las praderas de las que se ha dispuesto de series temporales de los descriptores y su estado basado en el análisis de la tendencia de la serie temporal.

En la C. Valenciana, de 30 praderas analizadas aproximadamente la mitad están en condiciones naturales y la otra mitad están expuestas a algún tipo y grado de presión antrópica. De las primeras, todas siguen una dinámica estable y progresiva en periodos de hasta 8 años (2002-2009) o, como mucho, tendencias negativas leves ($\leq 1\%$ crecimiento medio anual) de la serie temporal sin diferencias significativas entre el inicio y el momento actual (indicando que las pérdidas durante tal periodo han sido compensadas por años con crecimientos positivos). Un 13% del total de estaciones) muestra actualmente una tendencia claramente regresiva (-2,26 a -7,96% medio anual) con pérdidas totales netas de densidad



y/o cobertura en dicho periodo de entre 15 y 47%. Estos casos (4 en total) están todos relacionados con las siguientes presiones antrópicas: pesca de arrastre (El Campello), desequilibrios sedimentarios y fondeo no regulado (Cala de la Mina) y un vertido de aguas residuales (Cabo de Huertas). En la Región de Murcia se han detectado tendencias negativas significativas en 3 de 17 praderas, de las cuales dos han experimentado una clara influencia antrópica causada por frecuentación excesiva de buceadores y fondeo de embarcaciones, y una se encuentra en una zona bien conservada y protegidas de la influencia antrópica (p.e. Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas). No obstante, en estas praderas la regresión podría ser atribuida a la incidencia de un régimen de perturbación hidrodinámico particularmente intenso que explicaría la observación de amplias y significativas variaciones plurianuales en la serie temporal obtenida en esta localidad (ver comentarios al respecto en apartado 2.4.2). En Baleares, un 6,5% de las praderas analizadas muestran síntomas regresivos significativos relacionados con presiones antrópicas, pero un 15% también muestran síntomas regresivos significativos sin estar aparentemente relacionados con presiones antrópicas (3 casos en Mallorca y 3 en Menorca). De acuerdo con lo observado en estas regiones, en Cataluña, series temporales de estos descriptores obtenidas entre 1998 y 2002 (5 años) mostraron que el 70% de las praderas de *P. oceanica* mostraban unas tendencias de los descriptores estables o progresivas, un 15% con síntomas regresivos suaves y otro 15% con tendencias regresivas significativas, algunas de ellas sin relación aparente con la presión antrópica (Renom y Romero 2001; Romero 2004).

En base a los datos analizados, el porcentaje de praderas con pérdidas significativas de densidad de haces y/o cobertura (pérdidas superiores al 10-20%) varía entre regiones de la demarcación entre 17% y 25% del total de casos estudiados (unas 100 praderas de Cataluña, Comunidad Valenciana, Región de Murcia y Baleares). Estos resultados están bastante por debajo de los obtenidos por otros estudios basados en censos de *P. oceanica* que afirman que el 67% de las praderas experimentado pérdidas de la densidad de haces desde 2000, y con pérdidas superiores al 20% en un 47% de las praderas (Marbà 2009). Estos últimos suponen una proporción mucho mayor de praderas en regresión y ha llevado a sugerir la existencia un proceso de regresión global de las praderas de *P. oceanica* por el que la mayor parte de las praderas verán reducida su densidad a la mitad de la actual en relativamente pocos años (Marbà 2009). Los datos disponibles y analizados para este informe no apoyan esta hipótesis, pero si coinciden en la existencia de una proporción de praderas en regresión que no está en relación (al menos en forma aparente) con la influencia de las presiones antrópicas, y que sería necesario prestarle atención para conocer realmente su significado y alcance. En el apartado 2.4.2 ya se ha discutido este aspecto con más detalle. Por último, la proporción de praderas con tendencias negativas relacionadas con presión antrópica es a veces mucho menor de la esperada pero esto es porque realmente son presiones muy leves y porque el número de estaciones de muestreo en estas condiciones está subrepresentado en muchas zonas y regiones, así que cualquier conclusión en el sentido apuntado anteriormente debe ser tomada con precaución.



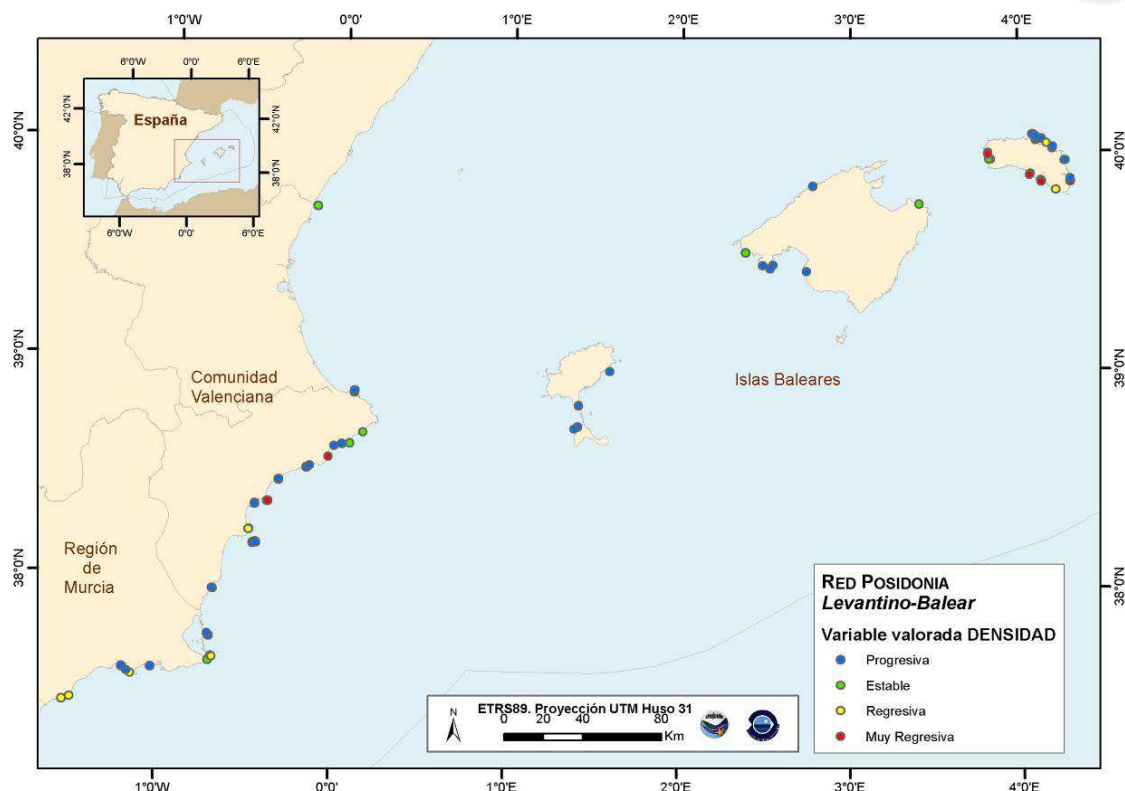


Figura 17. Distribución de las praderas de las que se ha dispuesto de series temporales de los descriptores y su estado basado en el análisis de la tendencia de la serie temporal.

b) Índices multimétricos: POMI (Posidonia Oceanica Multivariate Index)

La información proporcionada de la DMA por las comunidades autónomas para este informe ha sido normalmente el valor medio de EQR de la masa de agua basado en el indicador *P. oceanica*, no se dispone de información más específica de los descriptores utilizados en cada caso (excepto algunos informes disponibles). El valor de EQR asignado a cada masa de agua es el promedio de los valores obtenidos para las praderas (estaciones de muestreo) analizadas en esa masa de agua (en los casos en los que hay más de una estación de muestreo). En las comunidades autónomas en las que el muestreo se ha realizado en varios periodos anuales se ha promediado el EQR de los diferentes años (2007-2010 para Cataluña, 2005-2008 para Comunidad Valenciana y 2008/2009 para Baleares).

Mediante la aplicación de herramientas de GIS se ha cruzado la superficie de las masas de agua con su valor correspondiente de EQR con la capa de cartografía (criterio 1.5, apartado 2.5.2.3) para estimar la proporción de pradera de *P. oceanica* que corresponde a cada una de las cinco clases de EQR establecidas por la DMA en cada Comunidad Autónoma: muy bueno (azul), bueno (verde), aceptable/moderado/mediocre (amarillo), deficiente (naranja) y malo (rojo). Para este informe se ha convenido denominar a la clase amarilla como “aceptable”, aunque en realidad esta clase ya no es óptima según los criterios de la estrategia marina (Cochrane et al. 2010).



La superficie de hábitat sobre la que se hacen los cálculos en una región dada no se corresponde con la superficie total del hábitat estimada para esa región, sino la correspondiente a la que se solapa con la masa de agua que no se extiende más allá de 1 milla desde la línea de costa. Además de esta superficie, otra extensión de praderas que si pertenece a masas de agua determinadas tampoco ha sido valorada por la DMA (no hay estación de muestreo; clase “no evaluado”, de color gris), por tanto, una proporción de las praderas de cada región queda fuera de este análisis. El resultado se muestra en los mapas de la Figura 18 a la Figura 21 y en la Tabla 24.

Región	CLAVE EQR					
	No evaluado	Muy Bueno	Bueno	Aceptable	Deficiente	Malo
Cataluña	22,4%		24%	29,6%	23,8%	
Baleares	30,4%	4,4%	62,3%	2,8%		
C. Valenciana	13,3%	42%	15,8%	5,4%	18,1%	
R. de Murcia	13,5%		56,4%	21,1%		
Andalucía (C. Gata)			100%			

Tabla 24. Proporción de superficie del hábitat P. oceanica asignado a cada clase de EQR y a las masas de agua en las que el indicador no se ha evaluado.

En Cataluña aparece un 22,4% de praderas sin evaluar, aunque dada la imprecisión de la información cartográfica disponible no está claro siquiera que las manchas correspondan a *P. oceanica*. Del resto de superficie cartografiada el 24% de las praderas corresponden a la clase de EQR “bueno”, el 29,6% a la categoría “aceptable”, que indica la existencia de perturbaciones apreciables pero moderadas de la calidad del agua, y el 23,8% a la categoría de deficiente. Como indica el mapa de la Figura 18, estas praderas en condiciones moderadamente alteradas y deficientes (52% del total de hábitat evaluado) se concentran principalmente al sur de Barcelona, entre Castelldefels y L’Ampolla, y se relaciona con la influencia de los ríos Besòs, Llobregat y Ebro (y su carga contaminante), la contaminación portuaria e industrial de Tarragona y la influencia de numerosas infraestructuras costeras y residuos urbanos. Al norte de Barcelona las praderas de *P. oceanica* indican unas condiciones óptimas de las masas de agua costera (clase EQR “buena”), pero ninguna masa de agua alcanza el estado de “Muy Bueno”.

Según la evaluación precedente de las obligaciones de la DMA, en Baleares (30,4% no evaluado), el 67% de las praderas valoradas indican un buen estado de la calidad de las aguas costeras, con un 4,4% de las praderas correspondiendo a masas de agua con estado “muy bueno” y un 62,3% con EQR “bueno” (Figura 19). Sólo un 2,8% de las praderas muestran síntomas de perturbación moderada de la calidad del agua, es decir, estado “aceptable”, y se localizan en las Bahías de Palma y Alcudia de Mallorca y en la Bahía de Santa Eulalia en Ibiza. Todas estas localidades se encuentran afectadas por presiones causadas por infraestructuras portuarias y turísticas y por contaminación de origen terrestre. Según la DMA no existe ninguna pradera en Baleares que indique un nivel de calidad “malo”. Baleares es la comunidad autónoma donde el estado de las praderas definido por los



descriptores de la DMA sugiere que es donde las aguas costeras se encuentran con mejor nivel de calidad de toda la demarcación levantino-Balear.

En Valencia (13,3% no evaluado), un 57,8 % de las praderas indican un buen estado ecológico (“muy bueno” y “bueno”) y un 23,5% no alcanzan unos criterios óptimos de calidad (“aceptable” y “deficiente”) (Figura 20). Las praderas de *P. oceanica* que indican una peor calidad del agua se encuentran en dos zonas bien diferenciadas: a) la bahía de Alicante, debido a la coincidencia en esta zona de una intensa contaminación portuaria, industrial y urbana, y b) las praderas de las localidades de Oropesa y Castellón de la Plana, relacionado con la influencia de presiones asociadas a los impactos de playas artificiales, infraestructuras portuarias y vertidos urbanos.

Según los datos disponibles de la DMA en la Región de Murcia (13,5% de las praderas no evaluadas), el 56% de las praderas de *P. oceanica* indican un estado ecológico “bueno” y un 21,1% “aceptable”, es decir, con síntomas de perturbación moderada. Estas praderas moderadamente alteradas se localizan en el tercio suroccidental de Murcia, entre la Punta de La Azohía (Cabo Tiñoso) y Punta Parda (Águilas) (Figura 21). Sin embargo, a juicio de los expertos que han realizado este informe, este análisis no es correcto y, de hecho, no está de acuerdo con otras valoraciones disponibles por otras fuentes de información disponible fiables y de buena calidad (Tabla 23 y Figura 16). La comparación de toda esta información indica que la valoración de la DMA en este caso sobreestima claramente la superficie de pradera con estado moderadamente alterado de la calidad de agua en el tramo de costa mencionado y subestima la superficie del hábitat en buen estado. Las alteraciones de la calidad de agua en esta zona costera se producen solo en las masas de agua de las bahías de Mazarrón y Águilas a consecuencia de contaminación portuaria y urbana, lo que probablemente no represente más del 4% de las praderas de Murcia (Ruiz 2006). Las praderas que se extienden más al sur, ya en Almería (Andalucía) corresponden todas a la categoría de “bueno”, lo cual es consistente para esta zona en términos generales, aunque hay localidades en las que la contaminación química ha sido responsable de importantes regresiones de la pradera (Moreno et al. 2001).

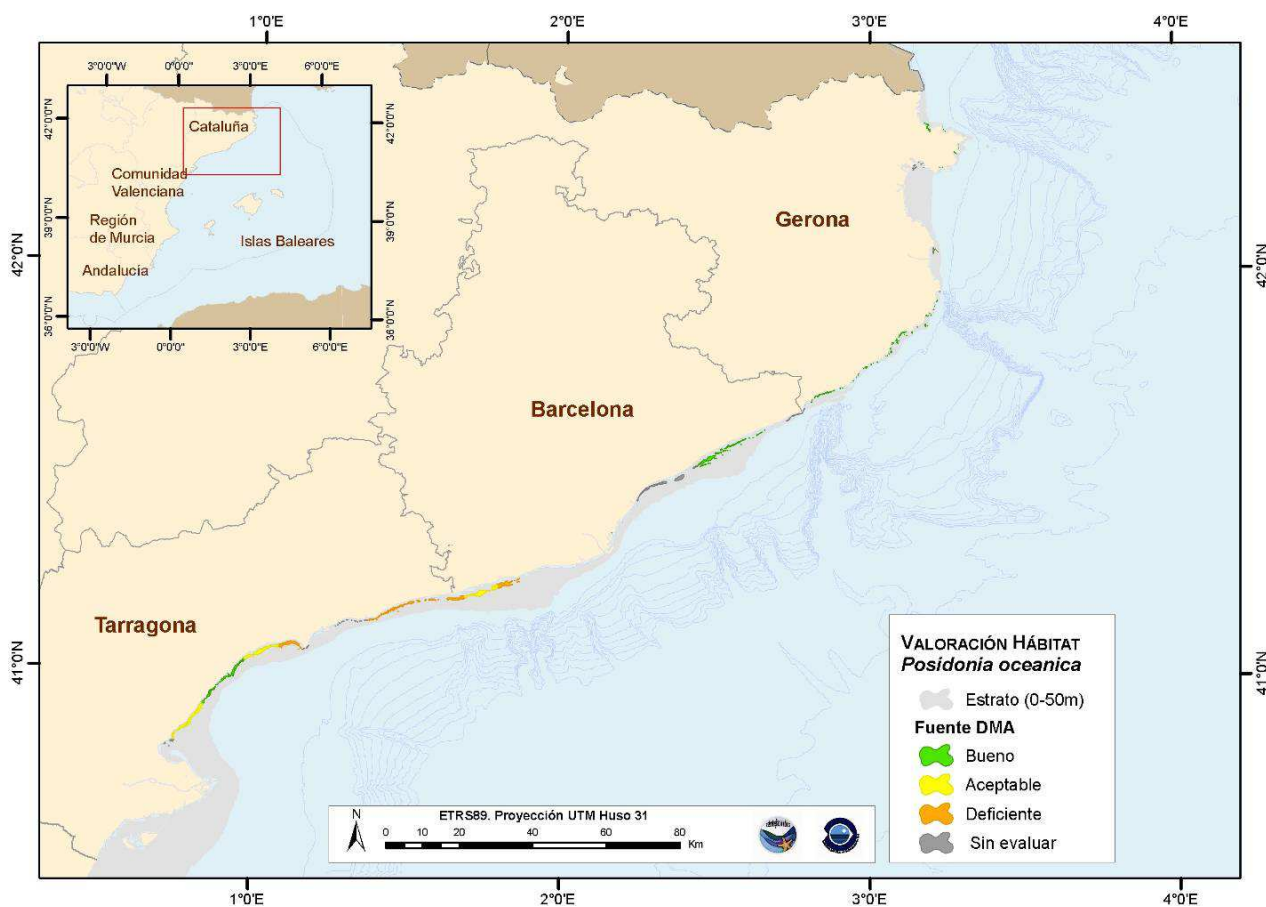


Figura 18. Estado del hábitat *P. oceanica* en Cataluña según la valoración de las masas de agua de la DMA (clases de calidad EQR, ver explicación en el texto).

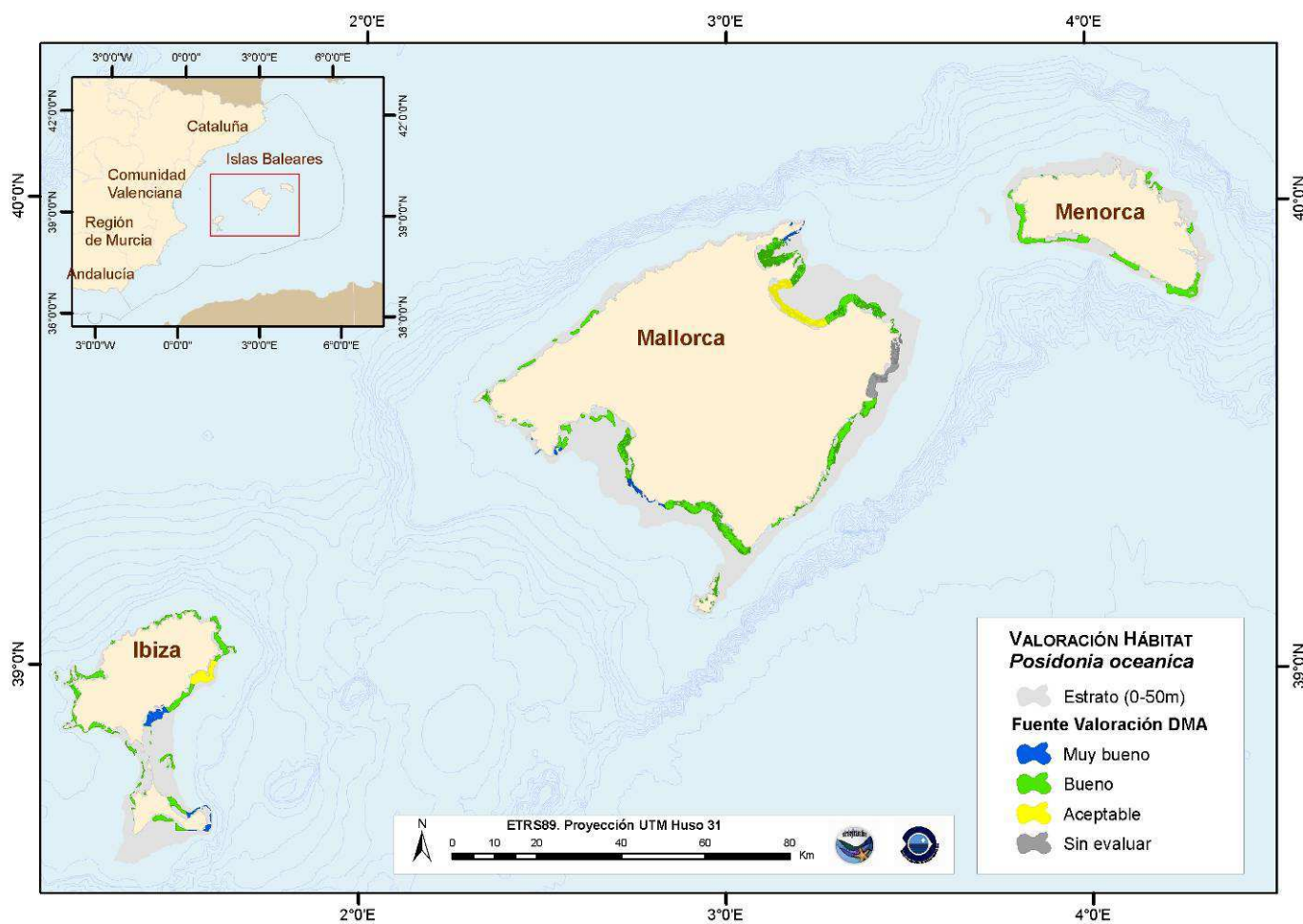


Figura 19. Estado del hábitat *P. oceanica* en Baleares según la valoración de las masas de agua de la DMA (clases de calidad EQR, ver explicación en el texto).

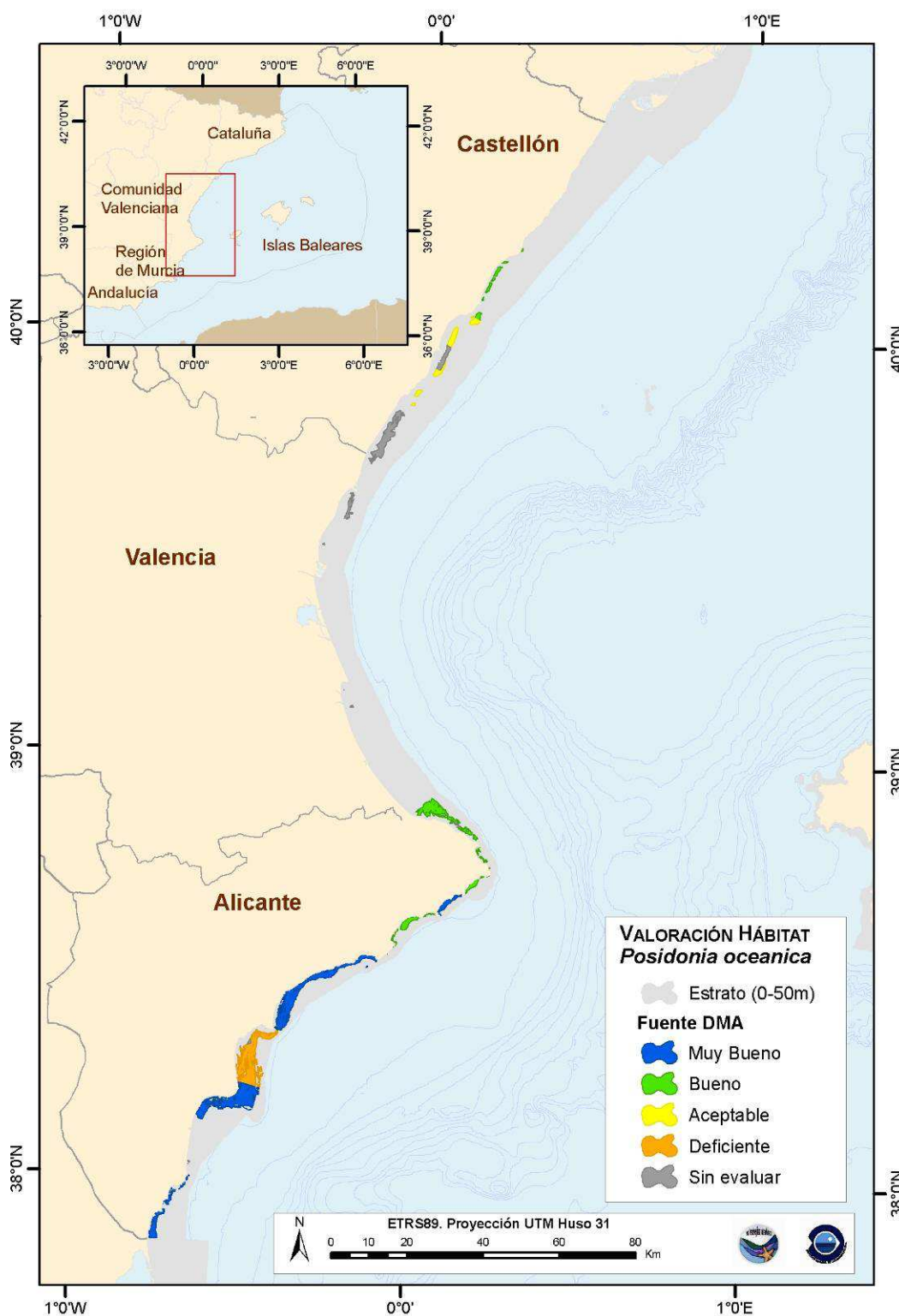


Figura 20. Estado del hábitat *P. oceanica* en Valencia según la valoración de las masas de agua de la DMA (clases de calidad EQR, ver explicación en el texto).

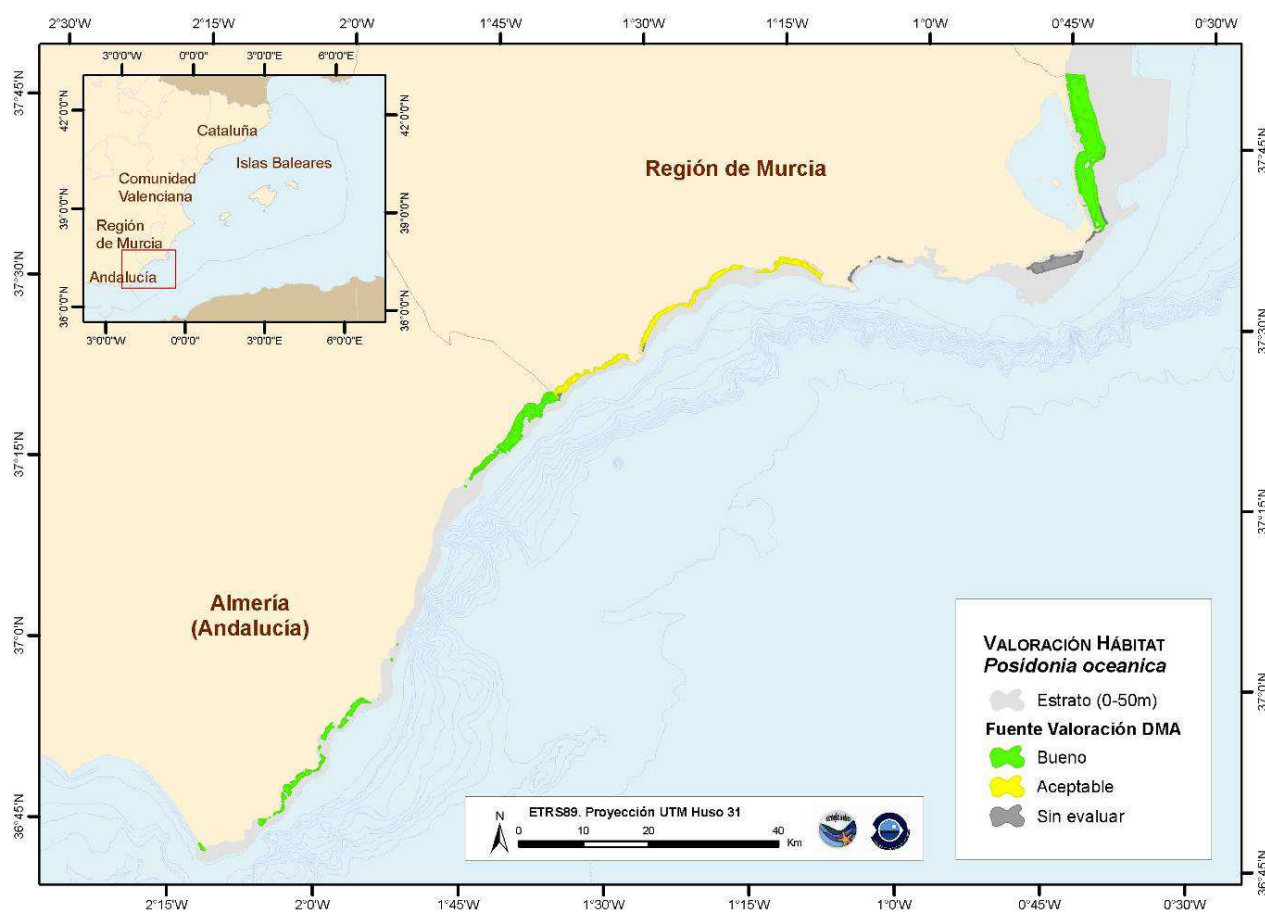


Figura 21. Estado del hábitat *P. oceanica* en Región de Murcia y Almería según la valoración de las masas de agua de la DMA (clases de calidad EQR, ver explicación en el texto).

- Indicador: Biomasa de la especie estructurante

Además de estudiar la extensión del sustrato biogénico relevante, también se ha analizado la biomasa de la especie estructurante para el conjunto de la demarcación, así como su evolución histórica cuando fue posible. A diferencia del valor calculado en el criterio 6.1- *Daños físicos en relación con las características del sustrato*, el criterio empleado ahora calcula la biomasa para el conjunto de la demarcación y no sólo para el hábitat. En el caso de las especies estructurantes, la biomasa se da en g/km^2 y se ha calculado como el valor medio de abundancia para el conjunto de lances que se realizan en la campaña de prospección pesquera con arte de arrastre de fondo MEDITS.

En las Islas Baleares (Tabla 25) las especies estructurantes que presentaron valores de evaluación actual de biomasa más elevados fueron las algas *Peyssonnelia* spp. ($76 \text{ kg}/\text{km}^2$) y *Phyllophora crispa* / *Osmundaria volubilis* ($64 \text{ kg}/\text{km}^2$) y la que presentó valores actuales



menores fue *Funiculina quadrangularis* (71 g/km²). Las biomásas de todas las especies estructurantes se mantienen estables a lo largo de la serie histórica, excepto en el caso de *F. quadrangularis* que muestra una tendencia significativamente descendente.

En el Levante de la Península Ibérica (Tabla 26) la especie estructurante que presentó el mayor valor de evaluación actual de biomasa fue *Peyssonnelia* spp. (38 g/km²) mientras que la que presentó el menor valor fue *F. quadrangularis* (9 g/km²). Las biomásas de todas las especies estructurantes se mantienen estables a lo largo de la serie histórica, excepto en el caso de *F. quadrangularis* que muestra una tendencia significativamente descendente.

Una vez más los valores de biomasa de las especies estructurantes son mucho mayores en las Islas Baleares que en el Levante de la Península Ibérica, indicando, como ya apuntamos anteriormente, a la distinta presión pesquera que soportan ambas áreas como causa de estas diferencias.

BIOMASA DE LAS ESPECIES ESTRUCTURANTES (g/km ²)				
HÁBITAT		VALOR DE EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA	PATRÓN DE EVOLUCIÓN
Fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de:	<i>Phymatolithon calcareum/Lithothamnion corallioides</i>	4968	15147	Estable
	<i>Spongites fruticulosa</i>	19593	43833	Estable
	<i>Peyssonnelia rosa-marina</i>	8761	15454	Estable
	<i>Peyssonnelia</i> spp.	76333	218760	Estable
Fondos detríticos costeros con:	<i>Laminaria rodriguezii</i>	12549	25660	Estable
	<i>Phyllophora crispa/Osmundaria volubilis</i>	64446	154651	Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos:	Con campos de <i>Leptometra phalangium</i>	6559	10634	Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con:	<i>Funiculina quadrangularis</i>	71	146	Descendente (p< 0.01, R ² = 0.92)



Tabla 25. Biomasa de las especies estructurantes de los hábitats biogénicos de fondos blandos circalitorales de las Islas Baleares (área de Mallorca y Menorca).

BIOMASA DE LAS ESPECIES ESTRUCTURANTES (g/km ²)				
HÁBITAT	VALOR DE EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA	PATRÓN DE EVOLUCIÓN	
Fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de:	<i>Peyssonnelia</i> spp.	38	188	Sólo detectado en 2006
Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos:	Con campos de <i>Leptometra phalangium</i>	30	71	Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con:	<i>Funiculina quadrangularis</i>	9	1267	Descendente (p< 0.05, R ² = 0.21)

Tabla 26. Biomasa de las especies estructurantes de los hábitats biogénicos de fondos blandos circalitorales del Levante de la Península Ibérica

Indicador 6.2.2. Índices multimétricos que evalúen el estado y funcionalidad de la comunidad bentónica, como, por ejemplo, la diversidad y riqueza de especies o la proporción de especies oportunistas y de especies sensibles

- Indicadores de Riqueza y Diversidad

Con objeto de evaluar el estado y funcionalidad de la comunidad bentónica se han utilizado dos indicadores que tratan de evaluar el estado de los hábitats en función del estado del conjunto de especies presentes en ese hábitat: Diversidad y Riqueza. Los valores de estos indicadores y su evolución temporal sólo han podido ser establecidos en los hábitats biogénicos presentes en los fondos blandos circalitorales y batiales de la demarcación Levantino-Balear.

En las Islas Baleares se observa como los hábitats biogénicos circalitorales de fondos blandos presentan valores de diversidad para la evaluación actual comprendidos entre 1.18 y 3.75 (Tabla 27). Los hábitats biogénicos con mayor valor para la evaluación actual fueron los de fondos detríticos costeros con *Phyllophora crispa* / *Osmundaria volubilis*, y los de fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de *Peyssonnelia rosa-marina* con valores de diversidad de 3.75. El hábitat biogénico con un valor más bajo de diversidad (1.18)



fue el hábitat de fondos profundos y de reborde de plataforma con campos de *Leptometra phalangium*. Sin embargo, 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 biogénicos en los que las especies estructurantes son algas, caso de los hábitats de maërl 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 28), cuyos máximos corresponden a los fondos detríticos costeros con *P. crispa* / *O. volubilis* y a fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de *Phymatolithon calcareum* / *Lithothamnion corallioides* (ambos con valores medios por encima de las 80 especies/lance), siendo además estos hábitats los que soportan la mayor riqueza de animales (68 y 65 especies /lance, respectivamente). Si sólo tenemos en cuenta la riqueza de especies de algas, los valores de evaluación actual más elevados corresponden a los fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de *Peyssonnelia* spp., seguidos por los dominados por *P. rosa-marina*, *P. calcareum* / *L. corallioides*, y los fondos detríticos costeros con *P. crispa* / *O. volubilis*, todos ellos con valores que superan de media las 18 especies/lance. En el caso del índice de diversidad de Shannon, todos los hábitats biogénicos detectados en el circalitoral se mantienen con una tendencia estable, mientras que se detecta una tendencia al alza para la riqueza específica de la fauna en los hábitats de fondos detríticos costeros con y *P. crispa* / *O. volubilis*.

DIVERSIDAD FAUNÍSTICA (ÍNDICE DE SHANNON)				
HÁBITAT		VALOR DE EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA	PATRÓN DE EVOLUCIÓN
Fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de:	<i>Phymatolithon calcareum</i> / <i>Lithothamnion corallioides</i>	3.04	3.99	Estable
	<i>Spongites fruticulosa</i>	3.36	3.94	Estable
	<i>Peyssonnelia rosa-marina</i>	3.75	3.96	Estable
	<i>Peyssonnelia</i> spp.	3.67	3.90	Estable
Fondos detríticos costeros con:	<i>Laminaria rodriguezii</i>	3.71	4.74	Estable
	<i>Phyllophora crispa</i> / <i>Osmundaria volubilis</i>	3.75	4.23	Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos:	Con campos de <i>Leptometra phalangium</i>	1.18	1.43	Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con:	<i>Funiculina quadrangularis</i>	2.89	3.34	Estable

Tabla 27. Diversidad de los hábitats biogénicos de fondos blandos circalitorales de las Islas Baleares (área de Mallorca y Menorca).



RIQUEZA ESPECÍFICA DE ANIMALES/ALGAS (nº de especies/lance)				
HÁBITAT		VALOR DE EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA	PATRÓN DE EVOLUCIÓN
Fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de:	<i>Phymatolithon calcareum</i> / <i>Lithothamnion corallioides</i>	65.07/18.68	82.50/24.57	Estable/Estable
	<i>Spongites fruticulosa</i>	62.78/15.71	74.62/23.00	Estable/Estable
	<i>Peyssonnelia rosa-marina</i>	64.04/18.83	76.50/27.33	Estable/Estable
	<i>Peyssonnelia</i> spp.	63.63/20.40	80.67/32.50	Estable/Estable
Fondos detríticos costeros con:	<i>Laminaria rodriguezii</i>	61.99/16.40	74.50/25.6	Estable/Estable
	<i>Phyllophora crispa</i> / <i>Osmundaria volubilis</i>	68.22/18.54	75.60/27.00	Ascendente (p< 0.05, R ² = 0.74)/Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos:	Con campos de <i>Leptometra phalangium</i>	46.82	55.75	Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con:	<i>Funiculina quadrangularis</i>	43.00	53.00	Estable

Tabla 28. Riqueza específica de los hábitats biogénicos de fondos blandos circalitorales de las Islas Baleares (área de Mallorca y Menorca). Los valores se dan como nº especies animales/nº especies de algas.

En el Levante de la Península Ibérica de los tres hábitats biogénicos detectados, los que presentan mayor valor de evaluación actual del índice de diversidad y riqueza específica de animales fueron los de los fondos detríticos costeros de maërl/rodolitos con dominancia de *Peyssonnelia* spp. (3.62 y 69 especies/lance, respectivamente). En los fondos profundos y de reborde de plataforma con *Funiculina quadrangularis* los valores de evaluación actual del índice de diversidad y riqueza específica de animales fueron de 3.3 y 46 especies/lance, respectivamente; mientras que en los fondos profundos y de reborde de plataforma con campos de *L. phalangium* fueron de 1.24 y 42 especies/lance.

En general los valores de diversidad y de riqueza específica para los hábitats biogénicos comunes al Levante de la Península Ibérica y a las Islas Baleares fueron similares.

DIVERSIDAD FAUNÍSTICA (ÍNDICE DE SHANNON)				
HÁBITAT		VALOR DE EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA	PATRÓN DE EVOLUCIÓN
Fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de:	<i>Peyssonnelia</i> spp.	3.62 (De 2006-10 sólo forma facies en 2006)	3.62	Sólo detectado en 2006
Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos:	Con campos de <i>Leptometra phalangium</i>	1.24 (De 2006-10 sólo forma facies en 2008)	1.78	Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con:	<i>Funiculina quadrangularis</i>	3.30	3.43	Ascendente (p< 0.01, R ² = 0.43)

Tabla 29. Diversidad de los hábitats biogénicos de fondos blandos circalitorales del Levante de la Península Ibérica.



RIQUEZA ESPECÍFICA DE ANIMALES/ALGAS (nº de especies/lance)				
HÁBITAT		VALOR DE EVALUACIÓN ACTUAL	NIVEL DE REFERENCIA	PATRÓN DE EVOLUCIÓN
Fondos detríticos costeros con maërl/rodolitos con dominancia de:	<i>Peyssonnelia</i> spp.	69/6 (De 2006-10 sólo forma facies en 2006)	69/6	Sólo detectado en 2006
Fondos profundos y de reborde de plataforma con dominancia de equinodermos:	Con campos de <i>Leptometra phalangium</i>	42 (De 2006-10 sólo forma facies en 2008)	59	Estable
Fondos profundos y de reborde de plataforma con:	<i>Funiculina quadrangularis</i>	46.25	54	Estable

Tabla 30. Riqueza específica de los hábitats biogénicos de fondos blandos circalitorales del Levante de la Península Ibérica.

- Indicadores multimétricos utilizados para la evaluación de las aguas costeras de la DMA

Como ya se ha comentado en el apartado 1.1.2, en la Demarcación Marina Levantino-Balear, en el marco de los planes hidrológicos de cuenca, se ha utilizado los índices CARLIT-BENTOS (macroalgas), POMI (Posidonia) y MEDOCC y BOPA (macroinvertebrados bentónicos) para la evaluación del estado ecológico de las aguas costeras. El documento de presiones e impactos recoge, en su punto “8. Evaluación de otras directivas” información cartográfica sobre la evaluación realizada en función de estos dos índices multimétricos.

El estado de las masas de agua en función de las macroalgas y angiospermas es mayoritariamente Bueno o Muy bueno, existiendo no obstante algunas masas con estado peor que bueno. En cuanto a los macroinvertebrados bentónicos, el estado de las masas de agua donde ha sido evaluado este elemento es en todos los casos Bueno o Muy bueno. No obstante cabe destacar que existe una proporción de masas de agua que no han sido evaluadas, tanto para macroalgas/angiospermas (esto puede ocurrir cuando en dichas masas de agua no existe una representación relevante de dichas comunidades), como para macroinvertebrados.

En el documento del Descriptor 1 (Criterio 1.6: Condición del hábitat) se detallan resultados de estos indicadores de la DMA obtenidos para el hábitat praderas de *Posidonia* (concretamente el índice POMI y valores de estructura y dinámica poblacional).

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

La investigación de los hábitats presentes en los mares españoles está en una etapa muy temprana, no habiéndose completado aún la fase descriptiva. 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, Directiva 2000/60/CE) en la zona mediolitoral e infralitoral y las campañas de arrastre de fondo que desarrolla el IEO en los fondos circalitorales y batiales (30-800 m de profundidad) sedimentarios de toda la Península Ibérica y las Islas Baleares.

2.5.1. Lagunas de información y conocimiento

Pueden identificarse como carencias:

- **Mediolitoral e infralitoral rocoso y sedimentario:** El estrato mediolitoral y el infralitoral comparten algunas importantes lagunas de conocimiento e información que en la medida de lo posible deberían de solucionarse en futuras evaluaciones.

La DMA ha supuesto en los últimos años un importante avance en el conocimiento de los hábitats y las comunidades biológicas que pueblan los fondos mediolitorales e infralitorales en la demarcación Levantino-Balear y en general en el conjunto de las costas europeas. No obstante, aunque los objetivos perseguidos por ambas directivas son relativamente similares (alcanzar un buen estado ambiental) se enfrentan a la problemática con visiones distintas; *deconstructing, structural approach Vs 'holistic, functional approach* (Borja *et al*, 2010), lo que no ha permitido en muchos casos emplear esta información en la DMEM. Una de las principales diferencias prácticas es que mientras en la DMA, la unidad de estudio son las masas de agua, en la estrategia marina lo son los hábitats (al menos en parte del Descriptor 1 y en el Descriptor 6). De esta forma, gran parte de la información procedente de la DMA no ha podido incluirse en la evaluación inicial por pertenecer a muestreos en los que el hábitat sobre el que se realizaban no estaba identificado. Además, como es lógico, la estrategia de muestreo en los trabajos de la DMA no se diseñó para cubrir los distintos hábitats presentes en la zona de estudio, sino para analizar las distintas masas de agua, lo que hace que en muchos casos existan hábitats que no han sido muestreados (al menos de una manera suficientemente amplia).

Por otro lado, existe un claro déficit de cartografiados de las comunidades biológicas, tanto en el intermareal como en el infralitoral, déficit que no ha sido paliado por la DMA ya que dicha directiva no contempla la necesidad de cartografiar los hábitats presentes en las distintas masas de agua. En la zona intermareal de la demarcación Levantino-Balear, con la excepción de las aguas de transición (estuarios y marismas, no incluidas en la DMEM) prácticamente no existen cartografiados bionómicos de las distintas comunidades biológicas intermareales. La anchura de la franja intermareal es desconocida en gran parte de las demarcaciones. Los pocos datos disponibles, son relativamente recientes y pertenecen a estudios realizados con un objetivo comercial o de gestión de un recurso marisquero (bivalvos, erizos y anémonas) y no como parte del cartografiado de una comunidad biológica concreta. En el estrato infralitoral la problemática es muy similar. En general, no existe o no se ha podido conseguir un cartografiado bionómico de los hábitats infralitorales, con la excepción de algunos



hábitats asociados a comunidades de bivalvos, y con la misma finalidad comercial o de gestión. A pesar de ello, la información es discontinua y con un enfoque hacia el cartografiado de recursos, no de hábitats. Además, en la mayor parte de las comunidades tampoco se desarrollan programas continuos de seguimiento (salvo alguna excepción), sólo estudios dispersos y muy puntuales en el tiempo.

Circalitoral y batial sedimentario: las campañas del IEO no utilizan muestreadores apropiados para la identificación y cartografiado de hábitats. La información obtenida no es la óptima, sólo una aproximación. El problema no es tanto la capturabilidad como la gran superficie muestreada que supera en muchos casos las manchas ocupadas por los hábitats. Además, su rango batimétrico no supera los 800 m por lo que las comunidades biológicas presentes en la demarcación por debajo de esta profundidad permanecen prácticamente inexploradas. Un buen ejemplo del tipo de campañas apropiadas para estos análisis serían los muestreos realizados dentro del marco de los proyectos CANAL e INDEMARES (Figura 22), en los que se aplica una metodología más adecuada para la identificación y caracterización de los hábitats. Estas campañas junto a una mayor cobertura espacial que la de las campañas de arrastre MEDITS, incorporaron el uso de otros muestreadores más específicos como son patines epi-bentónicos, dragas, trineos fotográficos, ROV y side scan sonar.

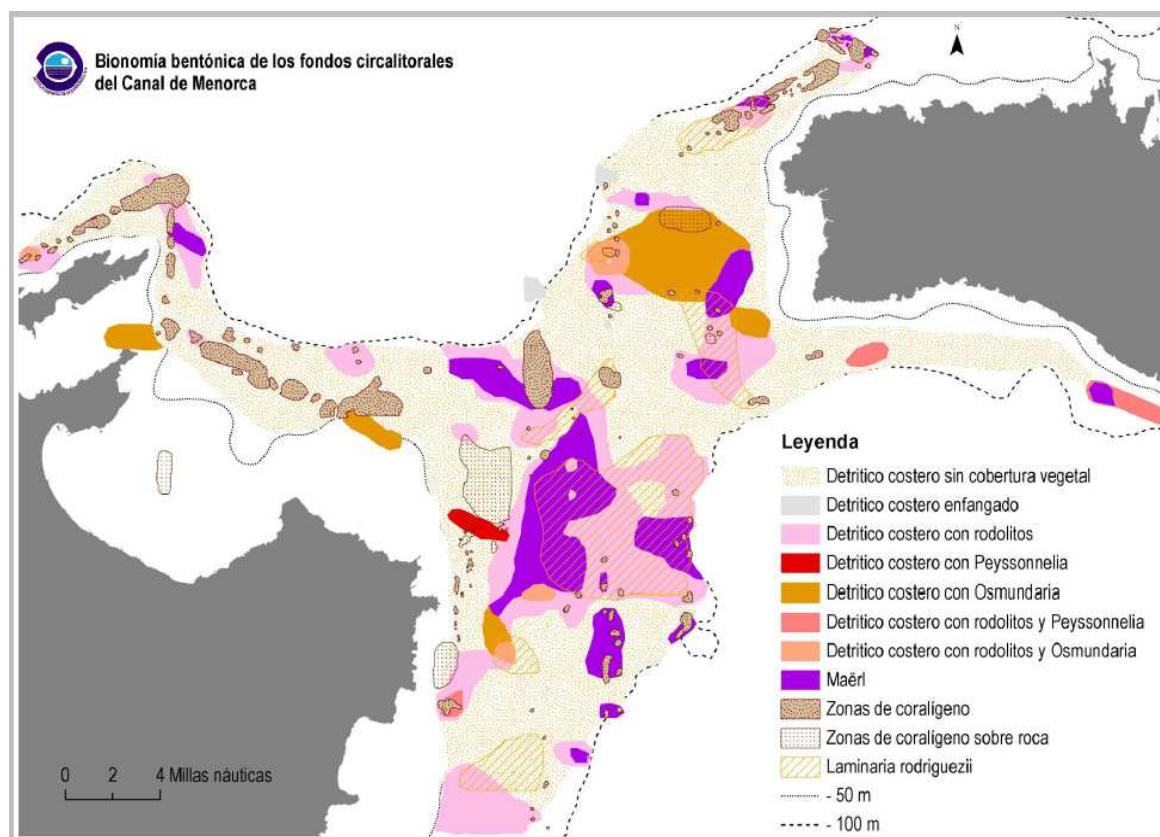


Figura 22. Bionomía bentónica de los fondos circalitorales del Canal de Menorca. Proyecto CANAL.



- **Circalitoral y batial rocoso:** Prácticamente no hay información. No se ha podido encontrar un solo estudio que cartografie comunidades del circalitoral rocoso a una escala de interés para la DMEM. Además, no existen programas continuos de seguimiento, sólo estudios dispersos y muy escasos.
- **Batial profundo y abisal:** los estudios por debajo del talud superior son muy escasos y prácticamente inexistentes en las llanuras abisales (dentro de las 200 millas de ZEE hay una gran superficie abisal)

Además:

- o No hay estudios sobre distribución de tallas de todos los taxones bentónicos
- o Pocos estudios sobre la estructura y funcionamiento de los ecosistemas bentónicos
- o Escasez de estudios sobre especies sensibles y oportunistas, es decir sobre la respuesta, positiva o negativa de las especies a las diferentes presiones e impactos
- o Es necesario desarrollar índices similares a los desarrollados para las perturbaciones antrópicas habituales en los fondos infralitorales y mediolitorales pero adaptados a las peculiaridades de las presiones e impactos más representativos en los fondos circalitorales y batiales (índices de impacto de la pesca, especialmente del arrastre).
- o Carencia de estudios sobre modelado de hábitats. Es necesario realizar un gran esfuerzo para tratar de pasar de la información puntual que existe en la actualidad a una información continua que permita, aunque sea en información obtenida a través de un modelo desarrollar los indicadores que no han sido desarrollados en esta evaluación inicial.
- o La información sobre otras presiones suministrada por el CEDEX presenta un grado de precisión demasiado bajo que debe tratar de mejorarse en futuras evaluaciones

2.5.2. Necesidades de investigación y desarrollo de programas de seguimiento

La necesidad más perentoria es el desarrollo de proyectos y estudios sobre los hábitats bentónicos, su identificación, cartografiado, sobre su funcionamiento y estructura.

También debe consensarse 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 y con la asesoría del IEO (Ley del Patrimonio



Natural- Inventario de hábitats y especies), 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, i.a. Galpasoro *et al.*, 2009; Monk *et al.*, 2010; Bryan and Metaxas, 2007; Phillips *et al.*, 2006) 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 información 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.

En cuanto a la vulnerabilidad de los hábitats el compartimento más importante es el epibentónico. Sin embargo, debe desarrollarse el estudio de otros compartimentos, (endobentónico, suprabentónico, bentopelágico) por su importancia en la estructura de los ecosistemas y por la necesidad de conocer la vulnerabilidad de los mismos, y la presencia de especies oportunistas o sensibles.

En esta línea, es necesario potenciar estudios sobre las respuestas de las especies a las presiones, para clarificar la identificación de especies oportunistas o sensibles y desarrollar índices al respecto (en la línea de lo hecho en la DMA)

Sería necesario que sistemas de seguimiento similares a los VMS de la flota industrial, fueran implementados globalmente en la flota artesanal (menos de 15 metros). Estos sistemas para esta flota ya están siendo explorados en pesquerías de especial seguimiento o de forma más general en determinadas Comunidades Autónomas ("cajas verdes" en la Comunidad Autónoma de Andalucía). Igualmente sería necesario que esta flota registrara las capturas, el arte de pesca utilizado en su captura y caladero en un formato similar al libro de pesca utilizado por la flota industrial, y adaptado al sector artesanal. El seguimiento de estas flotas es fundamental ya que además de ser muy numerosas actúan en zonas litorales o rocosas proclives a la presencia de hábitats vulnerables.

Desarrollo adicional de los criterios e indicadores

Es necesario desarrollar indicadores que permitan cuantificar el estado ecológico de una comunidad bentónica en relación a las distintas presiones específicas de los hábitats circalitorales y batiales. En este sentido destaca sobre el resto de presiones la producida por las artes de arrastre (Collie *et al.*, 1997; Kaiser *et al.*, 1998; Bergman, 2000; Allen & Clarke, 2007; Serrano *et al.*, 2011; González-Irusta *et al.*, en prensa). En este sentido se proponen algunos índices, con diferentes grados de complejidad para su utilización en futuras evaluaciones (de más sencillo a más complejo):



1. Respecto a la sensibilidad a las actividades pesqueras de fondo en los hábitats circalitorales y batiales sedimentarios, se proponen dos índices, basados en la proporción de especies sensibles y oportunistas al arrastre (catalogación obtenidas de la bibliografía, ver citas en párrafo anterior):

$$\begin{aligned} & \text{N}^{\circ} \text{ spp sensibles al arrastre} * 100 / \text{n}^{\circ} \text{ total spp} \\ & \text{N}^{\circ} \text{ spp oportunistas al arrastre} * 100 / \text{n}^{\circ} \text{ total spp} \end{aligned}$$

2. Además se propone otros dos indicadores basados en criterios de funcionalidad-vulnerabilidad, siguiendo las pautas establecidas en el grupo de trabajo (Rice *et al*, 2010).
- Porcentaje por hábitat de los siguientes grupos funcionales. Un posible listado podría incluir los siguientes grupos funcionales:

Grupo funcional	Sensibilidad / tolerancia
Crustáceos carroñeros	Oportunistas
Gasterópodos de gran tamaño	Sensibles
Erizos regulares	Sensibles
Estrellas	Oportunistas / sensibles
Equinodermos depositívoros	Oportunistas
Corales de gran porte	Sensibles
Espojas de gran porte	Sensibles
Poliquetos carnívoros	Oportunistas
Otros grupos	

- Porcentaje en biomasa de fauna sésil de gran porte (principalmente cnidarios y esponjas).
3. Por último, es necesario desarrollar índices multimétricos más complejos, siguiendo la línea de lo realizado por Juan y Demestre (2012) que permitan equiparar los índices de sensibilidad al arrastre a otros índices desarrollado para medir las presiones antropogénicas.

Rice *et al.* (2012) indica que el tipo de sustrato es el primer atributo que define la integridad del fondo marino. Así, que el fondo del mar esté compuesto por material fino o grueso, más consolidado o menos, de origen biogénico o terrígeno, influye en la estructura y funciones del ecosistema. Además, considera que la batimetría es una característica importante en todos estos tipos de sustratos, por ende, la fisiografía y la morfología del fondo marino son indicadores del estado ambiental del medio marino, ya que ambos pueden influir en las propiedades del sustrato y en las comunidades bentónicas (Tittensor *et al.*, 2009).

Por lo tanto, el conocimiento de los procesos y eventos que afectan a los atributos que definen la integridad del fondo marino desde el punto de vista geoambiental (batimetría, morfología, y sedimentología del fondo marino) y cómo aquellos condicionan su evolución



es fundamental para poder implementar herramientas que permitan modelizar su comportamiento, y así, poder hacer aproximaciones futuras que nos ayuden a tomar decisiones en la gestión del medio marino (Tabla 31).

Estos procesos y eventos que ocurren en el margen continental pueden ser de origen continental o marino, y de índole natural o antropogénico (por ejemplo, aportes fluviales, viento, oleaje, corrientes, dragados, construcciones litorales y off-shore, etc). En definitiva, es necesario observar el medio marino desde una perspectiva conceptual fuente-sumidero (*source to sink*, S2S, en terminología anglosajona).

Los aportes de sedimentos al margen continental provienen de los sistemas fluviales, cuyo estudio resulta de gran interés para la mejor comprensión de la influencia del cambio climático sobre los fondos marinos (Fernández-Salas *et al.*, 2003; Fernández-Salas *et al.*, 2008). Ya que su desarrollo está muy influido por el régimen hidrológico de la cuenca fluvial, por su fisiografía y por el dinamismo de la cuenca marina que recoge la carga sólida transportada por aquellos sistemas.

Criterio	DISCIPLINA	ATRIBUTOS	METODOLOGIA
Daños físicos del sustrato	Geografía	Situación	GIS
		Datos geográficos	GIS
	Fisiografía	Relieves predominantes	Batimetría/GIS
	Geomorfología	Rasgos morfogenéticos	Sísmica MAR SBL
	Sedimentología	Indices y parámetros, texturas, etc.	Master sizer Sedigraph Lupa binocular Imagen satélite Trampas sed.
	Geoquímica	Componentes	Servicio externo
	Riesgos	Presiones antrópicas Presiones geológicas Presiones climáticas	Batimetría Sísmica Muestreo Sedimen. Geotécnia

Tabla 31. Metodologías y disciplinas para el desarrollo futuro de geoindicadores del D6

Diversos estudios científicos desarrollados por equipos del IEO (p.e. el Grupo de Geociencias Marinas del laboratorio de Málaga) han puesto de manifiesto la necesidad de disponer de un mejor conocimiento de los procesos de transporte sedimentario de pequeña escala temporal -y su variabilidad a dicha escala- así como cuantificar, con el mayor detalle posible, el volumen total de la carga sólida transportada que pasa a formar parte del depósito submarino. Estos datos son muy necesarios para mejorar los modelos matemáticos y las simulaciones numéricas que permitan hacer una prospectiva evolutiva de la integridad del fondo marino.

a) Cartografías bionómicas

Las cartografías bionómicas de las comunidades bentónicas son la fuente de información básica es decir representan una parte fundamental para la evaluación del descriptor 6 de las Estrategias Marinas. Como se ha mostrado en los apartados correspondientes, la



información bionómica disponible de los hábitat bentónicos costeros hasta 30-40 m es muy abundante y esto se debe a:

- a) es una información altamente demandada por las diferentes administraciones para la planificación espacial de la actividad humana y la conservación de la biodiversidad,
- b) es el ámbito de aplicación de las Directivas Comunitarias anteriores relacionadas con la conservación de la biodiversidad marina (Directiva de Hábitat y Directiva Marco del Agua) y
- c) es la franja batimétrica de más fácil acceso para todas las técnicas de cartografía bionómica (acústica, video y buceo).

Compilar y unificar toda esta información cartográfica para dar respuesta a las demandas de la DMEM en esta primera evaluación ha sido una tarea ardua y de la que tan solo ha sido posible una primera aproximación. En síntesis, existe una gran heterogeneidad en la cantidad y calidad de la información bionómica entre regiones de la demarcación, hay regiones todavía sin cartografía bionómica (al menos completa) y en algunas regiones hay incluso duplicidad de información bionómica creada por diferentes administraciones y con criterios diferentes. La precisión cartográfica es también desigual entre hábitats y la distribución de las comunidades en la zona costera hasta 30-40 metros se encuentra normalmente mejor definida que las que se encuentran a mayor profundidad (30-100 m: comunidades de *maërl*, fondos blandos y roca profunda). Unos pocos hábitat infralitorales y circalitorales, como las praderas marinas o las comunidades de roca asociadas a la línea de costa, han recibido una atención desproporcionadamente mayor que el resto (fondos blandos, comunidades de afloramientos rocosos de plataforma y el *maërl*), y aún así el conocimiento de los primeros sigue siendo incompleto y sujeto a numerosas imprecisiones que han limitado considerablemente alcanzar una evaluación basada en descriptores de distribución y extensión. Por tanto, la información disponible ha sido útil para realizar un primer análisis general de la situación actual, pero no es adecuada ni suficiente para evaluar cuantitativamente el estado actual de la distribución y extensión de los hábitat con rigor y precisión y definir su estado actual.

A partir de los 30-40 metros de profundidad, la información disponible es mucho menor y ello implica que las zonas profundas requerirán especial atención en los próximos años. En estas zonas más profundas, la mayor parte de la información a nivel de hábitat se ha obtenido mediante métodos acústicos, fundamentalmente mediante sónar multihaz. Estas técnicas identifican básicamente lo que llaman “calidad de fondo”, es decir, diferencia entre tipos de sustrato geológico, pero no sirve para diferenciar tipos biológicos y por tanto no es adecuada para la identificación y cartografiado de hábitat. Estas profundidades limitan el muestreo de las comunidades mediante buceo, por lo que es necesario complementar las técnicas anteriores con otras que permitan la observación/caracterización del hábitat y su comunidad asociada (vídeo, ROV y toma de muestras mediante dragas). La combinación de estas técnicas directas e indirectas puede emplearse para calibrar las relaciones entre los tipos de comunidades bentónicas y las características del tipo de fondo para la obtención de “modelos de hábitat”, aproximación que ha mostrado ser útil y adecuada para este tipo de hábitat profundos y que en Europa se lleva trabajando desde hace ya un tiempo (p.e. proyecto EuSeaMap). En este sentido sería necesario coordinar los trabajos de caracterización de fondos que lleva a cabo el Estado Español (p.e. proyecto SPACE de la



Secretaría General del Mar) con los programas de toma de muestras de estos hábitat profundos, como los que se realizan cada año por el IEO (campañas de prospección pesquera con artes de arrastre, IEO-MEDITS) y que precisamente han sido empleados en esta evaluación para responder a varios de los descriptores. Aún así, estos trabajos siguen siendo insuficientes en su forma actual para dar respuesta a las cuestiones planteadas y deberán ser revisados y completados para cubrir nuevos ámbitos y objetivos.

A pesar de este desconocimiento de los tipos de hábitat profundos, su distribución y extensión, las presiones antrópicas han sido deliberadamente desviadas hacia las zonas más profundas en estas últimas décadas. En la demarcación Levantino-Balear, los impactos de la pesca de arrastre, los emisarios de aguas residuales urbanas, los vertidos de las plantas desalinizadoras y las granjas de acuicultura tienden a ser desplazados hacia mayores profundidades para evitar el impacto sobre las praderas de *P. oceanica* y los hábitat costeros a raíz de la inclusión de este hábitat en el Anexo I de la Directiva de Hábitat a principios de los 90 del pasado siglo; así, la presión sobre estos hábitat profundos no solo no ha disminuido en la medida que lo han hecho en la zona costera, sino que ha aumentado considerablemente. Comunidades vulnerables de hábitat profundos, claves para el mantenimiento de la biodiversidad en la demarcación Levantino-Balear, como el maërl y el coralígeno (y otras comunidades de roca circalitoral) se encuentran actualmente mucho más amenazados por las presiones antes mencionadas. Por tanto es urgente primero localizar y caracterizar estas comunidades para completar su evaluación inicial y determinar su BEA y objetivos ambientales para conseguirlo.

De lo anterior se desprende la necesidad de crear un grupo de expertos en clasificación y caracterización de hábitat que cubra los siguientes aspectos: 1) catálogo nacional de hábitats marinos (ya existente), 2) catalogación y análisis de la información cartográfica existente y 3) elaboración de un proyecto SIG de hábitat marino. Esto permitiría una mayor homogenización de la información disponible, generada desde muy diversos criterios técnicos y objetivos, su mayor acceso por los diferentes usuarios finales, poner en evidencia las necesidades para completar la información cartográfica y evitar duplicidades (y, por tanto, gastos innecesarios). En efecto, este grupo de trabajo debe identificar las zonas de la demarcación cuya bionomía necesita ser mejorada, completada o repetida, o aquellas comunidades/facies y asociaciones que han sido incluidas (“absorbidas”) por tipos de hábitat más amplios, pero que por diversas razones requieren especial atención para su mejor definición, así como para determinar su distribución y extensión actual, como las comunidades de fondos blandos infralitorales y circalitorales.

b) Presiones antrópicas

Uno de los retos científicos más importantes en los próximos años para poder establecer el Buen Estado Ambiental (BEA) de los hábitats y ecotipos, y la cantidad de desviación admisible inducida por una presión antrópica, será determinar las relaciones entre la sensibilidad de los hábitats y las presiones acumuladas que actúan sobre ellos. Para la Estrategia Marina el BEA de determinado ecotipo/hábitat es un conjunto de características biológicas y ecológicas que están *en consonancia con las condiciones fisiográficas, geográficas y climáticas*, admitiendo dentro de esta categoría 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. Ello implica dos



cuestiones complejas: 1) necesitamos conocer los umbrales de respuesta/tolerancia de cada especie/hábitat a cada presión-impacto y 2) hay que establecer que se entiende por “pérdida significativa” en cada caso. Este tipo de aspectos más funcionales es precisamente uno de los que adolece de un mayor déficit de conocimiento científico; gracias a los grupos de investigación que trabajan actualmente en biología y ecología marina en España cierto avance del conocimiento científico de unos pocos hábitat y comunidades marinas (particularmente los costeros), pero como ya se ha insistido antes, es lo que hace que en esta y otras demarcaciones, la definición de BEA y otras cuestiones básicas no solo sea un concepto difícil de establecer sino que llega a ser incluso algo abstracto y subjetivo.

La información sobre presiones e impactos en la demarcación levantino-balear es también abundante, pero como en el caso de los hábitat, fragmentada y generada con criterios y objetivos diferentes. Junto con el punto anterior y la disponibilidad de cartografías bionómicas más precisas, la localización y caracterización de los impactos es un aspecto clave a tener en cuenta en esta evaluación ya que tanto la evaluación del estado actual de los hábitat, el BEA y los objetivos ambientales se basan en buena medida en una aproximación basada en presiones. Existe trabajo ya realizado a nivel de la Directiva Marco de Agua sobre las presiones relacionadas con la calidad del agua y dentro de las masas de agua hasta 1 milla de la costa. La DMEM requiere un análisis a mayor escala espacial y considerando todos los tipos de impacto, no solo los relativos a la calidad del agua. En esta evaluación se ha realizado una primera aproximación al análisis de impactos en la demarcación levantino-balear y su interacción con los hábitat, pero es necesario hacer un análisis más preciso que de una idea más objetiva de la situación actual. Este nuevo análisis debe integrar la información ya generada en otras directivas y programas, así como estudios de impacto ambiental, y tratar de cuantificar otras presiones sobre las que no existe información, como las relacionadas con la actividad pesquera en las zonas más costeras (los datos de VMS solo se refieren a embarcaciones de gran eslora que faenan alejadas de la zona costera) o, a escala mucho más local, el fondeo no regulado. Un ejercicio práctico. Un catálogo oficial de impactos y presiones, que pudiera ser actualizado “on line” por las diferentes administraciones responsables de la concesión de los permisos administrativos y ambientales, sería una herramienta útil para la gestión y también para determinar su interacción con los hábitat (cartografías bionómicas).

C) Programas de seguimiento

Los programas de seguimiento dirigidos a determinar el estado y evolución de los hábitat marinos bentónicos, bien desde el punto de vista de la conservación de la biodiversidad como de la gestión de recursos, son una pieza clave y fundamental para la evaluación del estado inicial del descriptor, estado de los indicadores (criterios 1.4, 1.5 y 1.6), definición de niveles de referencia y tendencias del hábitat hacia dichos niveles (y, por tanto, para evaluar el cumplimiento de objetivos ambientales).

No obstante, como ya se ha comentado a lo largo del documento (p.e. apartado 1.2), estos programas de seguimiento sistemáticos a largo plazo son muy escasos a nivel de hábitat de la demarcación Levantino-Balear e insuficientes para alcanzar una evaluación global, incluso en los muy escasos hábitat en los que se invierten mayores esfuerzos como *Posidonia oceanica*. El problema principal es la disparidad de criterios y objetivos de los programas,



algunos comparten métodos pero no sus diseños de muestreo, etc. Se comenta brevemente a continuación la situación al respecto en los diferentes tipos de hábitat en la zona costera:

Roca medio, infralitoral y circalitoral: la DMA incluye entre sus indicadores de calidad del agua las comunidades de macroalgas de roca en el infralitoral superior y en las reservas marinas existe cierto trabajo de seguimiento de comunidades de coralígeno con poblaciones de gorgonias por su vulnerabilidad, no solo al deterioro de la calidad del agua sino también a los efectos del calentamiento global. Estos últimos se realizan en el marco de proyectos de investigación y no por cumplimiento de convenios o directivas específicas. No existen seguimientos específicos, sistemáticos y continuados de otros elementos vulnerables y amenazados de este hábitat como, por ejemplo, las plataformas mediolitorales de *Dendropoma paetrum* o *Lithophyllum byssoides* o las comunidades infra y circalitorales de *Cystoseira* spp, entre otras. Apenas se tienen datos de comunidades de roca circalitoral no asociada a la línea de costa, es decir, las presentes en afloramientos rocosos de plataforma.

Fondos blandos infra y circalitorales: La DMA incluye indicadores basados en invertebrados bentónicos de fondos blandos infralitorales, aunque no está clara la definición del tipo de comunidad de fondos blandos sobre la que se actúa y se refiere a las masas de agua definidas por esta directiva. En algunas CCAAs se realizan seguimientos del impacto de vertidos (aguas residuales urbanas, desalinizadoras, etc.) pero solo algunos datos de alguna región han estado disponibles en esta evaluación inicial. No obstante, estos últimos están diseñados para determinar el alcance de los impactos no para hacer una evaluación global de los fondos blandos de la CCAA. Los muestreos anuales que realiza el IEO mediante campañas de arrastre aportan series temporales de la composición, estado y distribución de los hábitat bentónicos de fondos blandos circalitorales profundos, pero el diseño de este programa debería revisarse y adaptarse a las necesidades de la DMEM. Para mejorar y optimizar los diseños de estos programas es fundamental una mejor definición de comunidades de fondos blandos y cierto conocimiento previo de su distribución espacial el cual ya se puede obtener parcialmente mediante una revisión exhaustiva de trabajos ya realizados por distintas administraciones. Las comunidades de fondos blandos infra y circalitorales son las que ocupan la mayor extensión de superficie de plataforma de la demarcación levantino-balear (67% de los fondos entre 0 y 50 m de la demarcación levantino-balear; apartado 2.5.2.3.1.1) y por tanto requiere un trabajo especial de optimización y coordinación de muestreos para cubrir la mayor extensión del hábitat y que sea viable logística y económicamente.

Praderas de angiospermas marinas: existen redes de seguimiento de *P. oceanica* en todas las CCAAs, aunque en las más recientes la serie temporal es todavía insuficiente para determinar las tendencias actuales del hábitat. Como ya se explicó en los apartados correspondientes, estas redes tienen diferente origen y objetivos y sus series temporales cubren áreas y periodos diferentes (y en buena medida complementarios): a) las redes de seguimiento inscritas en la Red Nacional POSIMED (www.posimed.org), la mayoría financiadas por el interés de conocer el estado y evolución de este hábitat desde el punto de vista pesquero (Cataluña, Baleares y Murcia), aunque también por Directiva de Hábitat (Comunidad Valenciana y Andalucía), b) seguimiento de *P. oceanica* de la DMA, diseñado para detectar la influencia de presiones antrópicas en la calidad de las aguas costeras, c) seguimiento de *P. oceanica* en algunas áreas marinas protegidas (p.e. Islas Medas, Cabo de



San Antonio y Sierra Gelada y Cabo de Palos-Islas Hormigas) y d) proyectos de investigación. La coordinación de estos programas de seguimiento para dar respuesta a las demandas de la DMEM permitiría consolidar una de las mayores redes de seguimiento a largo plazo de un hábitat marino del estado español (teniendo en cuenta también las praderas de la demarcación de Alborán). No existen seguimientos sistemáticos de las praderas de las otras especies de angiospermas marinas.



3. DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL

En la mayor parte de los hábitats no se dispone en la actualidad de información adecuada sobre su extensión y/o estado. 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, de acuerdo con el enfoque ecosistémico. Por tanto, el BEA no es asimilable al nivel de referencia, sino que debe tener en consideración otros factores. Esto se puede concretar en las siguientes condiciones:

- El área de distribución de los hábitats biogénicos y/o hábitats protegidos mantienen tendencias positivas o estables de manera que se asegura su conservación (indicador 6.1.1)
- Los efectos adversos derivados de las actividades humanas no alcanzan una extensión espacial y/o intensidad que comprometa el mantenimiento de los hábitats bentónicos
- El estado de las comunidades bentónicas, evaluado en términos de biomasa de la especie estructurante, riqueza / diversidad, u otros indicadores relacionados, se mantiene dentro de valores que garanticen su perdurabilidad y funcionamiento, y el mantenimiento de las especies características y especies clave asociadas (criterio 6.2)



Referencias

- Alcoverro T, Romero J, Duarte CM, López NI (1997). Spatial and temporal variations in nutrient limitation of seagrass *Posidonia oceanica* growth in the NW Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 146, 1, 155–161
- Alcoverro T, Manzanera M, Romero J (1998). Seasonal and age-dependent variability of *Posidonia oceanica* (L.) Delile photosynthetic parameters. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 230, 1-13
- Alcoverro T, Manzanera M, Romero J (2000). Nutrient mass balance of the seagrass *Posidonia oceanica*: the importance of nutrient retranslocation. *Marine Ecology Progress Series*, 194, 13-21
- Alcoverro T, Manzanera M, Romero J (2001a). Annual metabolic carbon balance of the seagrass *Posidonia oceanica*: the importance of carbohydrate reserves. *Marine Ecology Progress Series*, 211, 105-116
- Alcoverro T, Manzanera M, Romero J (2001b). The photosynthetic capacity of the seagrass *Posidonia oceanica*: influence of nitrogen and light. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 261, 107-120
- Allen, J.L. y Clarke, K.R. (2007). Effects of demersal trawling on ecosystem functioning in the NorthSea: a modelling study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 336: 63-75
- Arnaud-Haond S, Duarte CM, Diaz-Almela E, Marbà N, Sintès T, et al. (2012). Implications of Extreme Life Span in Clonal Organisms: Millenary Clones in Meadows of the Threatened Seagrass *Posidonia oceanica*. *PLoS ONE* 7(2): e30454. doi:10.1371/journal.pone.0030454
- Augier H, Calvert H, Wollaston E, Santimone M (1982). A comparison of the C, H, N, protein and amino acid composition of *Posidonia australis* Hook. f. with that of *Posidonia oceanica* (L.) delile and several other marine phanerogams. *Aquatic Botany*, 12, 69-80
- Ballesteros E, Torras X, Pinedo S, García M, Mangialajo L, Torres M (2007). A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55:172–180
- Ballesteros E, A Curcó, A Ferré, J Font, J Gesti, L Vilar (2008). Manual dels hàbitat de Catalunya. Vol. II, 1-Ambients litorals i salins. Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya, 155 pp.
- Bergman MJN, van Santbrink JW (2000). Mortality in megafaunal benthic populations caused by trawl fisheries on the Dutch continental shelf in the North sea in 1994. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 1321-1331
- Bonhome P, D Bonhome, CF Boudouresque, G Cadiou, E Chabronnel, S Ruitton (2010). Monitoring of the lower limit of *Posidonia oceanica* meadows at Port-Cros Island, Provence, Mediterranean Sea. *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park, France*, 24: 87-103.



- Bordehore C, Ramos-Esplá AA, Riosmena-Rodríguez R (2003). Comparative study of two maerl beds with different otter trawling history, southeast Iberian Peninsula. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13, S1, S43--S54
- Borja A, Elliott M, Carstensen J, Heiskanen AS, van de Bund W (2010). Marine management – Towards an integrated implementation of the European Marine Strategy Framework and the Water Framework Directives. *Marine Pollution Bulletin*, 60, 2175–2186
- Boudouresque CF, Bernard G, Bonhomme P (2006). *Prèservation et conservation des herbiers à Posidonia oceanica*. Ramoge pub.
- Boudouresque CF, Bernard G, Pergent G, Shili, A and Verlaque M (2009). Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: a critical review. *Botanica Marina*, 52, 5, 395--418
- Bryan, T.L. y Metaxas, A. (2007). Predicting suitable habitat for deep-water gorgonian corals on the Atlantic and Pacific Continental Margins of North America. *Marine Ecology Progress Series*, 330, 113-126.
- Buhl-Mortensen, L., Vanreusel, A., Gooday, A.J., Levin, L.A., Priede, I.G., Buhl-Mortensen, P., Gheerardyn, H., King, N.J. y Raes, M. (2010). Biological structures as a source of habitat heterogeneity and biodiversity on the deep ocean margins. *Marine Ecology*, 31, 21–50
- 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
- Casazza G, Mazzella L (2002). Photosynthetic pigment composition of marine angiosperms: Preliminary characterization of Mediterranean seagrasses. *Bulletin of Marine Science*, 71, 3, 1171--1181
- Collie, J.S., Escanero, G.A. y Valentine, P.C. (1997). Effects of bottom fishing on the benthic megafauna of Georges Bank. *Marine Ecology Progress Series*, 155: 159-172
- Cooper LW, DeNiro MJ (1989). Stable carbon isotope variability in the seagrass *Posidonia oceanica*: Evidence for light intensity effects. *Marine Ecology Progress Series*, 50, 3, 225—229
- Cruzado A (1985). Chemistry of Mediterranean water. In: Margalef R (ed) *The western Mediterranean*. Pergamon Press, London, p 126–146
- Connor DW, Allen JH, Golding N, Howell KL, Lieberknecht LM, Northen KO, Reker JB (2004). *Marine Habitat Classification for Britain and Ireland*. Version 04.05.JNCC. Peterborough
- Dalla Via J, Sturmbauer C, Schonweger G, Sotz E, Mathekowitsch S, Stifter MM, Rieger R (1998). Light gradients and meadow structure in *Posidonia oceanica*: ecomorphological and functional correlates. *Marine Ecology Progress Series*, 163, 267--278
- Dauvin JC (2007). Paradox of estuarine quality: benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Marine Pollution Bulletin*, 55, 271—281



- Dauvin JC, Ruellet T (2007). Polychaete/amphipod ratio revisited. *Marine Pollution Bulletin* 55, 215-224.
- Davies C, Moss D, Hill MO (2004). *EUNIS Habitat Classification Revised 2004*. Report to: European Environment Agency, European Topic Centre On Nature Protection And Biodiversity, 310 p
- Dennison WC, Orth RJ, Moore KA, Stevenson JC, Carter V, Kollar S, Bergstrom PW, Batiuk RA (1993). Assessing water quality with submersed aquatic vegetation. *BioScience*, 43, 2, 86—94
- Delgado O, Ruiz, JM, Pérez M, Romero J, Ballesteros E (1999). Effects of fish farming on seagrass (*Posidonia oceanica*) in a Mediterranean bay: seagrass decline after organic loading cessation. *Oceanologica Acta*, 22, 1, 109—117
- Dennison WC (2009). Global trajectories of seagrasses, the biological sentinels of coastal ecosystems. En: CM Duarte (ED) *Global loss of coastal habitats. Rates, causes and consequences*. Fundación BBVA, Spain, 89-105.
- Díaz E, Marbà N (2009). 1120 *Posidonion oceanicae*. Praderas de *Posidonia oceanica*. In: VV.AA., *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid, 125 pp.
- Díaz-Almela E, N. Marbà, E. Álvarez, E. Balestri, J.M. Ruiz, C.M. Duarte (2005). Patterns of seagrass (*Posidonia oceanica*) flowering in the Western Mediterranean. *Marine Biology* DOI 10.1007/s00227-005-0127-x
- Díaz-Almela E, Arnaud-Haond S, Vliet MS, Alvarez E, Marba N, Duarte CM, Serrao EA (2007). Feed-backs between genetic structure and perturbation-driven decline in seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows. *Conservation Genetics*, 8, 6, 1377—1391
- Díaz-Almela E., N. Marbà, C.M. Duarte (2007). Consequences of Mediterranean warming events in seagrass (*Posidonia oceanica*) flowering records. *Global Change Biology* 13: 224-235
- Díaz-Almela E, N. Marbà (2009). *Posidonion oceanicae*. Praderas de *Posidonia oceanica*. En: VVAA, *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, 129 p
- Duarte CM (1990). Seagrass nutrient content. *Marine Ecology Progress Series*, 6, 2, 201—207
- Duarte CM (1991). Allometric Scaling of Seagrass Form and Productivity. *Marine Ecology-Progress Series* 77: 289-300
- Duarte CM (1992). Nutrient concentration of aquatic plants: patterns across species. *Limnology and Oceanography*, 37, 4, 882--889
- Duarte CM (1995). Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia*, 41, 1, 87—112



- Duarte CM (2008). El jardín del Edén amenazado: ecología y biología de la conservación. *Fronteras del conocimiento*, 225--238, Fundación BBVA
- Duarte CM, Marbà N, Agawin NSR, Cebrián J, Enríquez S, Fortes MD, Gallegos ME, Merino M, Olesen B, Sand-Jensen K, Url JS, Vermaat JE (1994). Reconstruction of Seagrass Dynamics: Age Determinations and Associated Tools for the Seagrass Ecologist. *Marine Ecology Progress Series* 107: 195-209
- Enríquez S, Agustí S, Duarte CM (1992). Light absorption by seagrass (*Posidonia oceanica* (L.) Delile) leaves. *Marine Ecology Progress Series*, 86, 201-204
- Enríquez S, Agustí S, Duarte CM (1994). Light absorption by marine macrophytes. *Oecologia*, 98, 2, 121—129
- Enríquez S, Marba N, Cebrian J, Duarte CM (2004). Annual variation in leaf photosynthesis and leaf nutrient content of four Mediterranean seagrasses. *Botanica Marina*, 47, 4, 295—306
- Estrada E, Vives FI, Alcaraz M (1989). Vida y producción en el mar abierto. En: *El Mediterráneo Occidental*. R. Margalef, (Dir.). 150-199. Ed. Omega. Barcelona
- Fernández-Salas, L.M., Lobo, F.J., Hernández-Molina, F.J., Somoza, L., Rodero, J., Díaz del Río, V., Maldonado, A. (2003). High-resolution architecture of late Holocene highstand prodeltaic deposits from southern Spain: the imprint of high-frequency climatic and relative sea-level changes. *Continental Shelf Research*, 23: 1037-1054.
- Fernández-Salas, L.M., Lobo, F.J., Hernández-Molina, F.J., Díaz del Río, V., Somoza, L. (2008). Modelo estratigráfico secuencial de muy alta resolución de los depósitos del alto nivel del mar del Holoceno Superior en el sur de la Península Ibérica. *GeoTemas*, 10: 523-526
- Fernández-Torquemada Y, Sánchez-Lizaso JL, González-Correa JM (2005). Preliminary results of the monitoring of the brine discharge produced by the SWRO desalination plant of Alicante (SE Spain). *Desalination* 182, 395-402
- Fernández-Torquemada Y, Díaz-Valdés M, Colilla F, Luna B, Sánchez-Lizaso JL, Ramos-Esplá AA (2008). Descriptors from *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows in coastal waters of Valencia, Spain, in the context of the EU Water Framework Directive. *ICES Journal of Marine Science* 65, 8, 1492—1497
- Fernández-Torquemada Y, González-Correa JM, Loya A, Ferrero LM, Díaz-Valdés M, Sánchez-Lizaso JL (2009). Dispersion of brine discharge from seawater reverse osmosis desalination plants. *Desalination and Water Treatment*, 5, 1-3, 137--145
- Ferrat L, Romeo M, Gnassia-Barelli M, Pergent-Martini C (2002a). Effects of mercury on antioxidant mechanisms in the marine phanerogam *Posidonia oceanica*. *Diseases of aquatic organisms*, 50, 2, p 157
- Ferrat L, Bingert A, Roméo M, Gnassia-Barelli M, Pergent-Martini C (2002b). Mercury uptake and enzymatic response of *Posidonia oceanica* after an experimental exposure to organic and inorganic forms. *Environmental toxicology and chemistry*, 21, 11, 2365—2371



- Gacia 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, 4, 579--590
- González-Correa JM, Bayle JT, Sánchez-Lizaso JL, Valle C, Sánchez-Jerez P, Ruiz JM (2005). Recovery of deep *Posidonia oceanica* meadows degraded by trawling. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 320, 1, 65--76
- González-Correa JM, Bayle JT, Sánchez-Jerez P, Valle C (2007). *Posidonia oceanica* meadows are not declining globally. Analysis of population dynamics in marine protected areas of the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 336, 111--119
- González-Correa JM, Fernández-Torquemada Y, Sánchez-Lizaso JL (2008). Long-term effect of beach replenishment on natural recovery of shallow *Posidonia oceanica* meadows. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76, 4, 834--844
- González-Correa JM, Fernández-Torquemada Y, Sánchez-Lizaso JL (2009). Short-term effect of beach replenishment on a shallow *Posidonia oceanica* meadow. *Marine environmental research*, 68, 3, 143--150
- González-Irusta, J.M., Punzón, A., Serrano, A. (en prensa) Environmental and fisheries effects on *Gracilechinus acutus* (Echinodermata: Echinoidea) distribution. Is it a suitable bioindicator of trawling disturbance? *ICES Journal of Marine Science* (en prensa).
- Goñi R., Latrouite D. 2005. Review of the biology, ecology and fisheries of *Palinurus* spp. Species of European waters: *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) and *Palinurus mauritanicus* (Gruvel, 1911). *Cahiers de Biologie Marine* 46(2): 127--142.
- Guijarro B., Massutí E. 2006. Selectivity of diamond- and square-mesh codends in the deepwater crustacean trawl fishery off the Balearic Islands (western Mediterranean). *ICES Journal of Marine Science* 63: 52-67.
- Giraud G (1977). Essai de classement des herbiers de *Posidonia oceanica* (Linn{\e}) Delile. *Botanica marina*, 20, 8, 487--492
- Grabowski JH (2004). Habitat complexity disrupts predator-prey interactions but not the trophic cascade on oyster reefs. *Ecology*, 85, 4, 995--1004
- Juan S de, Demestre M (2012). A Trawl Disturbance Indicator to quantify large scale fishing impact on benthic ecosystems. *Ecological Indicators*, 18, 183-190
- Hamoutene D, Roméo M, Gnassia M, Lafaurie M (1996). Cadmium effects on oxidative metabolism in a marine seagrass: *Posidonia oceanic*. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 56, 2, 327--334
- Infantes E, Terrados J, Orfila A, Cañellas B, Álvarez-Ellacuría A (2009). Wave energy and the upper depth limit distribution of *Posidonia oceanica*. *Botanica Marina*, 52, 5, 419--427
- Invers O, Romero J, Pérez M (1997). Effects of pH on seagrass photosynthesis: a laboratory and field assessment. *Aquatic Botany*, 59, 3, 185--194



- Invers O, Pérez M, Romero J (2002). Seasonal nitrogen speciation in temperate seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 273, 2, 219–240
- Invers O, Kraemer GP, Pérez M, Romero J (2004). Effects of nitrogen addition on nitrogen metabolism and carbon reserves in the temperate seagrass *Posidonia oceanica*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 303, 1, 97–114
- Kaiser, M.J., Edwards, D.B., Armstrong, P.J., Radford, K., Lough, N.E.L., Flatt, R.P. y Jones, H.D. (1998). Changes in megafaunal benthic communities in different habitats after trawling disturbance. *ICES Journal of Marine Science*, 55: 353-361
- Leriche A, Boudouresque CF, Monestiez P, Pasqualini V (2011). An improved method to monitor the health of seagrass meadows based on kriging. *Aquatic Botany*, 95, 1, 51-54
- López y Royo C, Casazza G, Pergent-Martini C, Pergent G (2010). A biotic index using the seagrass *Posidonia oceanica* (BiPo), to evaluate ecological status of coastal waters. *Ecological Indicators*, 10, 2, 380–389
- Lopez y Royo C, Pergent G, Alcoverro T, Buia MC, Casazza G, Martínez-Crego B, Pérez M, Silvestre F, Romero J. The seagrass *Posidonia oceanica* as indicator of coastal water quality: Experimental intercalibration of classification systems. *Ecological Indicators*, 11, 2, 557–563
- López y Royo C, Silvestri C, Pergent G, Casazza G (2009). Assessing human-induced pressures on coastal areas with publicly available data. *Journal of Environmental Management*, 90, 3, 1494–1501
- Luque AA, Templado J (2004). *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla
- Manzanera M, Cardell MJ (2002). Cartografía de *Posidonia oceanica* davant les costes de Mataró. Ajuntament de Mataró
- Manzanera M, Cardell MJ, Romero, J (2002). Cartografía de la pradería de *Posidonia oceanica* del tram de costa corresponent al terme municipal de Mataró, entre la riera d'Argentona i la riera de Llavaneres. Ajuntament de Mataró
- Marbà N (2009). Loss of seagrass meadows from the Spanish coast: Results of the Praderas project. Global loss of Coastal Habitats. Rates, Causes and Consequences. CM Duarte. Bilbao, CSIC BBVA, 59, 88 p
- Marbà N, Duarte CM (2010). Mediterranean warming triggers seagrass (*Posidonia oceanica*) shoot mortality. *Global Change Biology*, 16, 8, 2366–2375
- Marbà N, Duarte CM, Díaz-Almela E, Terrados J, Álvarez E, Martínez R, Santiago R, Gacia E, Grau AM (2005). Direct Evidence of Imbalanced Seagrass (*Posidonia oceanica*) Shoot Population Dynamics in the Spanish Mediterranean. *Estuaries* 28: 53-62.
- Marbà N, Santiago R, Díaz-Almela E, Álvarez E, Duarte CM (2006). Seagrass (*Posidonia oceanica*) Vertical Growth as an Early Indicator of Fish Farm-Derived Stress. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67: 475-483



- Marín-Guirao L, Sandoval-Gil JM, Ruíz JM, Sánchez-Lizaso JL (2011). Photosynthesis, growth and survival of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* in response to simulated salinity increases in a laboratory mesocosm system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 92, 2, 286—296
- Martín MA, JL Sánchez Lizaso, AA Ramos Esplá (1997). Cuantificación del impacto de las artes de arrastre sobre la pradera de *Posidonia oceanica* (L) Delile. *Publ. Esp. Inst. Esp. Oceanog.* 23: 243-253
- Marhuenda M, M Sánchez Poveda, J Martín et al. (2000). Cartografía y caracterización de las praderas de *Posidonia oceanica* protegidas mediante arrecifes artificiales en la Región de Murcia. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente, Servicio de Pesca y Acuicultura, Murcia, 96 pp
- Mas J, Franco I, Barcala E (1993). Primera aproximación a la cartografía de las praderas de *Posidonia oceanica* en las costas mediterráneas españolas. Factores de alteración y de regresión. Legislación. *Publicaciones Especiales. Instituto Español de Oceanografía*, 11, 111-122
- Mateo MA (2002). El ritmo de la pradería. *L'Atzavara*, 10, 63-70
- Mayot N, Boudouresque CF, Leriche A (2005). Unexpected response of the seagrass *Posidonia oceanica* to a warm-water episode in the North Western Mediterranean Sea. *Comptes Rendus Biologies*, 328, 3, 291—296
- Milazzo M, F Badalamenti, G. Ceccherelli, R. Chemello (2004). Boat anchoring on *Posidonia oceanica* beds in a marine protected area (Italy, eastern Mediterranean); effect of anchor types in different anchor stages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 299: 51-62
- Monk J, Ierodiaconou D, Versace VL, Bellgrove A, Harvey E, Rattray A, Laurenson L, Quinn GP (2010). Habitat suitability for marine fishes using presence-only modelling and multibeam sonar. *Marine Ecology Progress Series*, 420, 157-174
- Mortensen PB, Buhl-Mortensen L, Gebruk AV, Krylova EM (2008). Occurrence of deep-water corals on the Mid-Atlantic Ridge based on MAR-ECO data. *Deep-Sea Research II*, 55, 142—152
- Moreno D, Aguilera PA, Castro H (2001). Assessment of the conservation status of seagrass *Posidonia oceanica* meadows: implications for monitoring strategy and the decision-making process. *Biological Conservation*. 102, 3, 325—332
- OCEANA (2011). Estudio bionómico de Cabrera. Informe
- Oliva S, Mascaró O, Llagostera I, Pérez M, Romero J (2011). Selection of metrics based on the seagrass *Cymodocea nodosa* and development of a biotic index (CYMOX) for assessing ecological status of coastal and transitional waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, doi:10.1016/j.ecss.2011.08.022
- Ordines F, Massutí E, Guijarro B, Mas R (2006). Diamond vs square mesh codend in a multi-species trawl fishery of the western Mediterranean: effects on catch composition, yield, size selectivity and discards. *Aquatic Living Resources* 19: 329—338



- Pergent-Martini C, G Pergent (1995). Impact of a sewage treatment plant on the P. oceanica meadow: assessment criteria. *Proceedings of the Second International Conference of the Mediterranean Coastal Environment MEDCOAST95* Tarragona, pp 1389-99.
- Piha H. & Zampoukas N. 2011. Review of Methodological Standards Related to the Marine Strategy Framework Directive Criteria on Good Environmental Status. JRC Scientific and Technical Report. EUR 24743 EN –2011. http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/111111111/16069/1/lbna_24743enn.pdf
- Procaccini G, Olsen JL, Reusch TBH (2007). Contribution of genetics and genomics to seagrass biology and conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350, 1, 234–259
- Quetglas A., Guijarro B., Ordines F., Massutí E. 2012. Stock boundaries for fisheries assessment and management in the Mediterranean: the Balearic Islands as a case study. *Scientia Marina* 76:17-28
- Peirano A, Cocito S, Banfi V, Cupido R, Damasso V, Farina G, Lombardi C, Mauro R, Morri C, Roncarolo I, Saldaña S, Savini D, Sgorbini S, Silvestri C, Stoppelli N, Torricelli L, Bianchi CN (2011). Phenology of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile: Medium and long-term cycles and climate inferences. *Aquatic Botany*, 94, 2, 77–92
- Pérez Tonda T, Forcada Almarcha A, Sánchez Lizaso JL (2011). Evaluación de los efectos del anclaje de embarcaciones sobre pradera de *Posidonia oceanica* (L.) en dos localidades mediterráneas. *Mediterranea: serie de estudios biológicos*, 22, 230-250
- Pergent G, Pergent-Martini C, Boudouresque CF (1995). Utilisation de l'herbier *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée: état des connaissances. *Mésogée*, 54, 3--27},
- Phillips, S.J., Anderson, R.P. y Schapire, R.E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231–259.
- Pinedo S, Jordana E (2007). Spain (Catalonia and Balearic Islands). In Carletti A., Heiskanen, A-S. (eds), Water Framework Directive Intercalibration Technical Report. Part 3: Coastal and Transitional waters. *JRC Scientific and technical reports: 62-70*. JRC , ies
- Quinn GP, Keough MJ (2002). *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press
- Renom P, J. Romero, G. Muñoz Ramos (1998). Zarza de vigilancia de la qualitat biològica dels herbassars de fanerògames marines. Informe de progrés any 1998. Departament d'Ecologia, Universitat de Barcelona, Barcelona, 47 pp.
- Renom P, Romero J (2001). Xarxa de Vigilancia de la Qualitat Biològica dels Herbassars de Fanerògames Marines. Departament d'Agricultura i Pesca, Generalitat de Catalunya
- Renom P, J. Romero, G. Muñoz Ramos (2002). Red de vigilancia de las praderas de fanerógamas marinas. Departament d'Ecologia, Universitat de Barcelona, Barcelona, 30 pp.



- Rice, J., Arvanitidis, C., Borja, A., Frid, C., Hiddink, J., Krause, J., Lorance, P., Ragnarsson, S.Á., Sköld, M. y Trabucco, B. (2010). Marine Strategy Framework Directive – Task Group 6 Report Seafloor integrity. EUR 24334 EN – Joint Research Centre, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 73 pp.
- Rice, J., Arvanitidis, C., Borja, A., Frid, C., Hiddink, J., Krause, J., Lorance, P., Ragnarsson, S.Á., Sköld, M., Trabucco, B., Enserink, L., y Norkko, A. (2012). Indicators for Sea-floor Integrity under the European Marine Strategy Framework Directive. *Ecological Indicators*, 12, 1: 174-184
- Romero J (1985). *Estudio ecológico de las fanerógamas marinas de la costa catalana: producción primaria de Posidonia oceanica en las islas Medas*. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona
- Romero J (2004). Posidonia: els prats del fons del mar. Col.leccio´ Norai 9, Ajuntament de Badalona, pp. 159
- Romero J, Lee KS, Pérez M, Mateo MA, Alcoverro T (2006). Nutrient dynamics in seagrass ecosystems. *Seagrasses: Biology, ecology and conservation*, 227--254
- Romero J, Martínez-Crego B, Alcoverro T, Pérez M (2007). A multivariate index based on the seagrass *Posidonia oceanica* (POMI) to assess ecological status of coastal waters under the Water Framework Directive (WFD). *Marine Pollution Bulletin* 55: 196–204
- Ruiz JM (2006). Ecología de praderas de fanerógamas marinas mediterráneas. En Museo de la Ciencia y el Agua (Eds.): *Contrastes naturales en la región bioclimática del Mediterráneo*. Ayuntamiento de Murcia, Murcia: 207-220 p.
- Ruiz JM, Marín A, Calvo JF, Ramírez-Díaz L (1993). Interactions between floodway and coastal constructions in Aguilas Bay (Southeastern Spain). *Ocean Coast Manage*, 19:241–262
- Ruiz JM, Marco-Méndez C and Sánchez-Lizaso JL (2010). Remote influence of off-shore fish farm waste on Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows. *Marine environmental research*, 69, 3, 118–126
- Ruiz JM, L Marín Guirao, R García Muñoz, J Bernardeau Esteller, JM Sandoval Gil, A Ramos Segura (2012). Informe anual de resultados de la red de seguimiento de *Posidonia oceanica* de la Región de Murcia 2004-2011. Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Murcia, Murcia, 160 pp
- Ruiz JM, Pérez M, Romero J (2001). Effects of Fish Farm Loadings on Seagrass (*Posidonia oceanica*) Distribution, Growth and Photosynthesis. *Marine Pollution Bulletin*, 42, 9, 749--760
- Ruiz JM, Romero J (2001). Effects of in situ experimental shading on the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanic*. *Marine Ecology Progress Series*, 215, 107–120
- Ruiz JM, Romero J (2003). Effects of disturbances caused by coastal constructions on spatial structure, growth dynamics and photosynthesis of the seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Pollution Bulletin*, 46, 12, 1523--1533



- Sánchez-Lizaso JL (1993). *Estudio de la pradera de Posidonia oceanica (L.) Delile de la reserva marina de Tabarca (Alicante). Fenología y producción primaria*. Tesis Universidad de Alicante
- Sánchez-Lizaso JL, Guillén JE, Ramos AA (1990). The regression of *Posidonia oceanica* meadows in El Campello (Spain). *Rapp. Comm. Int. Mer Méditerr.* 32(1), B-1 10, 7
- Sánchez Lizaso JL, JT Bayle, JM González, AA Ramos Esplá, S Rodríguez Ruiz, P Sánchez Jerez, C Valle (2002). Impacto de la pesca de arrastre sobre las praderas de *Posidonia oceanica*. Actas VII Foro científico para la pesca española en el Mediterráneo. Ed. Club Universitario, Alicante, España, 95-101
- Sandoval-Gil JM, Marín-Guirao L, Ruiz JM (2012). Tolerance of Mediterranean seagrasses (*Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa*) to hypersaline stress: water relations and osmolyte concentrations. *Marine biology*, 159, 5, 1–13
- Sardá R, Rossi S, Martí X, Gili JM (2012). Marine benthic cartography of the Cap de Creus (NE Catalan Coast, Mediterranean Sea). *Scientia Marina*, 76, 1, 159-171
- Schlacher-Hoenlinger MA, Schlacher, TA (1998). Accumulation, contamination, and seasonal variability of trace metals in the coastal zone--patterns in a seagrass meadow from the Mediterranean. *Marine Biology*, 131, 3, 401--410
- Serrano, A., Rodríguez-Cabello, C., Sánchez, F., Velasco, F., Olaso, I. y Punzón, A. (2011). 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(3), 623–633
- Sureda A, Box A, Terrados J, Deudero S, Pons A (2008). Antioxidant response of the seagrass *Posidonia oceanica* when epiphytized by the invasive macroalgae *Lophocladia lallemandii*. *Marine environmental research*, 66, 3, 359—363
- Terradas J, Pares M, Pou G (1985). *Ecología d'una ciutat: Barcelona*. Centre del Medi Urbà y Programa Mab, UNESCO, Barcelona
- Tittensor, D.P., Baco, A.R., Brewin, P.E., Clark, M.R., Consalvey, M., Hall-Spencer, J., Ashley, A.R., Schlacher, T., Stocks, K.I. y Rogers, A.D. (2009). Predicting global habitat suitability for stony corals on seamounts. *Journal of Biogeography*, 36: 1111–1128
- Underwood AJ (1997). *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press
- Vizzini S, Mazzola A (2003). Seasonal variations in the stable carbon and nitrogen isotope ratios ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ and $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) of primary producers and consumers in a western Mediterranean coastal lagoon. *Marine Biology*, 142, 5, 1009—1018
- Warnau M, Ledent G, Temara A, Bouquegneau JM, Jangoux M, Dubois P (1995). Heavy metals in *Posidonia oceanica* and *Paracentrotus lividus* from seagrass beds of the north-western Mediterranean. *Science of the Total Environment*, 171, 1, 95-99
- Warnau M, Fowler SW, Teyssié JL (1996). Biokinetics of selected heavy metals and radionuclides in two marine macrophytes: the seagrass *Posidonia oceanica* and the alga *Caulerpa taxifolia*. *Marine Environmental Research*, 41, 4, 343--362



Lista de referencias consultadas adicional (no citadas en el texto)

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.

Airoidi, L. Cinelli, F. 1997. Effects of sedimentation on subtidal macroalgal assemblages: an experimental study from a mediterranean rocky shore. *Journal of experimental marine Biology and ecology* 215: 269-288.

Airoidi, L., Bacchiochi, F. Cagliola, C., Bulleri, F. Abbiati, M. 2005. Impact of recreational harvesting on assemblages in artificial rocky shore. *Marine Ecology Progress Series* 299: 55–66

Airoidi, L., Rindi, F. & Cinelli, F. 1995. Structure, seasonal dynamics and reproductive phenology of a filamentous turf assemblage on a sediment influenced, rocky subtidal shore. *Botanica Marina* 38: 227–237.

Albaladejo, J.B., L. Marín Guirao y J. Guerrerol, 2009. Contaminación por metales y compuestos órgano-estánicos en el Mar Menor. En *El Mar Menor: Estado Actual del Conocimiento*. Instituto Euromediterráneo del Agua (Ed.).

Alfonso, A.S., Hazin, F.H.V., Carvalho, F., Pacheco J.C., Hazin, H., Kerstetter, D.W., Murie, D., Bueguess, G.H. (2011). Fishing gear modifications to reduce elasmobranch mortality in pelagic and bottom longline fisheries off Northeast Brazil.

Álvarez Rojel, J., Jiménez, F.J., C. Egea, A.M. Cervantes, M.N. Gonzalez, I. Párraga y H. M. Conesa, 2009. Papel de los humedales costeros del Mar Menor en la depuración de aguas eutrofizadas: el caso de la marina del Carmolí. En *El Mar Menor: Estado Actual del Conocimiento*. Instituto Euromediterráneo del Agua (Ed.).

Amorim, A.F. and C. A. Arfelli (1980). Reproducción del pez espada (*Xiphias gladius* L 1758). En el sudeste y sur de Brasil.

Anon (2002), ICCAT Workshop on Bluefin Mixing (Madrid, Spain, September 3-7, 2001).

Anón (2005) Report of the 2004 Intersessional Meeting of the ICCAT Subcommittee on By-catches: shark stock assessment.

Anón (2006). Report of the 2006 Atlantic swordfish stock assessment session.

Antonio Di Natale, Abdallah Srour, Abdallah Hattour, Çetin Keskin, M'Hamed Idrissi, Lidia Orsi Relini. General Fisheries Commission for the mediterranean regional study on small tunas in the Mediterranean including the black sea. Food and Agriculture Organization of the United Nations (Rome, 2009).

Arechavala-Lopez, P., Bayle-Sempere, J. Sanchez-Jerez, P., Valle, C. Forcada, A., Fernandez-Jover, D., Ojeda-Martinez, C., Vazquez-Luis, M. y Luna-Perez, B. 2008. Biodiversity and structure of rocky reef fish assemblage in the Sierra Helada Natural Park (South-western Mediterranean sea). *Arxius de Miscel·lània Zoològica* 6: 234-256.

Arocha, F. and D.W. Lee (1996). Maturity at size, reproductive seasonally, spawning frequency, fecundity and sex-ratio in swordfish from the Northwest Atlantic.

Arrojo Agudo, P., 1999. Agua y desarrollo. El valor económico del agua. *Revista CIDOB d'AFERSINTERNACIONALS* 45-46.

Arvai J.L., Levings C.D., Harrison P.J., Neill W.E. 2002. Improvement of the sediment ecosystem following diversion of an intertidal sewage outfall at the Fraser river estuary, Canada, with emphasis on *Corophium salmonis* amphipoda. *Marine Pollution Bulletin* 44, 511–519.

Azzurro, E., E. Mattidi, M. Fanelli, E., Guidetti, P., La mesa, G. Scarpato, A. Axiak, V. 2010. Sewage pollution impact in Mediterranean rocky-reef fish assemblages. *Marine environmental research* 69: 390-397.



Báez J.C.; Real, R.; Macías, D.; de la Serna, J.M.; Bellido, J.J. y Camiñas J.A. (2010). Short communication Captures of swordfish *Xiphias gladius* Linnaeus 1758 and loggerhead sea turtles *Caretta caretta* (Linnaeus 1758) associated with different bait combinations in the Western Mediterranean surface longline fishery.

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.

Báez, J.C.; Camiñas, J.A. y Rueda, L. (2006). Incidental capture of marine turtles fisheries of South Spain. *Marine Turtle Newsletter*, 111: 11-12.

Báez, J.C.; Camiñas, J.A.; Ortíz De Urbina, J.M.; García, S. y Macías, D. (2010). Differences on size of Loggerhead sea turtle bycatch in function of longline strata. SCRS/2010/127, Standing Committee on Research and Statistics, ICCAT (International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas), 5-9 de October 2010, Madrid.

Báez, J.C.; Camiñas, J.A.; Sagarminada, R.; Torreblanca, D. y Real, R. (2007). Loggerhead incidental caught from Andalusia and Murcia waters during 2004.

Báez, J.C.; Karaa, S.; Bradai, M.N.; Bellido, J.J.; García-Barcelona, S. y Camiñas, J.A. (2011). A particular case of a tagged loggerhead sea turtle that naturally expelled a deep hook.

Báez, J.C.; Real, R. y Camiñas, J.A. (2007). Differential distribution within longline transects of loggerhead turtles and swordfish captured by the Spanish Mediterranean surface longline fishery.

Báez, J.C.; Real, R.; Bellido, 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.

Báez, J.C.; Real, R.; Camiñas, J.A.; Torreblanca, D. y García-Soto, C. (2009). Analysis of swordfish catches and by-catches in artisanal longline fisheries in the Alboran Sea (Western Mediterranean Sea) during the summer season. *Marine Biodiversity Records*, doi:10.1017/S1755267209990856; Vol. 2; e157.

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.

Báez, J.C.; real, R.; Macías, D.; De la Serna, J.M.; Bellido, J.J. y Camiñas, J.A. (2010). Swordfish *Xiphias gladius* Linnaeus 1758 and loggerhead *Caretta caretta* (Linnaeus 1758) captures associated with different combinations of bait in the Western Mediterranean surface longline fishery. *Journal Applied Ichthyology*. 26, 126–127.

Báez, J.C.; Ortiz de Urbina, J.M.; Real, R. and Macías, D. Cumulative effect of the North Atlantic Oscillation on age-class abundance of albacore (*Thunnus alalunga*).

Bakalem A., Ruellet T., Dauvin J.C. 2009. Benthic indices and ecological quality of shallow Algeria fine sand community. *Ecological Indicators* 9, 395-408.

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. 1994. The deep-water *Peyssonnelia* beds from the Balearic Islands (western Mediterranean). *P.S.Z.N.I. Marine Ecology* 15: 233-253.

Ballesteros, E. & Zabala, M. 1993. El bentos: el marc físic. In *Història Natural de l'Arxipèlag de Cabrera*, J.A. Alcover et al. (eds), *Monografies de la Societat d'Història Natural de Balears* 2. Palma de Mallorca: CSIC-Ed. Moll, 663–685.

Ballesteros, E. Torras, X., Pinedo, S. García, M., Mangialajo, L., de Torres, M. 2007. A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55: 172-180.



Balmford, A., Jarasuriya, A.H.M., Green, M.J.B. 1996. Using higher-taxon richness as a surrogate for species richness: II Local applications. *Proc.R.Soc.Lond.* 263: 1571-1575.

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.

Barcala Bellod, E., 2000. Barcala Bellod, E., 2000. Estudio Ecológico de la fauna ictiológica del Mar Menor. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.

Beardsley, J.L. (1978). Report of the swordfish workshop held at the Miami laboratory southeast fisheries center, National Marine Fisheries Service Miami Florida. June 7-9.

Becket, J.S. (1974). Biology of swordfish, *Xiphias gladius* L., in the northwest Atlantic Ocean. Proceeding of the international Billfish symposium, Kailua-kona, Hawaii, 9-12 August 1972.

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 Flore, M.N.H.N., Paris. 246

Bellido, J.J.; Báez, J.C.; Farfán, M.A.; Camiñas, J.A.; Castillo, J.J.; Martín, J.J.; Mons, J.L. y Real, R. (2007). Comparison between sizes of the loggerhead (*Caretta caretta* Linnaeus, 1758) stranded in the andalusian mediterranean coast and those captured in the longline.

Bellido, J.J.; Báez, J.C.; Sanchez, R.F.; Castillo, J.J.; Martín, J.J.; Mons, J.L. y Real, R (2008). Mass strandings of cold-stunned loggerhead turtles in the south Iberian Peninsula: ethological implications.

Bentivegna, F., Treglia, G, Hochscheid, S. (2005). The first report of a loggerhead turtle *Caretta caretta* nest on the central Tyrrhenian coast (western Mediterranean).

Block, B.A., S.L.H. Teo, A. Walli, A. Boustany, M.J. Stokesbury, C. J. Farwell, K. C. Weng et al. (2005). Electronic tagging and populations structure of Atlantic bluefin tuna.

Boira, H. La vegetación de la Albufera de Valencia y sus bioindicadores: lección magistral leída en la apertura del curso 1987-88. <http://hdl.handle.net/10637/2836>.

Boletín Estadístico, Vol.40 (1960-2009), ICCAT.

Borja A., Franco J., Perez V. 2000. A marine biotic index to the establish ecology quality of soft-bottom benthos within European estuarine coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 40, 1100-1114.

Borja A., Franco J., Valencia V., Bald J., Muxika I., Belzunce M.J., Solaun O. 2004. Implementation of the European Water Framework Directive from the Basque Country (northern Spain): a methodological approach. *Marine Pollution Bulletin* 48, 209–218.

Borja A., Muxika I. 2008. Biological Communities as a Forensic Tool in Marine Environments. *Methods in Environmental Forensics*. Mudge S.M. (Ed.) CRC Press; Taylor & Francis Group. Boca Ratón, Florida, USA. pp. 219-249.

Borja, A., Dauer, D.M., Gremare A., 2012. The importance of setting targets and reference conditions in assessing marine ecosystem quality . *Ecological Indicators*, 12, 1-7.

Bothner M.H., Casso M.A., Rendigs R.R., Lamothe P.J. 2002. The effect of the new Massachusetts Bay sewage outfall on the concentrations of metals and bacterial spores in nearby bottom and suspended sediments. *Marine Pollution Bulletin* 44, 1063–1070.

Boudouresque, C.F. y Verlaque. 2002. Biological pollution in the Mediterranean Sea : invasive versus introduced macrophytes. *Mar. Pol. Bull.*, 44: 32-38.



Broderick AC, Glen F, Godley BJ, Hays GC (2002) Estimating the number of green and loggerhead turtles nesting annually in the Mediterranean.

Brongersma, L. D. (1972). European atlantic turtles.

Bustos-Baez S., Frid C. 2003. Using indicator species to assess the state of macrobenthic communities. *Hydrobiologia* 496, 299-309.

Calvín, J.C. 2003. Fondos marinos de la Región de Murcia. Tipos, paisajes, flora y fauna, estado de conservación y mejores inmersiones. Ed. J.C. Calvín. Murcia. Pp 301.

Calvín, J.C., Franco, I. Marín, A., Martínez-Ingles, A. Belmonte, J.M. Ruiz, J.M. 1998. El litoral sumergido de la Región de Murcia: Cartografía bionómica y valores ambientales. Dirección General de Medio Ambiente, Agricultura y Agua. Región de Murcia. Pp 128.

Calvín, J.C., Franco, I., Martínez-Ingles, A., Marín, A. Y Belando, A. 1989. Caracterización, valoración ecológica y determinación de áreas a proteger en el litoral sumergido de la Región de Murcia. Agencia para el Medio Ambiente y la Naturaleza. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

Camiñas, J. A. (1995a). Relation 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. (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.

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. and de la Serna, J.M. (1995). The loggerhead distribution in the western Mediterranean Sea as deduced from captures by the Spanish long line fishery.

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.

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.

Cardell M.J., Sardá R., Romero J. 1999. Spatial changes in sublittoral soft-bottom polychaete assemblages due to river inputs and sewage discharges. *Acta Oecologica* 20, 343-351.

Carreras, C., Pont, S., Maffucci, F., Pascual, M., Barceló, A., Bentivegna, F., Cardona, L., Alegre, F., SanFélix, M.,

Casale, P. (2011). Sea turtle by-catch in the Mediterranean.

Casey, J.G. and N.E. Kohler (1992). Tagging studies on the shortfin mako shark *Isurus oxyrinchus* in the Western North Atlantic.

Cavanagh, R. D. y Gibson, C. (2007). El estado de conservación de los peces cartilaginosos (Condictrios) del Mediterráneo.

Cesar A., Martín A., Marín-Guirao L., Vita R. 2004. Amphipod and sea urchin tests to assess the toxicity of Mediterranean sediments: the case of Portman Bay. *Scientia Marina* 68, 205-213.

Chabanet, P., Dufour, V. & Galzin, R., 1995. Disturbance impact on reef fish communities in Reunion Island (Indian Ocean). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 188: 29-48.



Chapman P.M., Paine M.D., Arthur A.D., Taylor L.A. 1996. A triad study of sediment quality associated with a major, relatively untreated marine sewage discharge. *Marine Pollution Bulletin* 32, 47-64

Chicón L. 2006. Especiación de metales pesados en lodos de aguas residuales de origen urbano y aplicación de lodos digeridos como mejoradores de suelos. Trabajo de investigación del Programa de Doctorado en Ingeniería Ambiental. Universidad de Málaga. Málaga.

Circular ICCAT #171/05. Asunto: solicitud de estadísticas de túnidos y tiburones atlánticos en la zona del convenio

Clarke K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18, 117-143.

Clarke K.R., Ainsworth M. 1993. A method of linking multivariate ecological structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series* 92, 205–219.

Cochrane S.K.J., Connor D.W, Nilsson P., Mitchell I., Reker J., Franco J., Valavanis V, et al. 2010. MARINE STRATEGY FRAMEWORK DIRECTIVE Task Group 1 Report Biological diversity. April. <http://www.ices.dk/projects/MSFD/TG1final.pdf>.

Cognetti, G., Sarà, M., Magazzù, G. 2001. *Biología Marina*. Ariel Ciencia. Pp. 619.

Colin L., Gray A.W., Trowbridge, C.D. 2010. *The Biology of Rocky Shores*. 2ª edition. *Biology of habitats*. Oxford University Press. Pp 356.

Compagno, L.J.V., (2001). *Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date*.

Connor, D. y Hiscock, K. 1996. Data collection methods, en: *Marine Nature Conservation Review: Rationale and methods* (ed. K. Hiscock), 51-65 y appendice 5-10, 126-158. Peterborough, Joint Nature Conservation Committee

Coppa S., Guala I., De Lucia G.A., Massaro G. and Bressan M. (2010). Density and distribution patterns of the endangered species *Pinna nobilis* within a *Posidonia oceanica* meadow in the Gulf of Oristano (Italy). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 90 (5): 885-894

Cotano U., Villate F. 2006. Anthropogenic influence on the organic fraction of sediments in two contrasting estuaries: A biochemical approach. *Marine Pollution Bulletin* 52, 404-414.

Crespo, J., Camiñas, J. A., Rey, J. C. (1988). Considérations sur la presence de *Tortues Luth Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) dans la Méditerranée occidentale.

Cummins, S.P., D.E. Roberts y K.D. Zimmerman, 2004. Effects of the green macroalga *Enteromorpha intestinalis* on the macrobenthic and seagrass assemblages in a shallow coastal estuary. *Mar. Ecol. Prog. Series* 266: 77-87.

Dardignac, J. (1962). *La bonite du Maroc Atlantique* (Sarda sarda).

De la Serna, J.M. and E. Alot (1990). Consideraciones relativas a los desplazamientos efectuados por el pex espada (*Xiphias gladius*) en el área del estrecho de Gibraltar y otras observaciones relacionadas con biología de la reproducción.

De la Serna, J.M.; Valeiras, J.; Alot, E. y Godoy, D. El atún blanco (*Thunnus alalunga*) del Mediterráneo Occidental (SCRS/02/044).

del Pilar Ruso, Y., de la Ossa Carretero, J.A., Loya-Fernandez, A.; Ferrero-Vicente, L.M., Giménez Casalduero, F. y Sánchez Lizaso, J.L. 2009 Assessment of soft botton Polychaeta assemblage affected by a spatial confluence of impacts: sewage and brine discharge. *Mar. Pollut. Bol* 58: 765-786.

De-la-Ossa-Carretero J.A., Del-Pilar-Ruso Y., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L. 2008. Effect of Sewage Discharge in *Spisula subtruncata* (da Costa, 1778) populations. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 54, 226-235.



De-la-Ossa-Carretero J.A., Del-Pilar-Ruso Y., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L. 2009. Testing BOPA index in sewage affected soft-bottom communities in the north-western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 58, 332-340.

De-la-Ossa-Carretero J.A., Del-Pilar-Ruso Y., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L. 2010. Sensitivity of tanaid *Apseudes latreillii* (Milne-Edwards) populations to sewage pollution. *Marine Environmental Research* 69, 309-317.

De-la-Ossa-Carretero J.A., Del-Pilar-Ruso Y., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L., Dauvin J.C., 2012b. Sensitivity of amphipods to sewage pollution. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 96, 129-138.

De-la-Ossa-Carretero, J.A., Del-Pilar-Ruso, Y., Giménez-Casalduero, F., Sánchez-Lizaso, J.L., 2012a. Assessing reliable indicators to sewage pollution in coastal soft-bottom communities. *Environmental Monitoring and Assessment*. 184, 2133–2149.

De-la-Ossa-Carretero, J.A., 2011. Evaluación del vertido de aguas residuales urbanas sobre hábitats de fondos blandos. Universidad de Alicante. Tesis doctoral.

Del-Pilar-Ruso Y., de-la-Ossa-Carretero J.A., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L. 2008. Effects of a brine discharge over soft bottom Polychaeta assemblage. *Environmental Pollution* 156, 240-250.

Del-Pilar-Ruso Y., de-la-Ossa-Carretero J.A., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L. 2010. Sewage treatment and floe rate affect polychaete assemblage. *Marine Pollution Bulletin* 60, 1930-1938.

Del-Pilar-Ruso Y., de-la-Ossa-Carretero J.A., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L. 2011b. Polychaete distribution pattern on the Valencia Community coast, Spanish Mediterranean. *Ciencias Marinas*. 37, 261-270.

Del-Pilar-Ruso Y., de-la-Ossa-Carretero J.A., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L. 2007. Spatial and temporal changes in infaunal communities inhabiting soft-bottoms affected by brine discharge. *Marine Environmental Research* 64, 492-503.

Del-Pilar-Ruso, Y. 2011a. Impactos sobre los poblamientos de poliquetos de fondos blandos. Universidad de Alicante. Tesis doctoral.

DeValls T.A., Chapman P.M., Drake P., Subida M. D., Vale C., de la Reguera D.F. Blasco J., 2007. Benthos sediment quality assessments. *Sustainable Management of Sediment Resources* 1, 215-261

Díaz R.J., Solan M., Valente R.M. 2004. A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *Journal of Environmental Management* 73, 165–181.

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)

Druon, J.N.; Fromentin, J.M.; Aulanier, F.; Heikkonen, J. Potential feeding and spawning habitats of Atlantic bluefin tuna in the Mediterranean Sea.

Dufour, V., Jouvenel, J. Y. y Galzin, R., 1995. Study of a mediterranean reef fish assemblage. Comparisons of population distributions between depths in protected and unprotected areas over one decade. *Aquatic Living Resources*, 8: 17–25.

Ekman, S. 1953. *Zoography of the sea*. Sidgwick, Jackson, Londres

El atún rojo del Atlántico oriental y del Mediterráneo. Propuesta de WWF para un Santuario en el Mediterráneo occidental (2009).

El Hannach, A. (1987). Données biologiques et écologiques sur léspadon (*Xiphias gladius*) L. 1758 à partir de la pêche marocaine dans le détroit de Gibraltar.

Elaboración de propuesta para reducir las capturas incidentales de Tortuga boba *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) en palangre de superficie en el Mediterráneo Sur-Occidental. Memoria de tesis doctoral presentada por José Carlos Báez Barrionuevo (2007).



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 management of marine SACs. Scottish Association for Marine Science, Oban, for the UK Marine SAC Project (www.ukmarinesac.org.uk/pdfs/sandmud.pdf).

Ellis, D. 1985. Taxonomic sufficiency in pollution assessment. *Marine Pollution Bulletin* 16: 459

FAO Species Catalogue Vol. 11. Sea turtle of the World.

Fenoll Serrano, A. y J. Sáez Sironi, 2009. Cuantificación y Evolución de la carga de contaminantes, de nutrientes y plaguicidas en aguas del Mar Menor y su relación con los aportes hídricos de la Rambla del Albuñón y otros aportes subterráneos., pp 245-284. En "El Mar Menor. Estado Actual del Conocimiento Científico", Instituto Mediterráneo del Agua (ed).

Fernández Vega, C. 2008. Valoración ecotoxicológica del herbicida Propanil mediante el estudio de las Alteraciones fisiológicas inducidas en la Anguila (*Anguilla anguilla*) del parque Natural de la Albufera de Valencia. Tesis doctoral. 287pp. UNIVERSITAT DE VALÈNCIA

Fernández, G., Aguilar, A., (2006). Genetic structuring of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the

Ferraro S.P., Cole F.A., 1995. Taxonomic level sufficient for assessing pollution impacts on the Southern California bight macrobenthos- revisited. *Environmental Toxicology and Chemistry* 14: 1031–1040.

Ferretti, F., R.A. Myers, F. Serena, and H.K. Lotze. (2008). Loss of large predatory sharks from the Mediterranean Sea.

Field manual, ICCAT (2008).

Fine, M., Zibrowius, H. Y Loya, Y. 2001. *Oculina patagonica*: a non-lessepsian scleractinian coral invading the Mediterranean Sea. *Mar. Biol.*, 138: 1195-1203.

Fiorentini, L., IRPEM, Largo Fiera della Pesca Ancona, Italy and J.F. Caddy and J.I. de Leiva. General fisheries council for the Mediterranean long and short-term trends of mediterranean fishery resources (1997). FAO.

Flo E, Garcés E., Camps J. 2011. Assessment pressure methodology Land Uses Simplified Index (LUSI). MED GIG BQE Phytoplankton

Flores, E., Espanya, A. y Morales, F. 2002. Regeneración de la laguna costera de La Encanyissada (Delta del Ebro). Una experiencia de biomanipulación. *Ecosistemas* 2002/2 (URL: <http://www.aeet.org/ecosistemas/022/investigacion1.htm>).

Foale, S. 1993. An evaluation of the potential of gastropod imposex as a bioindicator of tributyltin pollution in Port Phillip Bay, Victoria. *Marine Pollution Bulletin* 26: 546-552.

Forchino A., Borja Á., Brambilla F., Rodríguez J.G., Muxica I., Terova G., Saroglia M. 2011. Evaluating the influence of off-shore cage aquaculture on the benthic ecosystem in Alghero Bay (Sardinia, Italy) using AMBI and M-AMBI. *Ecological Indicators* 11, 1112–1122

Fourqurean JW, Marba N, Duarte CM, Diaz-Almela E, Ruiz-Halpern S (2007). Spatial and temporal variation in the elemental and stable isotopic content of the seagrasses *Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa* from the Illes Balears, Spain. *Marine Biology*, 151, 1, 219--232

François Royer, Jean-Marc Fromentin, Henri Farrugio and Philippe Gaspar. Determining bluefin tuna habitat through frontal features in the Mediterranean sea.

Francour, P. y Koukouras, A. 2000. Methods for studying the impact of diver frequentation and mooring on coralligenous communities. In: Introductory guide to methods for selected ecological studies in marine reserves. R. Goñi, M. Harmelin-Vivien, F. Badalamenti, L. Le Dirach & G. Bernard (eds.). MAST-Ecomare, GIS Posidonie publ. Fr.: 69-74



Frederiksen MS, Holmer M, Diaz-Almela E, Marba N, Duarte CM (2007). Sulfide invasion in the seagrass *Posidonia oceanica* at Mediterranean fish farms: assessment using stable sulfur isotopes. *Marine Ecology Progress Series*, 345, 93–104

Frederiksen MS, Holmer M, Pèrez M, Invers O, Ruiz JM, Knudsen BB (2008). Effect of increased sediment sulfide concentrations on the composition of stable sulfur isotopes ($\delta^{34}\text{S}$) and sulfur accumulation in the seagrasses *Zostera marina* and *Posidonia oceanica*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 358, 1, 98--109

Freese, L., Auster, P.J. Heifetz, J. Wing, B.L. 1999. Effects of trawling on seafloor habitat and associated invertebrate taxa in the gulf of Alaska. *Marine Ecology Progress Series*.

Fromentin, J-M., Powers, J.E. (2005). Atlantic bluefin tuna: population dynamics, ecology, fisheries and management.

G. De Metrio, G.P. Arnold, J.M. de la Serna, B.A. Block, P. Megalofonou, M. Lutcavage, I. Oray, M. Deflorio.

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 Chartón, J.A., Perez-Ruzafa, A. y Marcos, C. 2000. Fish visual census methods for detecting gradients of abundance and biomass across boundaries of MPAs. En: (Goñi, R., Harmelin-Vivien, F. Badalamenti, F. Le Diréach, L. y Bernard, G. ed.) introductory guide to methods for selected ecological studies in marine reserves. GIS Posidonie publ., Fr. 112 pp.

García Pintado, J; G. Barberá, Martínez-Menoa, M., Albaladejo, J., Erena, y V., Castillo, 2009. Caracterización y Evaluación de fuentes antrópicas de nutrientes transportados por la rambla del Albuñón Hacia el Mar Menor, pp 131-166. En “*El Mar Menor. Estado Actual del Conocimiento Científico*”, Instituto Mediterráneo del Agua (ed).

García, A., Alemany F. and Rodríguez J.M. (2002). Distribution of tuna larvae off the Balearic Sea: preliminary results of the TUNIBAL 0600 larval survey.

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-Barcelona, S.; Macías, D.; Ortiz de Urbina, J.M.; Estrada, A.; Real, 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-March J.R. (2005). Aportaciones al conocimiento de la biología de *Pinna nobilis* Linneo, 1758 (Mollusca Bivalvia) en el litoral mediterráneo ibérico. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia. www.tesisenxarxa.net/TDX-0628106-132411/.

Garrabou, J., Riera, J., Zabala, M., 1998. Landscape pattern indices applied to Mediterranean subtidal rocky benthic communities. *Landscape Ecology* 13, 225e247.

Giangrande, A., Licciano, M. Musco, L. 2005. Polychaetes as environmental indicators revisited. *Marine Pollution Bulletin* 50: 1153-1162.

Giménez-Casalduero, F., Gomariz-Castillo, F.J. y Calvín, J.C. 2011. Hierarchical classification of marine rocky landscape as management tool at southeast Mediterranean coast. *Ocean and Coastal Management* 54: 497-506.

Glémarec M., Hily C. 1981. Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. *Acta Oecologica, Acta Applicata* 2, 139-150

Gomariz, F.J. y Giménez-Casalduero, F. 2007. Planning MPAs using Landscape ecology tools; Case Study: Región de Murcia. European Symposium on Marine Protected Areas as tools for Fisheries management and ecosystem conservation. Murcia



Gomez Gesteira J.L., Dauvin J.C. 2000. Amphipods are good bioindicators of the impact of oil spills on soft-bottom macrobenthic communities. *Marine Pollution Bulletin* 40, 1017-572.

Goñi, N., Arrizabalaga, H. (2010) Seasonal and interannual variability of fat content of juvenile albacore (*Thunnus alalunga*) and bluefin (*Thunnus thynnus*) tunas during their feeding migration to the Bay of Biscay. *Progress in Oceanography* Volume 86: 115–123.

Gray J.S. 1992. Eutrophication in the sea. In: *Marine eutrophication and population dynamics*. Columbo G., Ferrari I., Ceccherelli V.U., Rossi R. (Eds.) Olsen and Olsen. Fredensborg, Denmark. pp. 3–15.

Gray J.S., Wu R.S., Or Y.Y. 2002 Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series* 238, 249-279.

Greenstreet SPR, Rogers SI, Rice JC, Piet GJ, Guirey EJ, Fraser HM, Fryer RJ. 2011. Development of the EcoQO for the North Sea fish community. *ICES Journal of Marine Science*, 68: 1-11.

Grémare A., Labrune C., Vanden Berghe E., Amouroux J.M., Bachelet G., Zettler M.L., Vanaverbeke J., Fleischer D., Bigot L., Maire O., Deflandre B., Craeymeersch J., Degraer S., Dounas C., Duineveld G., Heip C., Herrmann M., Hummel H., Karakassis I., Kedra M., Kendall M., Kingston P., Laudien J., Occhipinti-Ambrogi A., Rachor E., Sardá R., Speybroeck J., Van Hoey G., Vincx M., Whomersley P., Willems W., Wlodarska-Kowalczyk M., Zenetos A. 2009. Comparison of the performances of two biotic indices based on the MacroBen database. *Marine Ecology Progress Series* 382, 297–311.

Groombridge, B. (1994). *Marine Turtles in the Mediterranean : Distribution, population status, conservation*.

Guía de los Elasmobranchios de Europa 2008 OCEANA.

Guijarro B., Quetglas A., Moranta J., Ordines F., Valls M., González N., Massutí E. Inter- and intra-annual trends and status indicators of nekto-benthic elasmobranchs off the Balearic Islands (northwestern Mediterranean). *Scientia Marina* 76(1): 87-96 (AÑO??)

Gutiérrez-Galindo E.A., Flores Muñoz G., Ortega Lara V., Villaescusa Celaya J.A., 1994. Metales pesados en sedimentos de la costa fronteriza de Baja California (México)–California (E.U.A.). *Ciencias Marinas* 20 105–124.

Hall P.O.J., Anderson L.G., Holby O., Kollberg S., Samuelsson, M., 1990. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm I: Carbon. *Marine Ecology Progress Series* 61, 61–73.

Hall P.O.J., Holby O., Kollberg S., Samuelsson M., 1992. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm IV: Nitrogen. *Marine Ecology Progress Series* 89, 81–91

Heist, E.J., (2008). Molecular markers and genetic population structure of pelagic sharks.

Heist, E.J., Musick, J.A. and Graves, J.E., (1996). Genetic population structure of the shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) inferred from the restriction fragment length polymorphism analysis of mitochondrial DNA.

Hilbig B. 1995. Family Dorvilleidae, Chamberlin, 1919. *Taxonomic Atlas of the Benthic Fauna of the Santa Maria Basin and the Western Santa Barbara Channel*. Blake J.A., Hilbig B., Scott P.H. (Eds). Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Barbara, California, USA pp. 341-364.

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.

Hiscock, K. 2001. Procedural Guideline nº 3-2. *In situ* survey of intertidal biotopes using abundances scales and checklists at exact locations (ACE surveys). En: *Marine Monitoring Handbook* (ed. Davies, J., Baxter, J., Bradley, M., Connor, D. Khan, E. Sanderson, W. Turnbull, C. Malcom, V.). Joint Nature Conservation Committee

Holbrook, S. J., Schmitt, R. J. & Stephens, J. A., 1997. Changes in an assemblage of temperate reef fishes associated with a climate shift. *Ecol. Appl.*, 7: 1299–1310.



Holmer M, Duarte CM, Marbá N (2003). Sulfur cycling and seagrass (*Posidonia oceanica*) status in carbonate sediments. *Biogeochemistry*, 66, 3, 223--239

Holmer M., Kristensen E., 1992. Impact of marine fish cage farming on sediment metabolism and sulfate reduction of underlying sediments. *Marine Ecology Progress Series*. 80, 191–201

http://www.euroSION.org/project/euroSION_es.pdf

<http://www.wri.org/project/eutrophication/map>

http://www2.chj.gob.es/albufera/01_WEB_ED/01_AV_DSAV/04_GA/01_MC/Modelo_conceptual.htm

ICCAT. Boletín estadístico, vol. 35.

ICCAT. Madrid, 14 de febrero de 2005.

Informe de las sesiones de evaluación de los stocks de atún blanco del Mediterráneo y del Atlántico Sur de ICCAT. (Madrid, España -25 a 29 de julio de 2011).

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).

Informe de la sesión de evaluación 2010 del stock de atún rojo del Atlántico (Madrid, España 6-12 de septiembre 2010).

Jennings S, Greenstreet SPR, Reynolds JD. 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, Kaiser MJ. 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 34: 201-352.

Karakassis I., Hatziyanni E., Tsapakis M., Plaiti W. 1999. Benthic recovery following cessation of fish farming: a series of successes and catastrophes, *Marine Ecology Progress Series* 184, 205–218.

Karakassis I., Hatziyanni E., Tsapakis M., Plaiti, W. 2000. Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. *ICES Journal of Marine Science*. 57, 1462–1471.

Kitching, J.A. Macan, T.T. y Gilson, H.C. 1934. Studies in sublittoral ecology. I. A submarine gully in Wembury bay, S. Devon. *J. mar. biol.Ass. UK* 19: 677-705.

Kostely, V.E., Willians, G.A. Mak, Y.M. 1996. Macrofaunal community structure and habitat complexity: the importance of substratum complexity in assessing rocky shore communities. En: (Kostely, V.E. ed.) *Spatial heterogeneity and habitat complexity affectin marine littoral fauna*. PhD thesis, Göteborg University.

Labruno C., Amouroux J.M., Sarda R., Dutrieux E., Thorin S., Rosenberg R., Grémare A. 2006. Characterization of the ecological quality of the coastal Gulf of Lions (NW Mediterranean). A comparative approach based on three biotic indices. *Marine Pollution Bulletin* 52, 34–47

Lafabrie C, Pergent G, Kantin R, Pergent-Martini C, Gonzalez JL (2007). Trace metals assessment in water, sediment, mussel and seagrass species--Validation of the use of *Posidonia oceanica* as a metal biomonitor. *Chemosphere*, 68, 11, 2033--2039

Laffoley, D.d'A., Connor, D.W., Tasker, M.L., Bines, T., 2000. Nationally important seascapes, habitats and species. A recommended approach to their identification, conservation and protection. *English Nature Research Reports* 392 17pp.

Laubier, L. 1966. Le coralligène des Albères: monographie biocénotique. *Annales de l'Institut Océanographique de Monaco* 43, 139–316.

Laurent L, Camiñas JA, Casale P, Deflorio M and 5 others (2001) Assessing marine turtle bycatch in European drifting longline and trawl fisheries for identifying fishing regulations.

Lewis, J.R. 1964. *The Ecology of Rocky Shores*. English Universities Press, London.



Lewison, R. L., Freeman, S. A., Crowder, L. B. (2004). Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles.

Llorens Pascual del Riquelme, M., 2004. "Los recursos naturales de la Región de Murcia ISBN/ISSN: 978-84-8371-368-6.

Lloret J, Planes S (2003). Condition, feeding and reproductive potencial of White seabream *Diplodus sargas* as indicators of habitat quality and the effect of reserve protection in the northwestern Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 248, 197-208

López-Jurado, L. F., Mateo, J. A., Andreu, A. (1997). *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761). Pp. 446-448. En: Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal.

Lozano, M.; Baro, J.; García, T.; Frías, A.; Rey, J. y Báez, J.C. (2011). Loggerhead sea turtle bycatch data in artisanal fisheries within a marine protected area: fishermen surveys versus scientific observations.

Lucha por los tiburones amenazados. La tragedia de las especies sin gestión pesquera (2009). OCEANA.

Luna Perez, B., Valle, C. y Sanchez-Lizaso, J.L. 2009. Benthic impact of recreational divers in a Mediterranean Marine Protected Area. *ICES Journal of Marine Science* 66: 517-523

Luna Perez, B., Valle, C., Vega-Fernandez, T., Sanchez-Lizaso, J.L., Ramos Esplá, A.A. 2010. *Halocynthia papillosa* (Linnaeus, 1767) as an indicator of SCUBA diving impact. *Ecological indicators* 10: 1017-1024.

Luoma S.N., Johns C., Fisher N.S., Steinberg N.A., Oremland R.S., Reinfelder J. 1992. Determination of selenium bioavailability to a benthic bivalve from particulate and solute pathways. *Environmental Science and Technology* 26, 485-491.

Macías, D.; Báez, J.C.; Gracia-Barcelos, S. y Ortíz de Urbina, J.M. (2012). Dolphin fish bycatch in Spanish Mediterranean large pelagic longline fisheries, 2000-2010. *TheScientificWorldJournal*, ID 104389, 9 pages.

Macías, D.; Gómez-Vives, M.J.; Benjumea, M.E.; Saber, S.; Godoy, D. y Báez, J.C. Catch rates of albacore (*Thunnus alalunga*) from the Spanish recreational fishery in the Balearic sea (Mediterranean sea), 2004-2009 (SCRS/2009/137).

Makoto Miyake (1990). Field manual for statistics and sampling of atlantic tunas and tuna-like fishes.

Malea P, Haritonidis S (1989). Uptake of Cu, Cd, Zn and Pb in *Posidonia oceanic* (Linnaeus) from Antikyra Gulf, Greece: Preliminary note. *Marine Environmental Research*, 28, 1, 495--498

Malea P, Haritonidis S, Kevrekidis T (1994). Seasonal and local variations of metal concentrations in the seagrass *Posidonia oceanic* (L.) Delile in the Antikyra Gulf, Greece. *Science of the Total Environment*, 153, 3, 225--235

Manual ICCAT (2006).

Manual ICCAT (2004).

Margaritoulis, D., Argano, R., Baran, I., Bentivegna, F., Bradai, M. N., Camiñas, J. A., Casale, P., De Metrio, G., Demetropoulos, A., Gerosa, G., Godley, B. J., Haddoud, D. A., Houghton, J., Laurent, L. & Lazar, B., (2003) Loggerhead turtles in the Mediterranean sea: present knowledge and conservation perspectives.

Margaritoulis, D., Rees, A. (2001). The loggerhead turtle, *Caretta caretta*, population nesting in Kiparissia Bay, Peloponnesus, Greece: results of beach surveys over seventeen seasons and determination of the core nesting habitat.

Margules, C. y Usher, M.B. 1981. Criteria used in assessing wildlife conservation potencial. A review. *Biological Conservation* 4:79-109.

Martínez J., Adarraga I. 2003. Estructura y evolución temporal de los sedimentos y de las comunidades bentónicas afectadas por los vertidos de un colector de aguas residuales en San Sebastián (Guipúzcoa) (golfo de Vizcaya). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 19, 345-370.



Martínez-Lladó X., Gibert O., Martí V., Díez S., Romo J., Bayona J.M., de Pablo J., 2007. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and tributyltin (TBT) in Barcelona harbour sediments and their impact on benthic communities. *Environmental Pollution* 149, 104–113.

Massutí E., Moranta J. 2003. Demersal assemblages and depth distribution of elasmobranchs from the continental shelf and slope off the Balearic Islands (western Mediterranean). *ICES Journal of Marine Science* 60: 753-766.

Massutí E., Reñones O. 2005. Demersal resource assemblages in the trawl fishing grounds off the Balearic Islands (western Mediterranean). *Scientia Marina* 69: 167-181.

Mather, F.J., Mason, Jr., J.M. and Jones, A. (1995). Historical document: life history and fisheries of Atlantic bluefin tuna.

Medina, R..2011. “Estudio de alternativas de actuación en la Manga del Mar Menor, en el tramo de costa entre el Puerto de San Pedro del Pinatar y el Cabo de Palos”. Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino. G. Sostenibilidad de la Costa y del Mar. Demarcación de Costas en Murcia. Informe todavía Inédito.

Mediterranean Action Plan – UNEP Regional Activity Centre For Specially Protected Areas. Interaction of Marine Turtles with Fisheries in the Mediterranean.

Mediterranean Sea reflects water circulation patterns.

Megalofonou, P. , Yannopoulos, C. , Damalas, D. , De Metrio, G. , Deflorio, M. , De La Serna, J.M., Macias, D. Incidental catch and estimated discards of pelagic sharks from the swordfish and tuna fisheries in the Mediterranean Sea.

Meiggs T.H.O. 1980. The use of sediment analysis in forensics investigations and procedural requirements for such studies. *Contaminants and sediments*. Vol 1. Baker (Ed.). pp. 271-287.

Mejuto, J., J.M. de la Serna. Standardized catch rates in number and weight for the swordfish (*Xiphias gladius*) from the Spanish longline fleet in the Mediterranean sea, 1988-1993. SCRS/1994/053.

Menendez Prieto, A. El Plan Integral de Protección del Delta del Ebro. http://www.ciccp.es/biblio_digital/Urbanismo_I/congreso/pdf/040301.pdf

Menéndez, M. y F.A., Comin, 2000. Spring and summer proliferation of floating macroalgae in a Mediterranean coastal lagoon (Tancada Lagoon, Ebro Delta, NE Spain). *Est. Coast Shelf Sci.*, 51: 215-226.

Middleboe, A.L. y S. Markager, 1997. Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. *Freshwater Biology* 37: 553-568.

Milazzo, M. y Ramos-Esplá, A.A. Methods for studying of trampling on rocky shallow areas. In: *Introductory guide to methods for selected ecological studies in marine reserves*. R. Goñi, M. Harmelin-Vivien, F. Badalamenti, L. Le Dirach & G. Bernard (eds.). MAST-Ecomare, GIS Posidonie publ. Fr.: 63-68

Monzon-Arguello, C., C. Rico, E. Naro-Maciél, N. Varo-Cruz, P. López, A. Marco and L.F. López-Jurado.(2010). Population structure and conservation implications for the loggerhead sea turtle of the Cape Verde Islands.

Moon H.-B., Yoon S.-P., Jung R.H., Choi M. 2008. Wastewater treatment plants (WWTPs) as a source of sediment contamination by toxic organic pollutants and fecal sterols in a semi-enclosed bay in Korea. *Chemosphere* 73, 880–889.

Moore, J.E.; Cox, T.M.; Lewison, R.L.; Read, A.J.; Bjorkland, R.; McDonald, S.L.; Crowder, L.B.; Aruna, E.; Ayissi, I.; Espeut, P.; Joynson-Hicks, C.; Pilcher, N.; Poonian, C.N.S.; Solarin, B. y Kiszka, J. (2010). An interview-based approach to assess marine mammal and sea turtle captures in artisanal fisheries.

Morales J. A., Borrego J., Flor G., Gracia F. J., 2009. 1110 Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda (Bancales Sublitorales). 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. 57 p.



Moranta J., Stefanescu C., Massutí E., Morales-Nin B., Lloris D. 1998. Fish community structure and depth-related trends on the continental slope of the Balearic Islands (Algerian basin, western Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series* 171: 247-259.

Movements of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) tagged in the Mediterranean sea with pop-up satellite tags (SCRS/2004/114).

Munari C., Mistri M. 2007. Evaluation of the applicability of a fuzzy index of ecosystem integrity (FINE) to characterize the status of Tyrrhenian lagoons. *Marine Environmental Research* 64, 629–638.

Munari C., Mistri M. 2008. The performance of benthic indicators of ecological change in Adriatic coastal lagoons: Throwing the baby with the water? *Marine Pollution Bulletin* 56, 95-105.

Muxika I., Borja A., Bald J. 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55, 16–29.

Ocaña, O., García-de-los-Ríos, A. (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.

Occhipinti-Ambrogi A., Forni G., Silvestri C., Argyrou M., Jordana E., Mavric B., Pinedo S., Simboura N., Urbanic G., 2009. The Mediterranean intercalibration exercise on soft-bottom benthic invertebrates with special emphasis on the Italian situation. *Marine Ecology* 30, 495–504.

Olsgard, F. y Gray, J.S. 1995. A comprehensive analysis of the effects of offshore oil and gas exploration and production on the benthic communities of the Norwegian continental shelf. *Marine Ecology Progress Series* 122: 277-306.

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.

Ordines F., Massutí E., Guijarro B., Mas R. 2006. Diamond vs square mesh codend in a multi-species trawl fishery of the western Mediterranean: effects on catch composition, yield, size selectivity and discards. *Aquatic Living Resources* 19: 329–338.

Ortega, M., 2001. *Impactos sobre la calidad ambiental de los humedales Almerienses. Propuesta de un índice de integridad ecológica*. Tesis Doctoral. Universidad de Almería. Inédito.

Ortega, M., Casa, J.J., Aguilera, P.A y Castro, H., 2000. Hydrochemical characterization of wetlands in a semi-arid region of Eastern Andalucía (Almería, Spain): A preliminary study. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie*, 27: 372-377.

Paganelli D., Forni G., Marchini A., Mazziotti C., Occhipinti-Ambrogi A., 2011. Critical appraisal on the identification of reference conditions for the evaluation of ecological quality status along the Emilia-Romagna Coast (Italy) using MAMBI. *Marine Pollution Bulletin* 62, 1725-1735.

Palmer M., Quetglas A., Guijarro B., Moranta J., Ordines F., Massutí E. 2009. Performance of artificial neural networks and discriminant analysis in predicting fishing tactics from multispecific fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66: 224–237.

Pearson T.H., Rosenberg R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review* 16, 229–311.

Pérès J, Picard JM (1964). Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume* 31(47), 1–131

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 JM (1982). Zonations. En *Marine Ecology* V (1) Ed. O Kinne, pp 9-46, John Wiley, Chichester, London.



Pérez M, García T, Invers O, Ruiz JM (2008). Physiological responses of the seagrass *Posidonia oceanica* as indicators of fish farm impact. *Marine Pollution Bulletin*, 56, 5, 869--879

Pérez Ruzafa A, García-Charton JA, Barcala E, Marcos C (2006). Changes in benthic fish assemblages as a consequence of coastal Works in a coastal lagoon: the Mar Menor (Spain, Western Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin* 53:107-120.

Pérez Ruzafa, A., C. Marcos y I. Pérez Ruzafa, 2009. 30 años de estudios en la laguna costera del Mar Menor: de la descripción del ecosistema a la comprensión de los procesos y la solución de los problemas ambientales. En "El Mar Menor. Estado Actual del Conocimiento Científico", Instituto Mediterráneo del Agua (ed).

Pfannschmidt S., Heß M., Melzer R. Hofrichter R., Wilke M. Türkay M., Herzer K. 2001. Habitats y biocenosis. En: El Mar Mediterráneo. Fauna, flora, ecología. Parte I. R. Hofrichter (ed) Ediciones omega. Barcelona. pp 288-423.

Phillips D.J.H. 1978. The use of biological indicator organisms to quantitate organochlorine pollutants in aquatic environments - a review. *Environmental Pollution* 16, 167--229

Piet G., Lutchman I., 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.

Pinedo S., Jordana E., 2007. Spain (Catalonia and Balearic Islands). In: Carletti, A., Heiskanen, A.S. (Eds.), Water Framework Directive Intercalibration Technical Report Part 3: Coastal and Transitional waters. JRC Scientific and Technical Reports. JRC, ies, pp. 62--70.

Pinedo S., Jordana E., Salas F., Subida M.D., Garcia Adiego E., Torres J. 2012. Testing MEDOCC and BOPA indices in shallow soft-bottom communities in the Spanish Mediterranean coastal waters. *Ecological Indicators*. 19, 98-105

Pirc H (1985). Growth dynamics in *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Marine Ecology*, 6, 2, 141--165

Pirc H, Wollenweber B (1988). Seasonal changes in nitrogen, free amino acids, and C/N ratio in Mediterranean seagrasses, *Marine Ecology*, 9, 2, 167--179

Pleguezuelos, J. M. (Ed.). Asociación Herpetológica Española y Universidad de Granada, Granada.

Pranovi F., Da Ponte F., Torricelli P. 2007. Application of biotic indices and relationship with structural and functional features of macrobenthic community in the lagoon of Venice: an example over a long time series of data. *Marine Pollution Bulletin* 54, 1607-1618

Quetglas A., Guijarro B., Ordines F., Massutí E. 2012. Stock boundaries for fisheries assessment and management in the Mediterranean: the Balearic Islands as a case study. *Scientia Marina* 76:17-28.

Ramos, A.A., 1985. Contribución al conocimiento de las biocenosis bentónicas litorales de la Isla Plana o Nueva Tabarca (Alicante) En: *La reserva marina de la Isla Plana o Nueva Tabarca (Alicante)*. A.A. Ramos (ed.). Universidad de Alicante, Ayuntamiento de Alicante: 111- 147.

Ramos-Esplá, A.A, Vázquez, M., Izquierdo, A. y Antón, I. 2008. *Cartografía de las formaciones de verméticos: Dendropoma petraeum en la Comunidad Valenciana y evaluación de su estado de conservación*. Universidad de Alicante (CIMAR), Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge. Generalitat Valenciana, 120pp.

Ramos-Esplá, A.A., Díaz-Valdés, M., Fernández-Torquemada, Y., Giménez, F., Abellán, E. & Izquierdo, A. 2005. Estudio de la franja litoral de la Comunidad Valenciana dentro de la Directiva Marco del Agua: Macrófitos e invertebrados bentónicos (Substrato rocoso). *Informe Técnico Universidad de Alicante, Conselleria del Territori i Habitatge, Generalitat Valenciana*. 93pp.

Referencias bibliográficas reptiles

Rey, J.C., Alot, E., and Ramos, A. (1984). Synopsis biológica del bonito, Sarda sarda del Mediterráneo y Atlántico Este.



Riba I., Conradi M., Forja J.M., DelValls T.A. 2004. Sediment quality in the Guadalquivir estuary: lethal effects associated with the Aznalcollar mining spill. *Marine Pollution Bulletin* 48, 144–152.

Risueño Mata, P. Y J. Hernández Núñez De Arenas, 2000. Planes de recuperacion en peces en la comunidad valenciana: el Fartet y el Samaruc. *Publicaciones de Biología de la Universidad de Navarra, Serie Zoológica*, 26: 17-30

Rodríguez Estrella, T., 2009. El Mar Menor: Geología y sus relaciones con las aguas subterráneas del continente. En “El Mar Menor. Estado Actual del Conocimiento Científico”, Instituto Mediterráneo del Agua (ed).

Rodríguez-Roda, J. and A. Di Centa (1980). Área de puesta del atún, melva y bonito en las costas de España y Marruecos.

Rojo-Nieto, E., Álvarez-Díaz, P. D., Morote, E., Burgos-Martín, M., Montoto-Martínez, T., Sáez-Jiménez, J. & Toledano, F., (2011). Strandings of cetaceans and sea turtles in the Alboran Sea and Strait of Gibraltar: a long-time glimpse of the north coast (Spain) and the south coast (Morocco).

Romero, I. 2011. Modification of the Assessment pressure methodology Land Uses Simplified Index (LUSI). MED GIG BQE Phytoplankton.

Rooker, J.R., Alvarado Bremer, J.R., Block, B.A., de Metrio, G., Corriero, A., Krause, R.T. Prince, E.D., Rodriguez-Marin, E. and Secor, D.H. (2007), Life history and stock structure of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*).

Rooker, J.R.; Secor, D.H.; Zdanowicz, V.S.; de Metrio, G. y Relini, L.O. (2003). Identification of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) stocks from putative nurseries using otolith chemistry.

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.

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.

Ruiz, J.M., Ramos, A. y García, R. 2008. Introducción reciente y expansión del alga tropical invasora *Caulerpa racemosa* en el litoral de la región de Murcia. Instituto Español de Oceanografía.

Russ, G. R., 2002. Yet another review of marine reserves as reef fishery management tools. In: *Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem*: 421–443 (P. F. Sale, Ed.). Academic Press.

Sabatés A. and Recasens, L. (2001). Seasonal distribution and spawning of small tunas, *Auxis rochei* and *Sarda sarda* in the northwestern Mediterranean.

Sáez J., Álvarez P. Informe sobre las Consecuencias de Las Maniobras Militares en el Mar de Alborán y Estrecho de Gibraltar.

Sala, E. Bouderesque, C.F., Harmelin-Vivien, M. 1998. Fishing, trophic cascades, and the structure of algal assemblages: evaluation of an old but untested paradigm. *Oikos* 82: 425-439.

Salas F., Marcos C., Neto J.M., Patrício J. 2006. User-friendly guide for using benthic ecological indicators in coastal and marine quality assessment. *Ocean and Coastal Management* 49, 308-331.

Sánchez-Lizaso, J.L., Romero, J., Ruíz, J.M., Gacia, E., Buceta, J.L., Invers, O., Torquemada, Y.F., Más, J., Ruíz-Mateo, A., Manzanera, M., 2008. Salinity tolerance of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: recommendations to minimise the impact of brine discharges from desalination plants. *Desalination* 221, 602-607.



Sardá R., Pinedo S., Gremare A., Taboada S. 2000. Changes in the dynamics of shallow sandy-bottom assemblages due to sand extraction in the Catalan Western Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science* 57, 1446-1453.

Senent Alonso, M. , D.Martínez, F. Cabezas, J.L. García y P. Baudron, 2009. Aproximación mediante modelización matemática a la evaluación de las descargas del acuífero cuaternario del Campo de Cartagena al Mar Menor (Murcia). En "El Mar Menor. Estado Actual del Conocimiento Científico", Instituto Mediterráneo del Agua (ed).

SEPA, 2005. Scottish Environment Protection Agency. Regulation and monitoring of marine cage fish farming in Scotland. A manual of Procedures. Standard Monitoring Survey. Version 1.6. <http://www.sepa.org.uk/guidance/fishfarmmanual/manual.asp>.

Shea D. 1988. Developing national sediment quality criteria. *Environmental Science and Technology* 22, 1256-1281.

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 JG, Gislason H. 2005. Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 384-396.

Simboura N., Reizopoulou S. 2008. An intercalibration of classification metrics of benthic macroinvertebrates in coastal and transitional ecosystems of the Eastern Mediterranean ecoregion (Greece). *Marine Pollution Bulletin* 56, 116–126.

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

Skei, J., Larsson, P., Rosenberg, R., Jonsson, P., Olsson, M. & Broman, D., 2000. Eutrophication and contaminants in aquatic ecosystems. *Ambio* 29: 184–194.

Smith J., Shackley S.E. 2006. Effects of the closure of a major sewage outfall on sublittoral., soft sediment benthic communities. *Marine Pollution Bulletin* 52, 645–658.

Soltan, D. Verlaque, M., Bouderesque, C.F., Francour, P. 2001. Changes in macroalgal communities in the vicinity of the Mediterranean sewage outfall after the setting up of a treatment plan. *Marine Pollution Bulletin* 42: 59-70.

Sostoa, A., Caiola, N. M., Vinyoles, D., Sánchez, S., Franch, C., Casals, F., Godé, L., Munné,A. (2003). Desenvolupament d'un índex d'integritat biòtica (IBICAT) basat en l'ús dels peixos com a indicadors de la qualitat ambiental dels rius a Catalunya. Informe ACA.

Sousa et al, 2009.

Stephenson y Stephenson, 1949. The universal features of zonation between tide-marks on rocky coast. *J. Ecol.* , 37: 289-305.

Stevens J.D., Bonfil R., Dulvy N.K., Walker P.A. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science* 57: 476–494. 2000

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 measyres. *Ecological Indicators* 19, 106-117

Tataranni M., Lardicci C., 2010. Performance of some biotic indices in the real variable world: a case study at different spatial scales in North-Western Mediterranean Sea. *Environmental Pollution* 158, 26–34.

Templado, J. Guallart, J., Capa, M. y Luque, A. 2009. 1170 Arrecifes. En: W.AA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitats de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 142 p.



Templado, J., Calvo, M., Boisset, F., García Carrascosa, A.M. & Jiménez, J. 2002. Flora y Fauna de la Reserva Marina de las islas Columbretes. Secretaría General de Pesca Marítima, MAPA, Madrid, 263 pp.

Tiews, K. (1963). An attempt to estimate the rate of transatlantic exchange of large bluefin tuna from German tuna catches by means of the feeding condition factor K.

Tomás J, Fernández M, Raga JA (2003) Sea turtles in Spanish Mediterranean waters: surprises in 2001.

Tserpes G., and N. Tsimenides (1995). Determination of age and growth of swordfish, *Xiphias gladius* L. 1758, in the eastern Mediterranean using anal-end spines.

Tserpes, G. Peristeraki and S.Somarakis (2001). On the reproduction of swordfish (*Xiphias gladius*) in the eastern Mediterranean.

UNESCO, 1981. Coastal lagoons research, present and future. UNESCO Technical Papers in Marine

Vicente N. and de Gaulejac B. (1993). *Pinna nobilis* L. (Mollusque Bivalve), indicateur biologique du littoral Méditerranéen. In: Qualité du milieu marin. Indicateurs biologiques et physicochimiques, pp. 141-150. Gis Posidonie Publ., Marseille

Ward, T.J., Vanderklift, M.A., Nicholls, M.A. y Kenchington, R.A. 1999. Selecting marine reserves using habitats and species assemblages as surrogates for biological diversity. *Ecological applications* 9: 691-698.

Warwick R.M. 1993. Environmental impact studies on marine communities: pragmatical considerations. *Australian Journal Ecology* 181, 63-80.

Warwick R.M., Clarke K.R. 1991. A comparison of some methods for analyzing changes in benthic community structure. *Journal of Marine Biological Association*.UK 711, 225-244.

WFD CIS Guidance Document Nº 13. *Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential*. 27pp.

Willians P.H. y Gaston, K.J. 1994. Measuring more of biodiversity: Can higher taxon richness predict wholesale species richness? *Biological Conservation* 67: 211-217.

Zacharias, M.A. y Roff, J.C. 2000. A hierarchical ecological approach to conserving marine biodiversity. *Conservation Biology* 14: 1327-1334.

Zarzo Martínez D. 2008 Desarrollo, implantación y tecnología de las EDARs. Actas curso. Internacional Faculty for Executives. IFAES. 19 y 20 de febrero. Madrid, Spain.

Zibrowius, H. y Ramos, A.A. 1983. *Oculina patagonica*, scléactiniaire exotique en Méditerranée – nouvelle observations dans le Sud-Est de l'Espagne. *Rap. Comm. Int. Explor. Sci. Médit.* (CIESM), 28 (3) : 297-301.