

1120

POSIDONION OCEANICAE.
PRADERAS DE POSIDONIA OCEANICA (*)

AUTORES

Elena Díaz Almela y Núria Marbà

Esta ficha forma parte de la publicación **Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España**, promovida por la Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino).

Dirección técnica del proyecto

Rafael Hidalgo.

Realización y producción



Coordinación general

Elena Bermejo Bermejo y Francisco Melado Morillo.

Coordinación técnica

Juan Carlos Simón Zarzoso.

Colaboradores

Presentación general: Roberto Matellanes Ferreras y Ramón Martínez Torres. Edición: Cristina Hidalgo Romero, Juan Párbole Montes, Sara Mora Vicente, Rut Sánchez de Dios, Juan García Montero, Patricia Vera Bravo, Antonio José Gil Martínez y Patricia Navarro Huercio. Asesores: Íñigo Vázquez-Dodero Estevan y Ricardo García Moral.

Diseño y maquetación

Diseño y confección de la maqueta: Marta Munguía.

Maquetación: Do-It, Soluciones Creativas.

Agradecimientos

A todos los participantes en la elaboración de las fichas por su esfuerzo, y especialmente a Antonio Camacho, Javier Gracia, Antonio Martínez Cortizas, Augusto Pérez Alberti y Fernando Valladares, por su especial dedicación y apoyo a la dirección y a la coordinación general y técnica del proyecto.

Las opiniones que se expresan en esta obra son responsabilidad de los autores y no necesariamente de la Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino).

Autores: Elena Díaz Almela¹ y Núria Marbà¹.

¹Institut Mediterrani d'Estudis Avançats (CSIC-UIB).

Colaboraciones específicas relacionadas con los grupos de especies:

Invertebrados: Centro Iberoamericano de la Biodiversidad (CIBIO, Instituto Universitario de Investigación, Universidad de Alicante). José Ramón Verdú Faraco, M^a Ángeles Marcos García, Estefanía Micó Balaguer, Catherine Numa Valdez y Eduardo Galante Patiño.

Plantas: Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP). Jaime Güemes Heras, Álvaro Bueno Sánchez (directores), Reyes Álvarez Vergel (coordinadora general), M^a Inmaculada Romero Buján (coordinador regional) y M^a Inmaculada Romero Buján (colaboradores-autores).

Fotografía de portada: Juan Serón Aguirre.

A efectos bibliográficos la obra completa debe citarse como sigue:

VV.AA., 2009. *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

A efectos bibliográficos esta ficha debe citarse como sigue:

DÍAZ, E. & MARBÀ, N., 2009. 1120 *Posidonion oceanicae*. Praderas de *Posidonia oceanica* (*).
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. 129 p.

Primera edición, 2009.

Edita: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Secretaría General Técnica.
Centro de Publicaciones.

NIPO: 770-09-093-X

ISBN: 978-84-491-0911-9

Depósito legal: M-22417-2009

1. PRESENTACIÓN GENERAL	7
1.1. Código y nombre	7
1.2. Definición	7
1.3. Descripción	7
1.4. Problemas de interpretación	8
1.5. Esquema sintaxonómico	8
1.6. Distribución geográfica	
2. CARACTERIZACIÓN ECOLÓGICA	13
2.1. Regiones naturales	13
2.2. Identificación de masas de agua superficiales	15
2.3. Factores biofísicos de control	39
2.4. Subtipos.	43
2.5. Exigencias ecológicas	43
2.6. Taxones Anexos II, IV y V	57
3. EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN	59
3.1. Determinación y seguimiento de la superficie ocupada	59
3.2. Identificación y evaluación de las especies típicas y/o indicadoras	61
3.3. Evaluación de la estructura y función	66
3.3.1. Factores, variables y/o índices	66
3.3.2. Protocolo para determinar el estado de conservación global de la estructura y función	93
3.3.3. Protocolo para establecer un sistema de vigilancia global del estado de conservación de la estructura y función	94
3.4. Evaluación de las perspectivas de futuro	102
4. RECOMENDACIONES PARA LA CONSERVACIÓN	105
5. INFORMACIÓN COMPLEMENTARIA	111
5.1. Bienes y servicios	111
5.2. Líneas prioritarias de investigación	112
6. BIBLIOGRAFÍA CIENTÍFICA DE REFERENCIA	113
Anexo 1: Información complementaria sobre especies	127



1. PRESENTACIÓN GENERAL

1.1. CÓDIGO Y NOMBRE

1120 *Posidonia oceanicae*.
Praderas de *Posidonia oceanica* (*)

1.2. DEFINICIÓN

El tipo de hábitat 1120 *Posidonia Oceanicae*. Praderas de *Posidonia oceanica* (*) son praderas submarinas milenarias formadas por la angiosperma marina *Posidonia oceanica*, endémica del mar Mediterráneo, que coloniza sustrato duro o blando, con un crecimiento muy lento. Estas praderas que albergan una gran biodiversidad, están identificadas como tipo de hábitat prioritarios, según la Directiva de Hábitats (92/43/CEE). En las costas españolas, en aguas transparentes y oligotróficas llegan a alcanzar los 45 m de profundidad. Hay que matizar la definición del manual sobre el rango relativamente amplio de temperatura e hidrodinamismo que admiten las praderas: el hidrodinamismo es un factor importante que delimita claramente en las costas abiertas la profundidad mínima de las praderas de *P. oceanica*, y éstas están fuertemente modeladas por las corrientes de fondo costeras. Respecto a la temperatura, el crecimiento de la planta se reduce y su mortalidad aumenta en los veranos muy cálidos. Se ha sugerido que la mayor floración de *P. oceanica* tras estos veranos cálidos podría ser una respuesta al estrés térmico.

1.3. DESCRIPCIÓN

Las praderas de *Posidonia oceanica* forman una canopea tupida debido a su densidad (puede superar ampliamente los 1.000 haces/m² en zonas someras) y la longitud y anchura de sus hojas (que pueden superar el metro de longitud en verano). Las hojas verdes de esta planta suelen aparecer fuertemente cubiertas de una comunidad de epífitos, especialmente densa en verano. A menudo forman en su base acumulaciones biogénicas que pueden alcanzar varios metros de espesor. Estos arrecifes, también llamados “mata” (adaptación

Código y nombre del tipo de hábitat en anexo I de la Directiva 92/43/CEE

1120 Praderas de *Posidonia* (*Posidonia oceanicae*) (*).

Definición del tipo de hábitat según el Manual de interpretación de los tipos de hábitat de la Unión Europea (EUR25, abril 2003)

Praderas de *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile, características de la zona infralitoral mediterránea (rango de profundidad: desde unas pocas decenas de centímetros hasta 30 - 40 m). Creciendo sobre sustrato duro o blando, estas praderas constituyen una de las principales comunidades climax de las costas mediterráneas. Pueden soportar variaciones de temperatura e hidrodinamismo relativamente amplias, pero son sensibles a los cambios de salinidad, requiriendo generalmente salinidades del 36 a 39 por 1.000.

Relaciones con otras clasificaciones de hábitat

EUNIS Hábitat Classification 200410

A5.5 Sublittoral macrophyte-dominated sediment

EUNIS Hábitat Classification 200410

A5.53 Sublittoral seagrass beds

Palaeartic Hábitat Classification 1996

11.34 *Posidonia beds*

desafortunada del término francés “matte”) se elevan por la acumulación de sedimentos y conchas en el entramado de rizomas de la planta y por el crecimiento vertical de estos rizomas, con el cual la planta responde. Las praderas pueden formar cinturones extensos más o menos continuos a lo largo de la costa, de varios km², o formar manchas de unos pocos metros cuadrados. En ocasiones, las praderas de *Posidonia oceanica* se imbrican con praderas de otras angiospermas marinas más pequeñas, como las de *Cymodocea nodosa*, siempre en mosaico, nunca mezcladas.

1.4. PROBLEMAS DE INTERPRETACIÓN

Las praderas de *Posidonia oceanica* son fáciles de distinguir de las de otras angiospermas marinas como

(*) El tipo de hábitat de interés comunitario es prioritario según la Directiva de Hábitats (92/43/CEE).

Cymodocea nodosa, *Zostera marina* o *Z. noltii*, por su mayor tamaño (especialmente la anchura de sus hojas), la densidad de su canopea, por sus gruesos rizomas leñosos y el porte de los arrecifes que forma.

A primera vista se puede confundir con las praderas de *Z. marina*, infrecuentes en el mediterráneo. Ambas praderas pueden coexistir en el mar de Alborán y en el Golfo de León.

1.5. ESQUEMA SINTAXONÓMICO

Código del tipo de hábitat de interés comunitario	Hábitat del Atlas y Manual de los Hábitat de España	
	Código	Nombre Científico
1120*	112010	<i>Posidonium</i> Br.-Bl., Roussine & Nègre 1952
1120*	112011	<i>Posidonietum oceanicae</i> Funk 1927

Tabla 1.1

Clasificación del tipo de hábitat 1120*.

Datos del Atlas y Manual de los Hábitat de España (inédito).

1.6. DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA

Las praderas de *Posidonia oceanica* son endémicas del mar Mediterráneo y están presentes en todos sus países ribereños. Se estima que ocupan entre 2,5 y 4,5 millones de hectáreas sumergidas (Pascalini *et al.*, 1998); lo cual constituiría alrededor de un 25% del fondo mediterráneo somero

(por encima de los 50 m de profundidad). La extensión de praderas incluidas en la red Natura 2000 en todo el Mediterráneo ocupa sólo unos 0,3 millones de hectáreas, es decir, entre el 6% y el 12% de la extensión global de las praderas. En las costas españolas (mar de Alborán) se encuentra el extremo occidental de distribución de este tipo de hábitat.



Figura 1.1

Mapa de distribución del tipo de hábitat 1120* por regiones biogeográficas en la Unión Europea. Datos de las listas de referencia de la Agencia Europea de Medio Ambiente.



Figura 1.2

Mapa de distribución estimada del tipo de hábitat 1120*.
 Datos del *Atlas de los Hábitat de España*, marzo 2005.

Región biogeográfica	Superficie ocupada por el hábitat (ha)	Superficie incluida en LIC	
		(ha)	(%)
Alpina			
Atlántica			
Macaronésica			
Mediterránea	35.513,49	18.619,60	52,43
TOTAL	35.513,49	18.619,60	52,43

Tabla 1.2

Superficie ocupada por el tipo de hábitat 1120* por región biogeográfica, dentro de la red Natura 2000 y para todo el territorio nacional.

Datos del *Atlas de los Hábitat de España*, marzo de 2005.

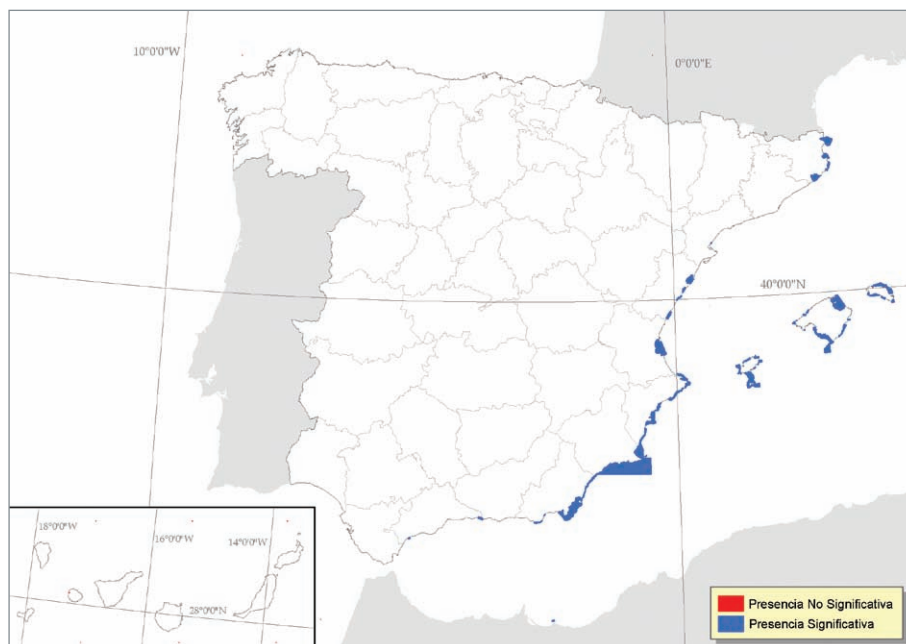


Figura 1.3

Mapa de distribución estimada de tipo de hábitat 1120*.
 Datos del *Atlas de los Hábitat de España*, marzo de 2005.

Región biogeográfica	Evaluación de LIC (número de LIC)				Superficie incluida en LIC (ha)
	A	B	C	In	
Alpina	—	—	—	—	—
Atlántica	—	—	—	—	—
Macaronésica	—	—	—	—	—
Mediterránea	48	16	6	—	70.031,82
TOTAL	48	16	6	—	70.031,82

A: excelente; B: bueno; C: significativo; In: no clasificado.

Datos provenientes de los formularios normalizados de datos de la red Natura 2000, enero de 2006.

Tabla 1.3

Número de LIC en los que está presente el tipo de hábitat 1120*, y evaluación global de los mismos respecto al tipo de hábitat. La evaluación global tiene en cuenta los criterios de representatividad, superficie relativa y grado de conservación.

Datos provenientes de los formularios normalizados de datos de la red Natura 2000, enero de 2006.

1120* PORCENTAJE DE COBERTURA

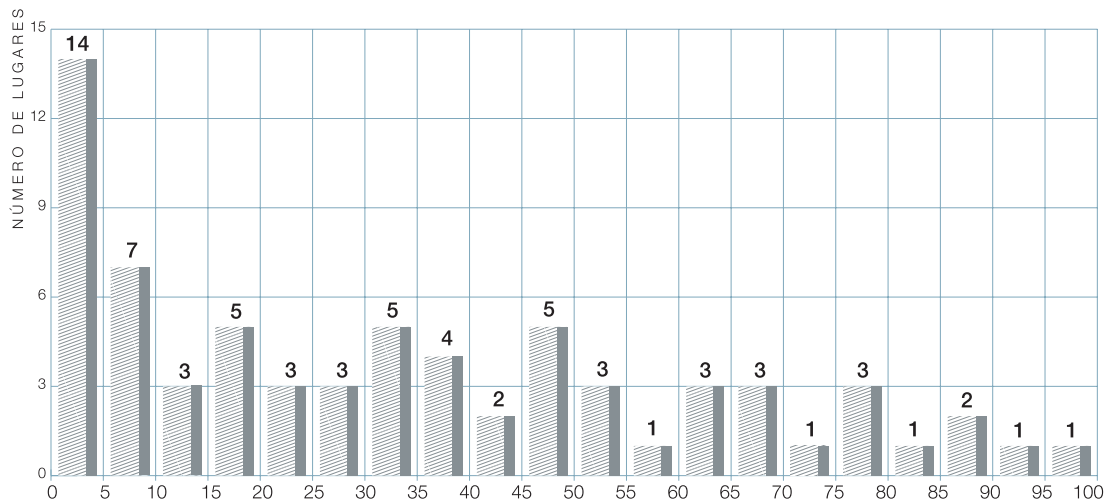


Figura 1.4

Frecuencia de cobertura del tipo de hábitat 1120* en LIC.

La variable denominada *porcentaje de cobertura* expresa la superficie que ocupa un tipo de hábitat con respecto a la superficie total de un determinado LIC.

		ALP	ATL	MED	MAC
Andalucía	Sup.			9,21%	
	LIC			10%	
Cataluña	Sup.			2,86%	
	LIC			7,14%	
Ceuta	Sup.				
	LIC			1,42%	
Comunidad Valenciana	Sup.			22,64%	
	LIC			18,57%	
Islas Baleares	Sup.			51,90%	
	LIC			58,57%	
Melilla	Sup.				
	LIC			1,43%	
Región de Murcia	Sup.			13,36%	
	LIC			4,28%	

Tabla 1.4

Distribución del tipo de hábitat 1120* en España por comunidades autónomas en cada región biogeográfica.

Sup.: porcentaje de la superficie ocupada por el tipo de hábitat de interés comunitario en cada comunidad autónoma respecto a la superficie total de su área de distribución a nivel nacional, por región biogeográfica.

LIC: porcentaje del número de LIC con presencia significativa del tipo de hábitat de interés comunitario en cada comunidad autónoma respecto al total de LIC propuestos por la comunidad en la región biogeográfica. Se considera presencia significativa cuando el grado de representatividad del tipo de hábitat natural en relación con el LIC es significativo, bueno o excelente, según los criterios de los formularios normalizados de datos de la red Natura 2000.

Datos del *Atlas de los Hábitat de España*, marzo de 2005, y de los formularios normalizados de datos de la red Natura 2000, enero de 2006.



2. CARACTERIZACIÓN ECOLÓGICA

2.1. REGIONES NATURALES

El tipo de hábitat 1120* se encuentra en la región natural mediterránea del litoral español, en las

subregiones siguientes:

(1) Golfo de León, (2) Delta del Ebro, (3) Levante, (4) Promontorio Balear y (5) Mar de Alborán (ver figura 2.1).

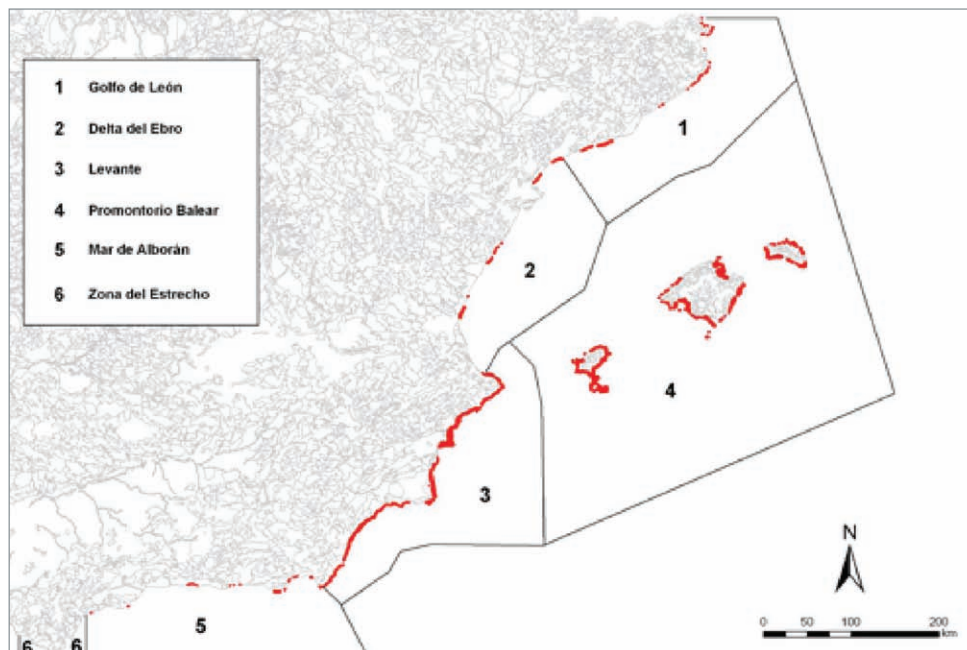


Figura 2.1

Mapa de las regiones naturales mediterráneas en el litoral español y distribución aproximada del tipo de hábitat 1120* (praderas de *Posidonia oceanica*). Datos del *Atlas de los Hábitat de España* (inédito).

El tamaño de las praderas no aparece a escala, sino que está algo exagerado para que se vean los puntos más pequeños.

La extensión del tipo de hábitat 1120* en todo el litoral español fue estimada por Mas *et al.* (1993) en 2.800 km² y, según el *Atlas de los Hábitat de España*, sería de 9.648 km². La extensión de las praderas de *P. oceanica* es muy importante en el Levante, donde, según el *Atlas de los Hábitat de España*, ocupan al menos un 18% del área ocupada por las masas de agua definidas, es decir, unos 387 km², (figuras 2.2 y 2.3, ciertas extensiones de

pradera quedan fuera de las masas de agua definidas y no se cuentan aquí). Las praderas son especialmente abundantes en las Islas Baleares: según el *Atlas de los Hábitat de España*, un 24% de los fondos de las masas de agua definidas, es decir, unos 378 km², están ocupados por este tipo de hábitat (aunque además hay extensiones importantes de pradera que quedan fuera de las masas de agua definidas), sin embargo, cartografías recientes de

algunas zonas LIC costeras de las islas y la observación de fotografías aéreas indican que la extensión del tipo de hábitat 1120* consignada en el *Atlas de los Hábitat de España* es de 2 a 3 veces inferior a la real. Solamente la gran pradera del parque de Ses Salines-Els Freus de Ibiza y Formentera tiene una extensión estimada en 700 km², y estimamos que la extensión del tipo de hábitat 1120* en el archipiélago es de unos 1.200 km². En las regiones 1, 2 y 5, las praderas de *P. oceanica* son mucho menos abundantes: en el Golfo de León, con grandes tramos de costa muy expuestos, las praderas tienen un desarrollo limitado y en algunos tramos han sufrido fuertes regresiones en las últimas décadas, lo cual ha reducido su extensión a unos 30 km², 4,5% de su litoral (ver figura 2.2 y 2.3). En el delta del Ebro, la pluma fluvial de este río, la fuerte exposición de las costas al viento de Levante y la fuerte presión turística e industrial sobre el litoral también han reducido mucho la extensión de este tipo de hábitat (9,3 km², 0,5% de su litoral).

Por último, en el mar de Alborán, donde se encuentra el extremo occidental de distribución de *Posido-*

nia oceanica, la influencia atlántica, con aguas más frías y menos saladas, limita el desarrollo de las praderas, cuya extensión se reduce fuertemente hacia el oeste, presentándose como relictos, en manchas dispersas, en la punta de Calaburras, su extremo occidental. Además, la presión antrópica ejercida sobre algunas zonas en las últimas décadas (desarrollo urbanístico, pesca de arrastre, etc.) y enterramientos recientes por fuertes aluviones han reducido aún más sus poblaciones.

Por último, de la intersección de la cartografía de las praderas de *P. oceanica* del *Atlas de los Hábitat de España* con la cartografía de las masas de agua, resulta que 83 km² de este tipo de hábitat no aparecen asociados a ninguna de las masas de costeras actualmente definidas, bien sea porque se encuentran mar adentro, excediendo el límite exterior de las masas de agua costeras, o porque se encuentran en lugares donde aún no se han definido masas de agua. Este segundo caso es el de las praderas que se encuentran frente a las costas de Melilla y Chafarinas (en la subregión del mar del Alborán) o en las islas Columbretes (en la subregión del delta del Ebro).

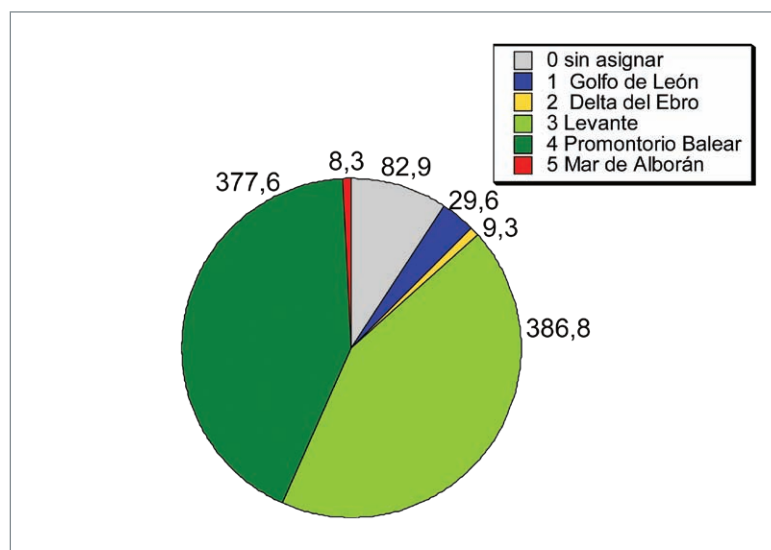


Figura 2.2

Superficie aproximada (en km²) ocupada por el tipo de hábitat 1120* en las masas de agua litorales de cada subregión.

Los 82,9 km² de praderas de *Posidonia oceanica* "sin asignar" son praderas que aparecen en el *Atlas de los Hábitat de España* que se encuentran fuera de las masas de agua actualmente definidas.

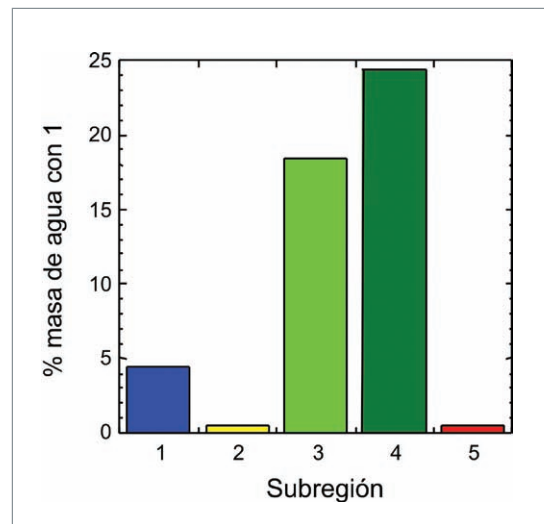


Figura 2.3

Porcentaje de área ocupada por praderas de *P. oceanica* en cada subregión, en el conjunto de sus masas de agua. Datos del *Atlas de los Hábitat de España* y cartografía de las masas de agua. El código para cada subregión corresponde al definido en la figura 2.2.

2.2. IDENTIFICACIÓN DE MASAS DE AGUA SUPERFICIALES

Región: Mar Mediterráneo

Aguas euhalinas (de 30 a <40‰), con una amplitud de las mareas inferior a 1 m y con hidrodinamismo moderado.

■ Subregión 1: Golfo de León

Las masas de agua han sido definidas por la Agencia Catalana del Agua ACA (2006) desde la línea de costa hasta una milla náutica (1.982 m) mar adentro. La tipificación de las aguas costeras se ha realizado en base al sistema B del anexo II de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) y siguiendo las recomendaciones del grupo de trabajo COAST, creado por la Comisión Europea en la estrategia común de implementación de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) Marco del Agua de mayo de 2001. Se han utilizado los factores obligatorios (latitud, longitud, amplitud de mareas y salinidad), algunos optativos (composición media del sustrato y pendiente del fondo) y otro adicional (influencia fluvial).

La información sobre las praderas existentes se ha extraído de DGPAM (2001) y del *Atlas de los Hábitat de España*. Según este último, el tipo de hábitat 1120* ocupa unos 30 km² de la franja de costa ocupada por las masas de agua costeras (que suman un total de 662 km²), es decir, alrededor del 4% del litoral hasta una milla náutica mar adentro.

Código Masa 1.1.

CWM2 (fondo rocoso profundo) Masas C1-6, C9-14 (ACA)

Praderas de *Posidonia oceanica* en aproximadamente en el 8,8% de la línea de costa. Buena parte de estas praderas se encuentran dentro de una zona LIC costera (ver tabla 2.1 y figuras 2.4 y 2.5).

Código Masa 1.2.

Código tipo: CWM3 (fondo arenoso somero con influencia fluvial) Masa: C7 (ACA)

Praderas de *Posidonia oceanica* dispersas que no se encuentran dentro de ninguna zona LIC (ver tabla 2.2, figura 2.4), aunque las fanerógamas marinas se encuentran protegidas como especie por la legislación de la Comunidad de Cataluña (orden 91.210.098 DOGC nº 1479 12/08/1991). Las ma-

sas de agua C19 (St. Adrià de Besòs) y C21 (Llobregat) pertenecerían a este tipo, pero se han propuesto como masas de agua muy modificadas por los aportes de emisarios urbanos y ríos contaminados (Besòs), así como por la fuerte construcción litoral. Las praderas de estas áreas han desaparecido completamente, aunque no se descarta la posibilidad de encontrar relictos.

Código Masa 1.3.

Código: CWM3 (fondo arenoso somero) Masas: C16-17, C23-26 (ACA)

Praderas de *Posidonia oceanica* abundantes (ver tabla 2.3). La masa C20 (Barcelona) pertenecería a este tipo, pero se encuentra altamente modificada y ha perdido

sus praderas (aunque podrían quedar relictos). Casi todas estas praderas se encuentran asociadas a alguna zona LIC costera (ver tabla 2.3; figuras 2.5 y 2.6).

Código Masa 1.4.

Código tipo: CWM8 (fondo arenoso profundo con influencia fluvial) Masa: C11 ACA. Incluye la reserva marina de las islas Medas (ver tabla 2.4; figura. 2.3).

Código Masa 1.5.

Código: CWM4 (fondo arenoso profundo) Masa 101028 (C28, ACA) Cabo de Salou

Posidonia oceanica: manchas dispersas. Área sin figura de protección (ver figura 2.6).

Código Dem.	Código ACA	Nombre masa de agua	S masa (ha)	Nombre Pradera	Latitud (°N)	Longitud (°E)	S 1120 (ha)	% 1120	Prof. (m)	Zonas LIC	Código LIC
101002	C1	Portbou	1.882	Llançà			3	0,1			
101003	C2	Bahía Port de la Selva	299	Port de la Selva	42° 20,5'	3° 11,7'	30 (51)	10	7-17		
101004	C3	Cabo de Creus	3.017	Portlligat	42° 17,7'	3° 17,5'	18 (13)	0,6	1-16	Cabo de Creus	ES5120007
101005	C4	Bahía de Cadaqués		Cadaqués	42° 17,1	3° 17'	(26)		2-17		
101006	C5	Cabo Norfeu	1.483	1. Cala Pelosa 2. Cala Jóncols 3. Cala Montjoi	42° 15,2' 42° 15,0' 42° 15,0'	3° 15,4' 3° 14,5' 3° 13,8'	1 (12) (5) (10)	0,1	1-21 2-16 1-20	Cabo de Creus	ES5120007
101014	C14	Begur - Blanes	11.072	1. Palamós 2. St. Feliu de Guíxols 3. Lloret de Mar	41° 50,5' 41° 46,5' 41° 42,5'	2° 8,0' 3° 0,8' 2° 51'	61 (14) (24) (38)	0,6	9-16 13-27 13-25	1. Litoral del Baix Empordà 2. Macizo de Cadiretes	ES5120015 ES5120013

Tabla 2.1

Masas de agua sobre fondo rocoso profundo, praderas de *Posidonia oceanica* y zonas LIC costeras conteniendo el tipo de hábitat 1120* en las costas catalanas de la subregión del Golfo de León.

Las estimas de la superficie ocupada por el tipo de hábitat 1120* se han obtenido del *Atlas de los Hábitat de España*, salvo aquellas entre paréntesis, que han sido obtenidas a partir de la red catalana de vigilancia de las fanerógamas marinas (Renom & Vilarò, 2001). También de éste último se han obtenido los rangos de profundidad de las praderas.

La superficie de las masas de agua se ha obtenido de la cartografía nacional de las masas de agua.

Código Dem.	Código ACA	Nombre masa	S masa (ha)	Nombre Pradera	Latitud (°N)	Longitud (°E)	S 1120 (ha)	% 1120	Prof. (m)
101008	C7	Rosas - Castillo de Ampurias	1.611	Rosas	42° 14,5' - 42° 15,7'	3° 8,5' - 3° 11'	16 (51)	1	3-11
20883	C33	Cap Roig (El Perelló)	1.758	L'Ampolla	40° 48,7' - 40° 49,5'	0° 43,3' - 0° 45,3'	0 (168)		7-13

Tabla 2.2

Masas de agua sobre fondo arenoso somero con influencia fluvial y praderas de *Posidonia oceanica* asociadas.

Los datos se han obtenido de las fuentes citadas en la leyenda de la tabla 2.1.

Estas masas de agua tienen zona LIC, pero no cubren el área donde se encuentran las praderas.

Código Dem.	Código ACA	Nombre masa	S masa (ha)	Localidad Pradera	Latitud (°N)	Longitud (°E)	S 1120 (ha)	% 1120	Prof. (m)	Zona LIC	Código LIC
101016	C16	Pineda de Mar - Mataró	4.479	Arenys de Mar	41° 34'	2° 34'	11 (140)	0,2	7-15	Costas del Maresme	ES5110017
101017	C17	Mataró - Montgat	2.053	Mataró	41° 32''	2° 28,5'	0 (391)		10-19	Diminuta franja de la zona anterior	
101023	C23	Sitges	2.597	Garraf	41° 10,7' - 41° 14'	1° 38' - 1° 51'	281	10,8	10-16	Costas del Garraf	ES5110020
101024	C24	Vilanova i la Geltrú	2.020	Garraf			516	25,5			
101025	C25	Cubelles - Altafulla	5.258	Torredembarra	41° 6,5'	1° 16'	734 (370)	14	9-17	1. Costas del Garraf	ES5110020
					-	-					
101026	C26	Tarragona Norte	1.699	Torredembarra	41° 11'	1° 36'				Costas de Tarragona	ES5140007

Tabla 2.3

Masas de agua sobre fondo arenoso somero, praderas de *Posidonia oceanica* y zonas LIC costeras asociadas.

Datos obtenidos según tabla 2.1.

Código Dem.	Código ACA	Nombre masa de agua	S masa (ha)	Nombre pradera	Lat. (°N)	Long. (°E)	S 1120 (ha)	Prof. (m)	Zona LIC	Código LIC
101012	C11	Torroella de Montgrí - El Ter	947	1. Cala Montgó 2. Islas Medas	42° 2,8' 42° 2,8'	3° 12,7' 3° 13,3'	0 (51) (6,9)	7-17 3-17	Montgrí, Medas, Bajo Ter	ES5120016

Tabla 2.4

Masas de agua sobre fondo arenoso profundo con influencia fluvial, praderas de *Posidonia oceanica* y zona LIC asociada.

Datos obtenidos según tabla 2.1.

Figura 2.4
Masas de agua (en azul, leyendas en negro), praderas de *Posidonia oceanica* (Atlas de los Hábitat de España, en rojo) y zonas LIC en las costas septentrionales de Cataluña (contorno y leyendas azul oscuro, subregión del Golfo de León).
 Las praderas están algo exageradas para mostrar las praderas más pequeñas.

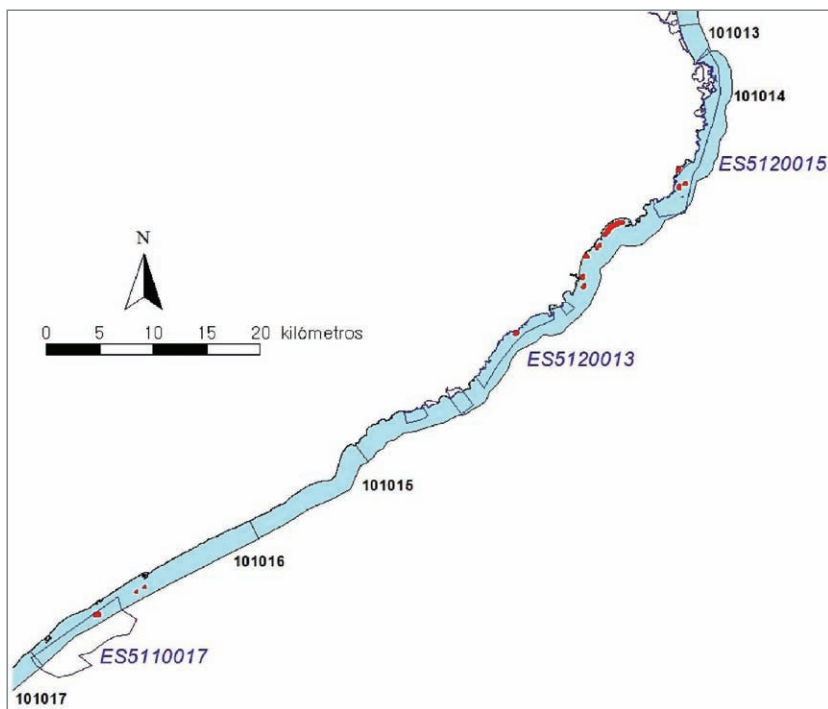
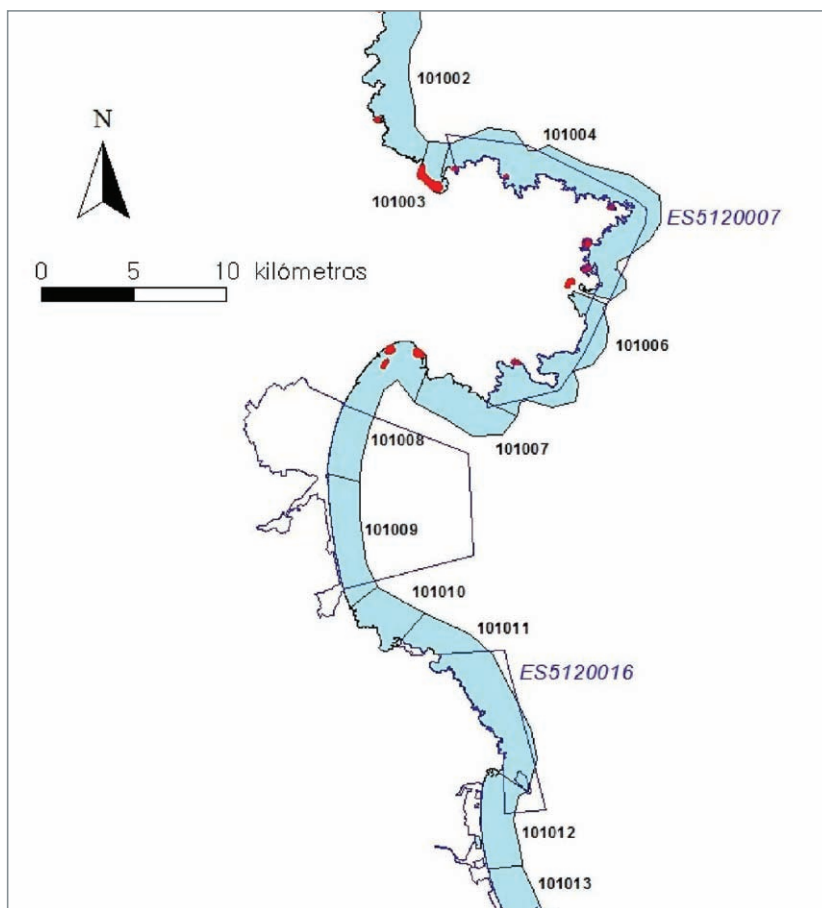


Figura 2.5
Masas de agua (en azul, leyendas en negro), praderas de *Posidonia oceanica* (Atlas de los Hábitat de España, en rojo) y zonas LIC en las costas centrales de Cataluña (contornos y leyendas azul oscuro, subregión del Golfo de León).
 El área de las praderas se corresponde con la original de la cartografía del inventario.

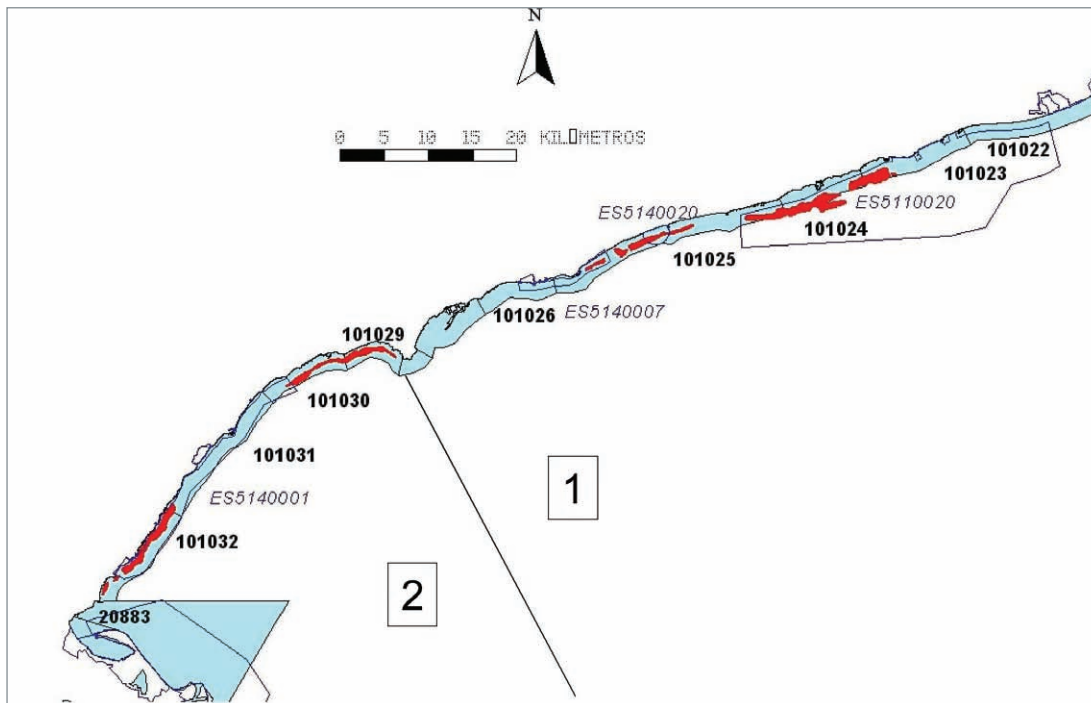


Figura 2.6

Distribución de las masas de agua (en azul, leyendas en negro), de las praderas de *P. oceanica* (en rojo) y de las zonas LIC costeras (contorno y leyendas azul oscuro) en las costas meridionales de Cataluña (subregión del Golfo de León, código 1 y principio de la subregión del delta del Ebro, código 2).

El tamaño de las praderas se corresponde con el original de la cartografía del *Atlas de los Hábitat de España*.

■ Subregión 2: Delta del Ebro

En esta subregión, los límites exteriores de las masas de agua no se han definido con criterios de distancia a la costa, sino, aparentemente, siguiendo criterios de profundidad.

Código Masa 2.2.

Código tipo: CWM3 (fondo arenoso somero con influencia fluvial) Masa C33 (ACA).

Según la cartografía de fanerógamas marinas de las costas catalanas (Renom & Vilaró, 2001), existen praderas de *Posidonia oceanica* en la masa C33, pero tales praderas no aparecen en el *Atlas de los Hábitat de España*. (ver tabla 2.5, figura 2.6).

Código Dem.	Código ACA	Nombre masa	S masa (ha)	Nombre Pradera	Latitud (°N)	Longitud (°E)	S 1120 (ha)	Prof. (m)
20883	C33	Cap Roig (El Perelló)	1.758	L'Ampolla	40° 48,7' - 40° 49,5'	0° 43,3' - 0° 45,3'	0 (168)	7-13

Tabla 2.5

Masa de agua sobre fondo arenoso somero con influencia fluvial en la subregión tarraconense del Delta del Ebro y área de la pradera de *P. oceanica* asociada, (Renom & Vilaró, 2001).

La superficie de la masa de agua se ha obtenido según tabla 2.1.

Código Masa 2.3.

Código: CWM3 (fondo arenoso somero) Masas: C29-32 (ACA). Praderas de *Posidonia oceanica* extensas: (ver tabla 2.6, figura 2.6)

Código Masa 2.6.

Masas definidas por la Generalitat Valenciana. No hemos podido acceder a la tipificación de estas masas de agua, sólo a su delimitación (ver figuras 2.7 y 2.8, tabla 2.8).

Código Dem.	Código ACA	Nombre masa	S masa (ha)	Localidad Pradera	Latitud (°N)	Longitud (°E)	S 1120 (ha)	% 1120	Prof. (m)	Zona LIC	Código LIC
101029	C29	Salou - Cambrils	1.278	Salou				23,3			
101030	C30	Cambrils - Mont-roig del Camp	1.761	- Cambrils	41° 0,3' - 41° 4,3'	1° 0' - 1° 9,5'	297 304	17,3	7-19	Litoral Meridional Tarracónense	ES5140001
101031	C31	Vandellòs i l'Hospitalet de l'Infant	3.168	L' Hospitalet de l'Infant	40° 55,4' - 41° 0,2'	0° 51' - 1° 0'	48 (487)	1,5	6-18	Litoral Meridional Tarracónense	ES5140001
101032	C32	L'Ametlla de Mar	2.429	L'Ametlla de Mar	40° 49,5' - 40° 55,3'	0° 46' - 0° 51'	643 (789)	26,5		Litoral Meridional Tarracónense	ES5140001

Tabla 2.6

Masas de agua sobre fondo arenoso somero en la subregión del Delta del Ebro de Tarragona, praderas de *Posidonia oceanica* (entre parentesis sus areas según Renom & Vilaró, 2001) y zonas LIC asociadas.

Datos obtenidos según leyenda de tabla 2.1.

Tabla 2.7

Masas de agua de Castellón y Valencia, definidas por la Generalitat Valenciana, praderas de *Posidonia oceanica* y zonas LIC costeras asociadas.

Praderas según Mas *et al.*, 1993 (1), *Atlas de los Hábitat de España* (2) y según la *Memoria de la red de voluntariado litoral de la Comunidad Valenciana, 2007* (IEL 2007) (3).

La superficie de las masas de agua y del tipo de hábitat 1120* se ha obtenido de la cartografía nacional de las masas de agua costeras y del *Atlas de los Hábitat de España* respectivamente.

Código Dem.	Código regional	Nombre Masa	S masa (ha)	Localidad pradera	S 1120 (ha)	% 1120	Fuente	Zona LIC	Código LIC
810003	C002	Sierra de Irta	4.410	Alcossebre	5,3	0,1	1, 2	Sierra de Irta	ES5223036
810005	C003	Sierra de Irta - Cabo de Oropesa	10.561	Alcossebre y Oropesa	273,0	2,6	1, 2	Prat de Cabanes y Torreblanca	ES0000060
810007	C004	Cabo de Oropesa-Burriana	14.094	Oropesa y Benicassim	14,2	0,1	1, 2, 3	Costa de Oropesa y Benicassim	ES5223037
				Islas Columbretes				Islas Columbretes	ES0000061

Sigue ►

► Continuación Tabla 2.7

Código Dem.	Código regional	Nombre Masa	S masa (ha)	Localidad pradera	S 1120 (ha)	% 1120	Fuente	Zona LIC	Código LIC
810010	C005	Canet - Burriana	12.326	Moncófar, Canet d'En Berenguer	0,01	0,0	1, 2, 3	Alguers de Borriana – Nules-Moncófar	ES5222007
810013	C007	Costa N Valencia	15.269	El Puig	53,8	0,4	2, 3		
810017	C0081	Puerto de Valencia	5.440	Playa de la Malvarrosa	10,8	0,2	2		
810016	C008	Valencia Puerto Cabo Cullera	19.761	El Saler y Cullera			1, 3	L'Albufera	ES0000023
810018	C009	Cabo Cullera Cabo San Antonio	44.023	Gandía y el Montgó (Denia)	573,6	1,3	1, 2, 3	1. L'Almadrava 2. El Montge	ES5212005 ES5211007

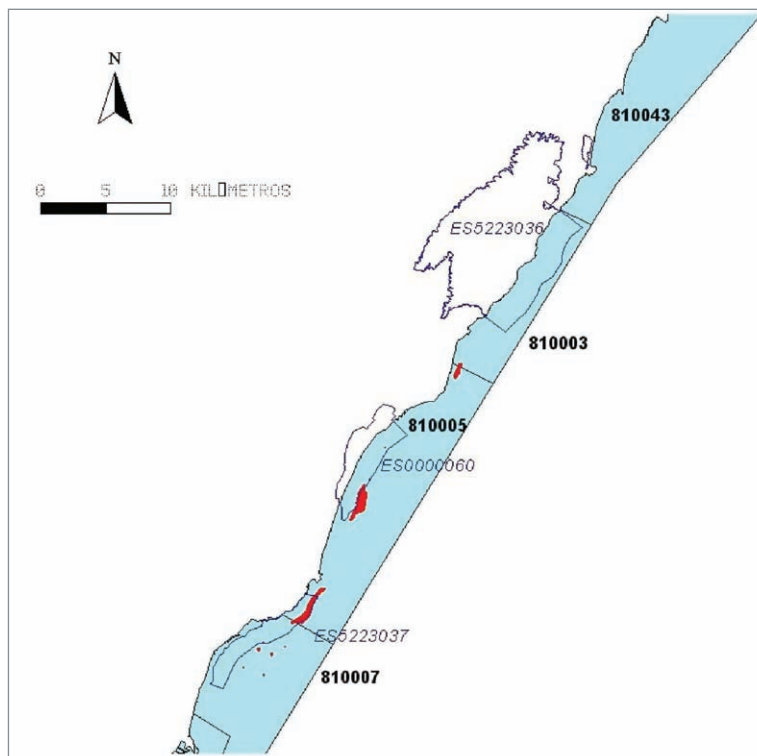


Figura 2.7

Masas de agua (en azul, leyendas en negro) y distribución del tipo de hábitat 1120* (en rojo) y de las zonas LIC costeras en las costas de Valencia (contorno y leyendas azul oscuro, subregión 2, delta del Ebro). El mapa mantiene el área original de las praderas que aparecen en el *Atlas de los Hábitat de España*.

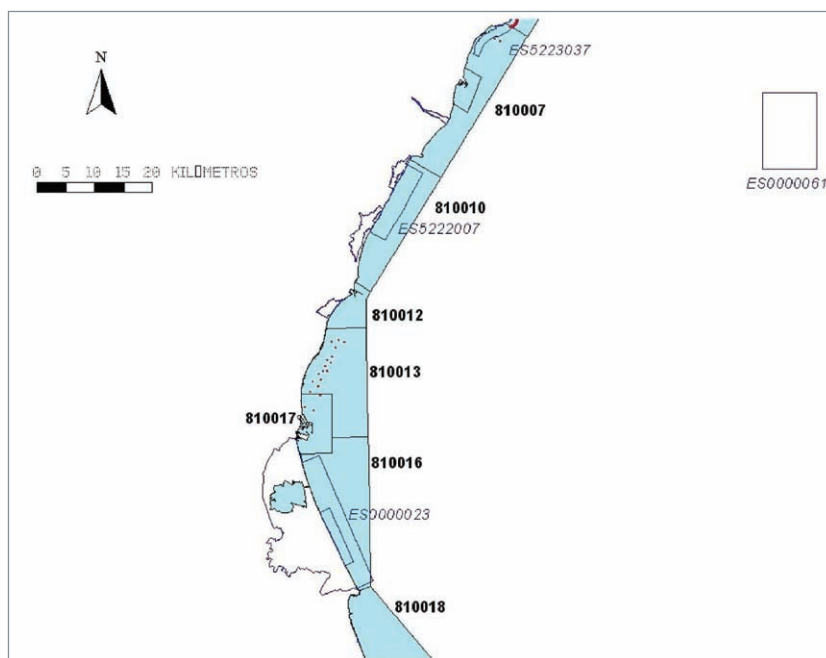


Figura 2.8

Masas de agua (en azul, leyendas en negro) y distribución del tipo de hábitat 1120* (en rojo) y de las zonas LIC costeras (contorno y leyendas azul oscuro) en las costas de Valencia (subregión 2, delta del Ebro). El mapa mantiene el área original de las praderas que aparece en el *Atlas de los Hábitat de España*.

■ Subregión 3: Levante

En esta subregión se han definido los límites exteriores de las masas de agua según la profundidad. En el caso del litoral murciano, además, se han definido para varios tramos costeros dos masas de agua: una más somera y cercana a la costa, y otra más alejada y profunda. Sólo hemos obtenido la delimitación de las masas de agua, no su tipificación.

Según el *Atlas de los Hábitat de España*, en el levante hay unos 387 km² de praderas de *Posidonia oceanica* (ver figura 2.2) que ocupan un 18,4% del total de la superficie de las masas de agua costeras de esta subregión (ver figura 2.3), las cuales suman unos 2.097 km². Se trata de la segunda subregión española con mayor abundancia del tipo de hábitat 1120*. Las masas de agua en esta subregión están asociadas

a tres demarcaciones hidrográficas, la cuenca del Júcar, la cuenca del Segura y la cuenca mediterránea andaluza.

Código Masa 3.1. Masas costeras asociadas a la demarcación hidrográfica del Júcar

Las fuentes utilizadas para localizar y estimar el área de las praderas de *Posidonia oceanica* en esta demarcación han sido: Ramos-Esplá (1984) que realizó una cartografía de la pradera somera de la bahía de Alicante, constatando que ya se encontraba en proceso de degradación en esa época; Mas *et al.*, (1993) el *Atlas de los Hábitat de España* y la *Memoria de la red de voluntariado litoral de la Comunidad Valenciana, 2007* sobre el control de las praderas de *P. oceanica* en la Comunidad Valenciana, elaborada por el Instituto de Ecología Litoral (IEL, 2007).

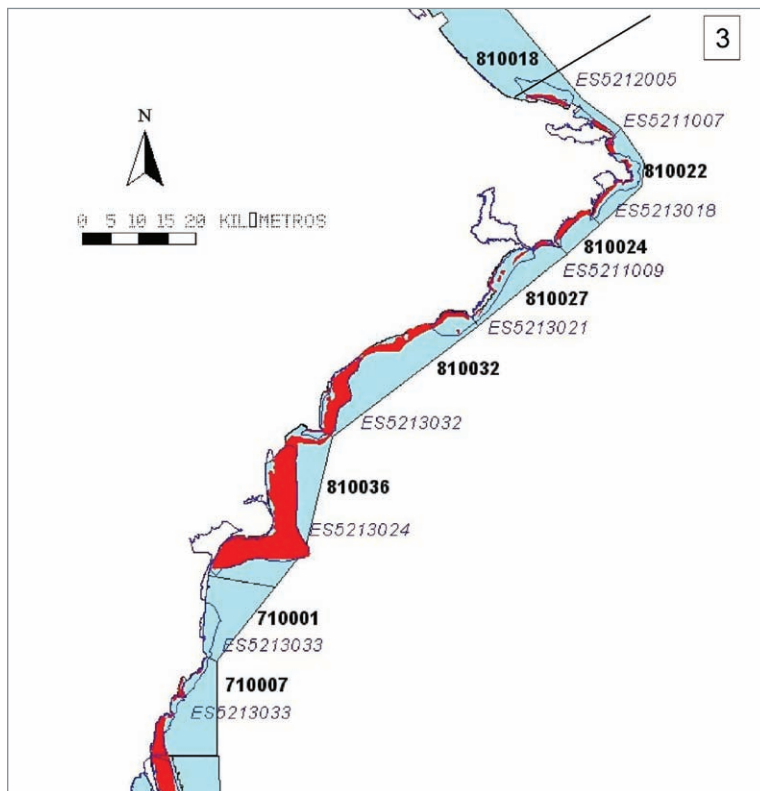


Figura 2.9

Masas de agua (polígonos en azul, leyendas en negro), praderas de *P. oceanica* (*Atlas de los Hábitat de España*, en rojo, respetando tamaño original) y zonas LIC costeras asociadas (capas transparentes de contorno azul y leyendas en azul), en la provincia de Alicante.

Código Dem.	Código regional	Nombre Masa	S masa (ha)	Praderas	S 1120 (ha)	% 1120	Zona LIC	Código LIC
810022	C010	Cabo de San Antonio - Punta de Moraira	6.135	Jávea - Moraira	463	7,6	1. El Montge 2. Penyasegats de la Marina	ES5211007 ES5213018
810024	C011	Punta de Moraira - Ifac	3.138	Moraira - Calpe	667	21,3	1. Penyasegats de la Marina 2. Ifac	ES5213018 ES5211009
810027	C012	Ifac - Punta de la Escalereta	8.856	Altea - Alfax del Pi	421	4,8	1. Ifac 2. Serra Gelada i litoral de la Marina Baixa	ES5211009 ES5213021
810032	C013	Punta de la Escalereta - Cabo Huertas	22.166	Benidorm - Villajoyosa - El Campello - Cabo Huertas	4.929	22,2	1. Serra Gelada i litoral de la Marina Baixa 2. Cabo Huertas	ES5213021 ES5213032
810036	C014	Cabo Huertas - Guardamar	26.779	Playa del Postiguet - playa del Carabassí - Isla de Tabarca - Santa Pola	13.063	48,8	1. Cabo Huertas 2. Isla de Tabarca	ES5213032 ES5213024

Tabla 2.8

Masas de agua costeras de la cuenca hidrográfica del Júcar (subregión levantina) donde aparece el tipo de hábitat 1120* y zonas LIC asociadas.

Código Dem.	Nombre Masa	S masa (ha)	Praderas	S 1120 (ha)	% 1120	Fuente	Zona LIC	Código LIC
710001	Guardamar-Torre vieja	10.378	1. La Mata 2. Torre vieja	15	0,1	1, 2, 3	Cabo Roig	ES5213033
710007	Torre vieja - límite Comunidad Valenciana	13.541	1. Punta Prima 2. Cabo Roig - Campoamor 3. Torre de la Horadada	1.372	10,1	1, 2	Cabo Roig	ES5213033

Tabla 2.9

Masas de agua costeras de la cuenca hidrográfica del Segura en Alicante donde aparece el tipo de hábitat 1120* y las zonas LIC asociadas.

Fuentes: (1) Mas *et al.*, 1993, (2) *Atlas de los Hábitat de España*, (3) Instituto de Ecología Litoral, 2007.

Código Masa 3.2. Praderas y masas costeras asociadas a la demarcación hidrográfica del Segura

El tipo de hábitat 1120* ocupa la mayor parte del litoral de esta zona, hallando algunas de las praderas más extensas de la Península. La mayor parte

de las masas de esta demarcación están asociadas a la Región de Murcia, donde, según la cartografía bionómica de sus fondos (Calvín Calvo *et al.*, 1989, 1998), en la cual se basa el *Atlas de los Hábitat de España* para esta región, las praderas de *P. oceanica* ocupan casi 11.000 hectáreas.

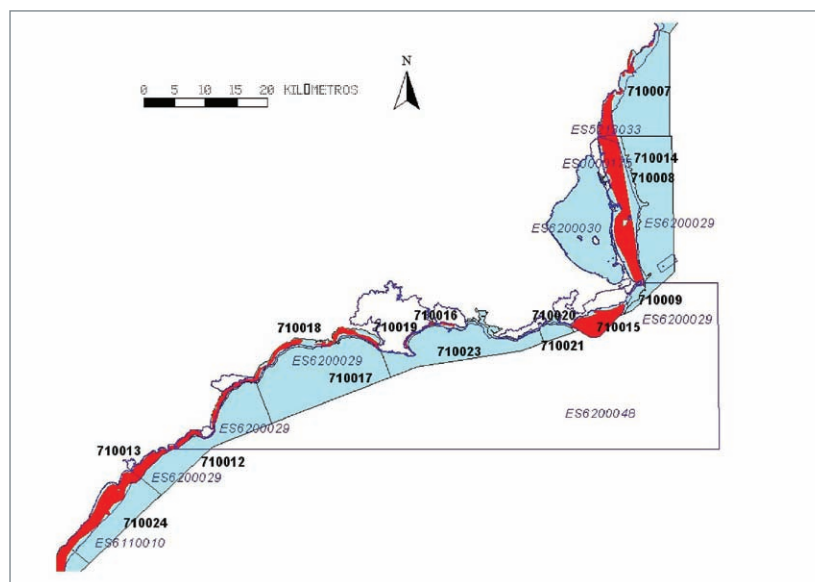


Figura 2.10

Distribución de las masas de agua (en azul, leyendas en negro), de las praderas (en rojo) y de las zonas LIC costeras (contornos y leyendas azul oscuro), asociadas de la demarcación hidrográfica del Segura en la subregión de Levante (3), que se encuentran en su mayor parte en el litoral de la Región de Murcia.

Las praderas aparecen según la escala original del *Atlas de los Hábitat de España*.

Código Masa 3.3. Praderas y masas costeras asociadas a la demarcación hidrográfica mediterránea andaluza

En esta demarcación las praderas son también muy abundantes, siendo la zona del litoral andaluz con

mayor presencia de este tipo de hábitat. Además de la cartografía del *Atlas de los Hábitat de España*, existe una cartografía más reciente y exacta para esta zona: la de Moreno & Guirado (2003).

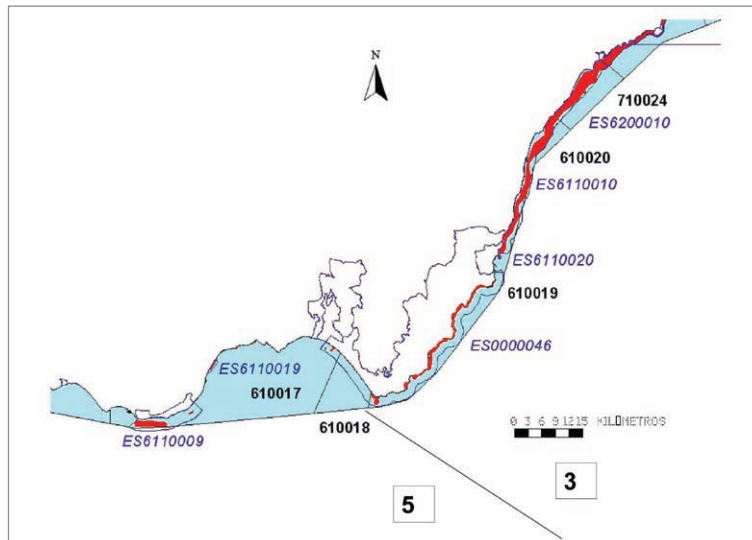


Figura 2.11

Distribución de las masas de agua (en azul, leyendas en negro), de las praderas (en rojo) y de las zonas LIC costeras (contornos y leyendas azul oscuro) asociadas de la provincia de Almería, que se encuentran en las subregiones del levante (código 3) y de Alborán (código 5).

Las praderas aparecen según la escala original del *Atlas de los Hábitat de España*.

Tabla 2.10

Masas de agua costeras de la cuenca hidrográfica del Segura alicantina donde aparecen praderas de *P. oceanica*, y zonas LIC asociadas.

Fuentes: (1) Mas *et al.*, 1993, (2) *Atlas de los Hábitat de España*, (4) *Cartografía bionómica del litoral murciano*, Calvin Calvo *et al.*, 2004 y (5) Moreno & Guirado 2003.

* Según *Inventario Nacional de Hábitat*. Según Calvin Calvo *et al.*, 2004, esta pradera tiene 2.000 ha y habría perdido unas 400 ha por los deshechos mineros de Port Man.

** Grandes extensiones de praderas perdidas por los deshechos mineros de Port Man.

Código Dem.	Nombre Masa	S masa (ha)	Praderas	S 1120 (ha)	% 1120	Prof. Min	Prof. Max	Fuente	Zona LIC	Código LIC
710008	El Mojón - Cabo de Palos	9.275	1. El Mojón - Cabo de Palos (La Manga)	5.394	58,2		31	1, 2, 4	Franja litoral sumergida de la Region de Murcia	ES6200029
710014	El Mojón - Cabo Negrete (ext.)	14.872		15	0,1					
710009	Cabo Palos - Pta. Espada	575	Cabo Palos - Cala Reona	18	3,1		10	1, 2, 4	Franja litoral sumergida de la Región de Murcia	ES6200029
710015	Pta. Espada - C. Negrete	1.730	Calblanque - Cala Reona	1.282	74,1		29	1, 2, 4	Franja litoral sumergida de la Región de Murcia Medio marino	ES6200029 ES6200048
710021	Cabo Negrete - La Manceba (ext.)	1.047		0	0			1, 2, 4	Medio marino	ES6200048
710020	Idem (int.)	342		2	0,7			2		
710011	La Podadera - Cabo Tiñoso	718	Playa Fatares - Cabo Tiñoso	213	29,7		22	1, 2, 4		
710019 710023	Cabo Tiñoso - Punta de la Azohía (int.) La Manceba - Pta. de la Azohía (ext.)	10.233	1. Cala Falcó 2. Cala Abierta 3. Cala Cerrada	6	0,1		22	1, 2, 4	- Medio marino	- ES6200048
710017	Pta. de la Azohía - Puntas de Calnegre (ext.)	17.553	1. La Azohía - Puerto de Mazarrón (500 ha) 2. La Isla (20 ha)	14	0,1		25 18 20	1, 2, 4	Medio marino	ES6200048
710018	Idem (int.)	2.900	3. Pta. Cueva de Lobos - Puntas de Calnegre (410 ha)	1.118	38,6			1, 2, 4	-	-
710012	Ptas. de Calnegre - Punta Parda (ext.)	11.276	1. Ptas. de Calnegre Cabo Cope (450 ha) 2. Calabardina - Isla del Fraile (270 ha)	483	4,3		29 28	1, 2, 4	Medio marino	ES6200048
710013	Idem (int.)	2.070	3. Bahía del Hornillo (23 ha) 4. Bahía de Levante (20 ha) 5. Bahía de Poniente Pta. Parda (500 ha)	1.497	72,3	13	25 25 29	1, 2, 4	Franja litoral sumergida de la Región de Murcia	ES6200029
710024	Pta. Parda - Límite demarcaciones mediterr. Andaluza y Segura	9.644	Cala de Cocedores - Villaricos N	2.905	30,1	0,3	30	1, 2, 4, 5	Fondos marinos del levante almeriense	ES6110010

Código Dem.	Código regional	Nombre Masa	S masa (ha)	Praderas	Latitud (°N)	Longitud (°W)	S 1120 (ha)	% 1120	Prof. Min	Prof. Max	Fuente	Zona LIC	Código LIC
610020	ES0614138020	Límite dem. mediterránea / Segura - PN Cabo de Gata	9.401	Villaricos-Carboneras*	.	.					2	Fondos marinos del levante almeriense	ES6110010
610019	ES0614126019	PN Cabo de Gata	12.720	1. Carboneras 2. Agumarga - las Negras 3. El Playazo - San José 2. Morrón de los Genoveses 3. Cala Amarilla 4. Mónsul - Punta Génova Cabo de Gata y El Corralete	37° 1,00' 36° 55,92' 36° 45,00' 36° 44,50' 36° 43,80' 36° 44,00' - 36° 43,20' 36° 43,40'	1° 52,50' 1° 56,76' 2° 6,00' 2° 7,00' 2° 7,20' 2° 8,60' - 2° 11,00' 2° 10,60'	1.247	9,8	0,3 0,3 0,3 0,3 15 1 4	25 28 6 24 18 6 20	1, 2, 5 y 6	Islote de San Andrés Parque Natural de Cabo de Gata	ES6110020 ES0000046

Tabla 2.11

Masas de agua costeras de la demarcación mediterránea andaluza (subregión levantina) donde aparecen praderas de *P. oceanica* y zonas LIC asociadas.

Fuentes: (1) Mas et al., 1993, (2) *Atlas de los Hábitat de España*, (5) Moreno & Guirado 2003, (6) Moreno et al., 2004.
*Según las cartografías específicas más recientes (Moreno & Guirado, 2003 y Moreno et al., 2004), en estos fondos arenosos, influenciados por la desembocadura del río Almanzora, no hay praderas de *P. oceanica*, sino sólo de *Cymodocea rotundata*. Por tanto hay probablemente un error en el *Inventario nacional de hábitat*.

■ Subregión 4. Promontorio Balear

En esta subregión se encuentran las mayores y mejor conservadas praderas de *P. oceanica* (Mas *et al.*, 1993, Montero Jiménez & Codina Soler, 2004). Según el *Atlas de los Hábitat de España*, este tipo de hábitat ocupa en las masas costeras de las Islas Baleares 378 km² (24%). Sin embargo, la extensión del tipo de hábitat 1120* en las Islas Baleares parece ser mucho mayor. En primer lugar, muchas praderas del inventario desbordan el límite exterior de las masas de agua de esta región, definido en una milla náutica. Es el caso de las praderas de las bahías de Pollença y Alcudia, o de ses Salines de Ibiza y Formentera. En segundo lugar, el *Atlas de los Hábitat de España* parece infraestimar la extensión del tipo de hábitat 1120* en esta región. Recientemente, el gobierno Balear ha realizado, financiado por el proyecto europeo LIFE –Posidonia, la cartografía de los fondos marinos de algunas zonas LIC costeras del archipiélago. Estas cartografías se pueden descargar en la página web: http://lifeposidonia.caib.es/user/carto/index_cs.htm. Estos mapas, así como la superposición de la cartografía del *Atlas de los Hábitat de España* con las fotografías aéreas de Google Earth (fácilmente realizable

descargando las capas del inventario de hábitat para ese formato en la dirección www.xarxanatura.es/index.php?seccion=servidor_mapes), permiten comprobar, gracias a la gran transparencia del agua de esta subregión, que la cartografía del inventario que se utiliza aquí para estimar la abundancia del tipo de hábitat 1120* ignora la presencia de este hábitat en muchas zonas de su litoral. Por tanto, la extensión del tipo de hábitat 1120* en estas costas es probablemente superior a la consignada aquí. Las masas de agua en esta subregión están clasificadas según el tipo de fondo, designados en los códigos regionales como: CW-M2 (rocoso profundo), CW-M3 (sedimentario somero) y CW-M4 (sedimentario profundo).

Código Masa 4.1. Menorca

Las cartografías de algunas de las zonas LIC costeras y las fotografías aéreas permiten detectar la presencia de un mayor número de praderas en todo el litoral oriental y meridional de Menorca que en el resto de la isla (ver figura 2.12, tabla 2.12). En el litoral suroriental las praderas forman un cinturón prácticamente continuo, ocupando incluso las costas frente a las playas de Son Bou y Binigau, que aparecen vacías según el *Atlas de los Hábitat de España*.

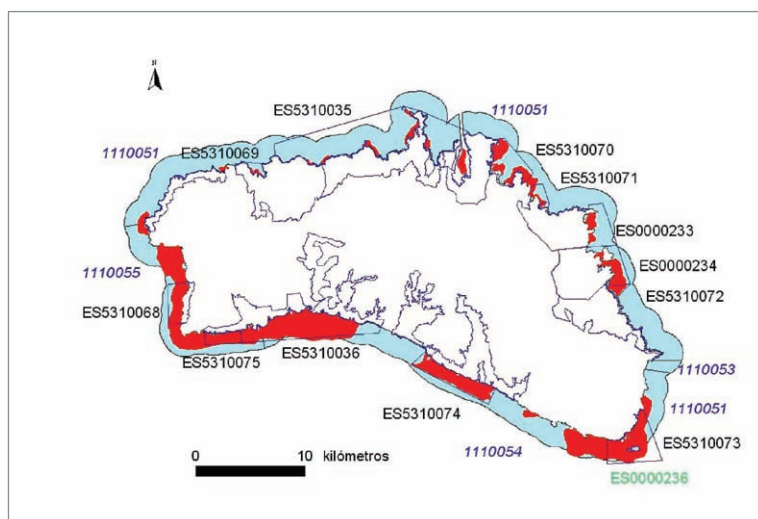


Figura 2.12

Distribución de las masas de agua (masas y leyendas en azul), de las praderas de *P. oceanica* (según el *Atlas de los Hábitat de España*, en rojo) y de las zonas LIC costeras asociadas (transparentes de contorno azul y leyendas en negro), alrededor de la isla de Menorca.

La superficie de las praderas es la original del inventario.

Tabla 2.12

Masas de agua, praderas de *P. oceanica* y zonas LIC costeras asociadas a ellas en la isla de Menorca.

El área y porcentaje del tipo de hábitat 1120* en cada masa de agua se ha obtenido mediante la intersección de los polígonos de ambas cartografías (masas de agua y *Atlas de los Hábitat de España*) con el programa Arcview.

Las fuentes utilizadas para determinar la presencia del tipo de hábitat 1120* son: (1) *Atlas de los Hábitat de España*; (2) cartografía de los fondos de algunas zonas LIC marinas de las Islas Baleares; (3) imágenes aéreas del IGN y del satélite de Google Earth; (4) Delgado *et al.* (1997; 1999); (5) Montero Jiménez & Codina Soler (2004).

Código Dem.	Código Regional	S masa (ha)	Nombre masa	Nombre pradera	S 1120 (ha)	% 1120	Fuente	Zona LIC	Código LIC
1110051	ME-1/ CW-M2	16.271	Cabo Bajolí - Cabo Fornells	1. Cabo Bajolí - Punta Perpinyà 2. Son Morell 3. Cala Algairens 4. Cap Gros - Este de Cala del Pilar 5. W Cala del Pilar - Cala Pregonda 6. Binimella - Cabo de Caballeria - Isla des Porros 7. I. des Porros - Cala Tirant 8. Naya Fornells - Cabo Fornells	1.581	9,7	1, 3 1, 3 1, 3 1, 2, 3 1, 2, 3 1-3, 5 1-3, 5 1,2, 3	Cala d'Algairens Área marina del norte de Menorca	ES5310069 ES5310035
1110051	ME-1B/ CW-M2		Es Morter - Punta des Clot	1. Punta Redona - Punta Grossa 2. Addaia 3. Islotes de Addaia - Cala en Brut 4. Norte del cabo Favàritx - Cala Presili 5. Playa Tortuga - Cabo Mossèn Vives - Cala Torreta 6. Isla d'en Colom 7. Cala Torreta - Es Grau 8. Es Grau -Punta Galera 9. Caleta de Binillautí - Sa Mesquida 10. Sa Mesquida - La Mola			1, 3 1, 3, 5 1, 2, 3 1, 2, 3 1, 2, 3 1, 2, 3 1, 2, 3 3 3, 5	Punta Redona - Arenal den Castell Cala en Brut de Addaia a S'Albufera S'Albufera des Grau Caleta de Binillautí	ES5310070 ES5310071 ES0000233 ES0000234 ES5310072
1110051	ME-1C/ CW-M2		Cala St. Esteve - Pta. Prima	Cala Sant Esteve - Caló d'en Rafalet - Punta Prima			1, 3, 5	Área marina Punta Prima - Isla del Aire	ES5310073
1110052	ME-2/ CW-M3		Bahía de Fornells	Bahía de Fornells			1, 4	Área marina del norte de Menorca	ES5310035
1110053	ME-3/ CW-M3	284	Pta. des Clot - Cala St. Esteve	Bocana bahía de Mahón			3		

Sigue ►

► Continuación Tabla 2.12

Código Dem.	Código Regional	S masa (ha)	Nombre masa	Nombre pradera	S 1120 (ha)	% 1120	Fuente	Zona LIC	Código LIC	
1110054	ME-4A/ CW-M4	7.191	Punta Prima - Cala Sant Llorenç	1. Las Lomas - Binibecar	3.624	50,4	1, 3	Área marina Punta Prima - Isla del Aire	ES5310073	
				2. Isla del Aire					1, 3	ES0000236
				3. Binibecar - Cabo d'en Font					1, 3	
				4. Cabo d'en Font - Binialí - Es Canutells - Cales Coves					1, 3, 5	
				5. Cales Coves - Cala en Porter - Cala St. Llorenç					1, 3, 5	ES5310074
1110054	ME-4B/ CW-M4		Cala Sant Llorenç - Punta na Bruna	1. Cala St. Llorenç - Este Playa de Son Bou			1, 3	De Cala Lluçernal a Cales Coves	ES5310074	
				2. Playas de Son Bou y Binigaus					1- 3, 5	ES0000239
				3. Oeste Binigaus - Cala Mitjana					1, 2, 3	ES0000240
				4. Cala Mitjana - C. Galdana - Cala en Turquesa					1, 2, 3	ES5310036
				5. C. en Turquesa - C. des Talaier					1, 2, 3	
1110055	ME-5/ CW-M2	4.073	Punta na Bruna - Cap Bajolí	1. C. Des Talaier - Playa de Son Saura - Cala Bosch	2.121	52,1	1, 2, 3	Arenal de Son Saura	ES5310075	
				2. Cabo Artrutx - Cala Blanes					1, 3, 5	ES5310068

Código Masa 4.2. Mallorca

También en la isla de Mallorca las nuevas cartografías de los fondos de algunas zonas LIC marinas, así como las fotografías aéreas (Google -Earth e IGN) permiten distinguir una mayor presencia del tipo de hábitat 1120* que el consignado en el *Atlas de los Hábitat de España*. Por ejemplo, en la península nororiental de Artà la cartografía de la zona LIC ES0000227 (coincidente en gran medida con la masa de agua 1110042) ha permitido distinguir

praderas de extensión considerable que están ausentes del *Atlas de los Hábitat de España* (ver figura 2.13, tabla 2.13). Asimismo, las praderas profundas de las bahías de Pollença y Alcudia se extienden bastante más allá de los límites actuales de las masas de agua costeras y ocupan alrededor del triple de extensión que la consignada en el *Atlas de los Hábitat de España*. Probablemente ocurre lo mismo con las praderas de la bahía de Palma, aunque es posible que éstas se encuentren en peor estado.

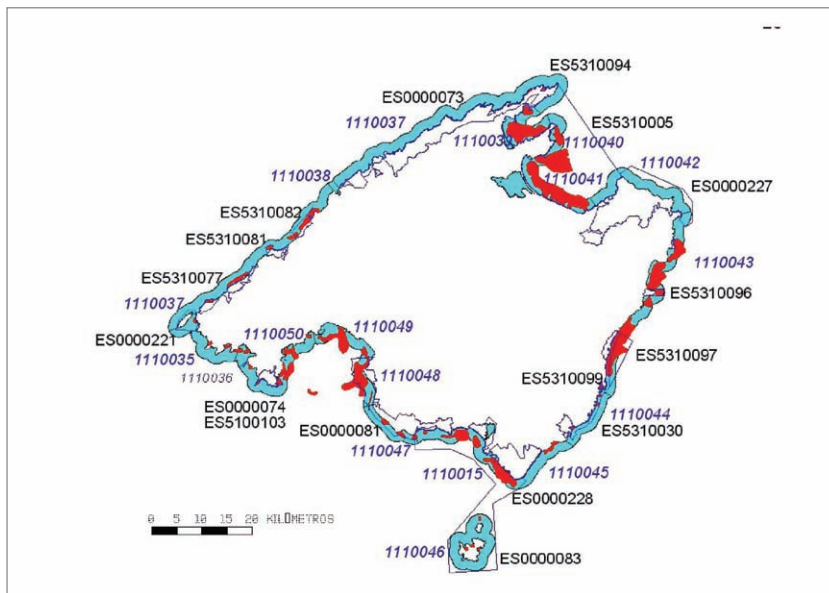


Figura 2.13

Distribución de las masas de agua (capas y leyendas en azul), de las praderas de *P. oceanica* (en rojo, según el *Atlas de los Hábitat de España*) y de las zonas LIC costeras asociadas (transparentes de contorno azul oscuro, leyendas en negro), alrededor de las islas de Mallorca y Cabrera. Las praderas aparecen según la escala original del inventario.

Código Masa 4.3. Cabrera

Los fondos del Parque Nacional del archipiélago de Cabrera han sido recientemente cartografiados en su totalidad a través del proyecto europeo LIFE-Posidonia (cartografía accesible en: http://lifeposidonia.caib.es/user/carto/index_cs.htm). Según esta cartografía, el tipo de hábitat 1120*, aunque es menos abundante que en las otras islas, lo es más que lo que aparece en el *Atlas de los Hábitat de España* (ver figura 2.13, tabla 2.14), ya que existen praderas alrededor

de la isla de la Conejera, y también praderas de pequeña extensión al norte y al sur de la isla de Cabrera, las cuales no aparecen en el *Atlas de los Hábitat de España*. Según la cartografía reciente, la extensión total del tipo de hábitat 1120* duplica la extensión del *Atlas de los Hábitat de España*. Todas estas praderas pertenecen a una única masa de agua (1110046), clasificada como de fondo rocoso profundo (CW-M2). Todas las praderas se encuentran dentro del área marina protegida del parque (zona LIC ES0000083).

Tabla 2.13

Masas de aguas costeras, praderas de *P. oceanica* y zonas LIC asociadas en la isla de Mallorca.

Las estimas de área y porcentaje del tipo de hábitat 1120* en cada masa de agua se han obtenido a partir de la cartografía del *Atlas de los Hábitat de España*. Para la localización de las praderas se han utilizado las fuentes: (1) II-INHE; (2) Cartografías zonas LIC de la Conselleria de Medio Ambiente de las Islas Baleares; (3) Imágenes aéreas de Google Earth e IGN y observaciones personales *in situ*; (4) Montero Jiménez & Codina Soler (2004) y (5) Fornes *et al.*, (2006).

Código Dem.	Código Regional	Nombre masa	S masa (ha)	Nombre pradera	S 1120 (ha)	% 1120	Fuente	Prof.	Zona LIC	Código LIC
1110035	MA-1A/ CW-M2	Cala Portals Vells- Islas Malgrats	6.686	1. Cala Portals Vells – Cala Figuera 2. Cabo de Cala Figuera - I del Toro 3. Isla del Toro - islas Malgrats	425	6,4	1, 3, 4 1, 3, 4 1, 3, 4		Área Marina Cabo de Cala Figuera	ES5310103
1110035	MA-1B/ CW-M2 y CW-M4	Extremo occidental Bahía Santa Ponsa- Extremo Sur Sa Dragonera		1. Cala Llamp 2. Cala Blanca 3. Puerto de Andratx 4. Caló des Monjo 5. Cala Marmacén 6. San Telmo - Sa Dragonera			1, 3, 4 1, 3 1, 3 4 4 1, 2, 3	1 - 30	Sa Dragonera	ES0000221
1110036	MA-2/ CW-M3	Costa de la Calma	902	Bahías de Santa Ponça y Peguera	130	14,4	1, 3			
1110037	MA-3A/ CW-M2	Cara oeste de la Dragonera-Cap Gros	20.712	1. Morro des Fabiolers 2. C. Ses Ortigues – C. Estellencs 3. Calas de Banyalbufar 4. Es Cavall - Port des Canonge 5. Puerto de Vallde-mossa 6. Llucalcari - Cala Deiá	933	4,5	1 1, 3 1, 3 1, 3 1, 3		Es Rajolí De Cala de Ses Ortigues a Cala Estellencs Port des Canonge S'Estaca-Punta de Deiá	ES5310077 ES5310078 ES5310081 ES5310082
1110037	MA-3B/ CW-M2	Extremo nororiental Bahía de Sóller - Isla de Formentor		1. Cala Tuent 2. Cala San Vicente 3. Cala Vall de Boquer 4. Cala Figuera del norte 5. E Cabo Formentor 6. Cala Murta - Isla de Formentor			3, 4 3, 4 1, 3 1, 3 2 1, 2, 3	20 ->40 5- >40	Costa Brava de Mallorca Cala Figuera Bahías de Pollença y Alcudia	ES0000073 ES5310094 ES5310005
1110038	MA-4/CW-M2	Bahía del puerto de Sóller	302	Bahía del Puerto de Sóller*			5			
1110039	MA-5/CW-M3	Bahía de Pollença	3.804	Bahía de Pollença	1.844	48,5	1-4	5 - 40	Bahías de Pollença y Alcudia	ES5310005
1110040	MA-6/CW-M2	Cabo Pinar- Isla de Alcanada	2.207	1. Cabo Pinar - Cabo de Menorca 2. C. de Menorca - Isla Alcanada	769	34,8	1, 2, 3 1, 2, 3	1 - 35 10 - 35	La Victoria B. Pollença y Alcudia	ES0000079 ES5310005

Sigue ►

▶ Continuación Tabla 2.13

Código Dem.	Código Regional	Nombre masa	S masa (ha)	Nombre pradera	S 1120 (ha)	% 1120	Fuente	Prof.	Zona LIC	Código LIC
1110041	MA-7/CW-M3	Isla de Alcanada - Colonia Sant Pere	4.115	Bahía de Alcudia	2.315	56,3	1, 2, 3	1 - 35	B. Pollença y Alcudia	ES5310005
1110042	MA-8/ CW-M3	Colonia Sant Pere - Cabo de Capdepera	5.043	1. Colonia Sant Pere - Cala Matzoc - W Cala Mesquida 2. E Cala Mesquida 3. Cap d'es Freu - Cala Agulla 4. Cala Lliteras - Punta de Capdepera	(743)	-	2, 3, 4 2, 3 2, 3, 4		B. Pollença y Alcudia Montañas de Artà**	ES5310005 ES0000227
1110043	MA-9/ CW-M3	Cabo de Capdepera - Punta des Jonc (Portocolom)	8.723	1. Bahía de C. Ratjada - Canyamel 2. Cala Roja - Cap des Pinar 3. Bahía de Calamillor 4. Punta de n'Amer - Portocristo 6. Portocristo - Punta des Jonc	4.006	45,9	1, 3 1, 3 1, 3 1, 3, 4 1, 2, 3	0,3 - >35	Montañas de Artà** Punta de n'Amer Costa de Levante Área Marina C. Levante	ES0000227 ES5310096 ES5310030 ES5310097
1110044	MA-10/ CW-M2	Punta des Jonc - Cala Figuera	2.438	1. Portocolom - Cala Marçal 2. Faralló d'en Fred 3. Cala Brafí - Sur can Fierro 4. Cala Serena - Sur Cala d'Or 5. Portopetro - Cala Mondragó 6. Cap des Moro - Es Sivinar	67	2,8	1, 2, 3 1, 2, 3 1, 2, 3 1, 2, 3 1, 2, 3 1, 2, 3	0,3 - 11 5 - 16 0,5 - 33 0,3 - 31 0,3 - 31 3 - 33	Portocolom Costa de Levante	ES5310099 ES5310030
1110045	MA-11/ CW-M3	Cala Figuera Este - Punta Cala Beltrán	7.770	1. Cala Figuera del Este 2. Cala Santanyi - S'Almunia 3. Cala Mármol, Es Cargol 4. Cabo Ses Salines - Colonia Sant Jordi 5. Es Trenc - Pas de Valgornera 6. Cala Pi - Cala Beltrán	2.177	28,0	1, 3 1, 3 3 1, 3 1, 3 1, 3		Cabo de ses Salines	ES0000228
1110047	MA-13/ CW-M2	Punta Cala Beltrán - C. de Regana	2.380	Punta Cala Beltrán - Cabo de Regana	303	12,7	1 - 4	3 - 35	Cap Enderrocat - Cabo Blanco	ES0000081
1110048	MA-14/ CW-M3	Cabo de Regana - Cap Enderrocat	1.397	Cabo de Regana - Cap Enderrocat	529	37,9	1, 2, 3	3 - 35	Cap Enderrocat - Cabo Blanco	ES0000081

Sigue ▶

► Continuación Tabla 2.13

Código Dem.	Código Regional	Nombre masa	S masa (ha)	Nombre pradera	S 1120 (ha)	% 1120	Fuente	Prof.	Zona LIC	Código LIC
1110049	MA - 15/ CW - M3	Cap Enderrocat - Cala Mayor	3.564	1. Cap Enderrocat - Cala Blava 2. El Arenal - Can Pastilla 3. Can Pastilla - El Molinar	1.084	30,4	1 - 4 1, 2, 3 1, 3	1 - 35 10 - 30	Cap Enderrocat - Cabo Blanco	ES0000081
1110050	MA - 16/ CW - M3	Cala Mayor - Portals Vells	2.267	1. Cala Mayor - Illetas 2. Bahía de Portals Nous 3. Magalluf - Isla del Sec - Cala Portals Vells	681	30,0	1, 3 1, 3 1, 3-5	1,5 - > 25		
-	-			Praderas profundas bahía de Palma			1			

Código Dem.	Código Regional	Nombre masa	S masa ha	Nombre pradera	S 1120 (ha)	% 1120	Prof.	Zonal LIC	Código LIC
1110046	MA-12/ CW-M2	Archipiélago de Cabrera	5.690	1. Islotes de Na Pobra, Na Plana y Na Redona 2. Punta de Sa Corda - Cap Ventós 3. Bahía de Es Burri 4. Bahía de Es Codolar de S'Imperial 5. Sur de Cabrera los Estells 6. Calas al este de punta n'Ensiola 7. Bahía de la isla de las Ratas 8. Cala Galiota 9. Bahía de Es Port de Cabrera 10. Cala Santa María - Cala Gandulf 11. Manchas del cabo des Morobutí	95	1,7	5 - 25 3 - 25 1 - 30 5 - 18 5 - 15 1 - 15 15 - 20 10 - 20 0,5 - 35 0,5 - 32 10 - 20	Archipiélago de Cabrera	ES0000083

Tabla 2.14

Praderas de *P. oceanica* del archipiélago de Cabrera (según la cartografía de las zonas LIC de las Islas Baleares del proyecto LIFE -*Posidonia*), masa de agua y zona LIC asociada.

El área de la masa de agua y de las praderas se ha obtenido a partir de la cartografía de las masas de agua y de la cartografía del tipo de hábitat 1120* del *Atlas de los Hábitat de España* respectivamente.

El porcentaje de hábitat en la masa se ha calculado a partir de la intersección de los polígonos de ambas cartografías.

De acuerdo con la nueva cartografía, el área estimada con el *Atlas de los Hábitat de España* en Cabrera sería dos a tres veces inferior a la superficie real ocupada.

Código Masa 4.4. Pitiusas

Las islas de Ibiza y Formentera aparecen casi por completo rodeadas del tipo de hábitat 1120*. Las cartografías recientes de algunas zonas LIC costeras han revela-

do la existencia de praderas como las del cabo de Berbería, en Formentera, que están ausentes del *Atlas de los Hábitat de España*. Igualmente, ello indica que el Atlas subestima la extensión del tipo de hábitat 1120*.

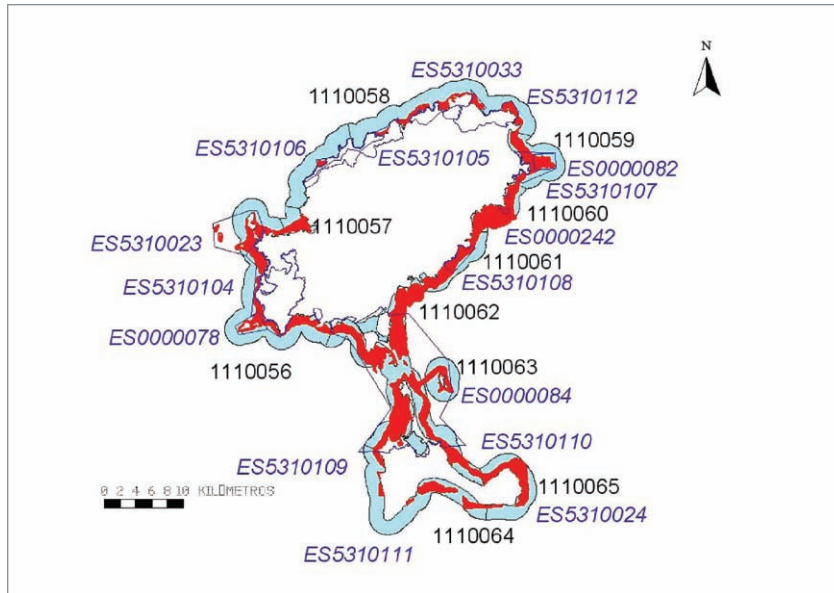


Figura 2.14

Distribución de las masas de agua (en azul, leyendas en negro), de las praderas de *P. oceanica* (según el *Atlas de los Hábitat de España*, en rojo) y de las zonas LIC costeras asociadas (capas transparentes de contorno azul y leyendas en cursiva), alrededor de las islas de Ibiza y Formentera. Las praderas se presentan según el tamaño original del inventario.

Tabla 2.15

Masas de agua costeras, praderas de *P. oceanica* y zonas LIC costeras asociadas alrededor de la isla de Ibiza.

Fuentes: (1) *Atlas de los Hábitat de España*; (2) cartografía de zonas LIC de las Islas Baleares; (3) fotografías aéreas del IGN y Google - Earth y observaciones personales *in situ*; (4) Montero Jiménez & Codina Soler (2004).

Código Dem.	Código Regional	S masa (ha)	Tramo masa	Nombre pradera	S 1120 (ha)	% 1120	Fuente	Prof.	Zonal LIC	Código LIC
1110056	IB-1A/ CW-M2	10.746	Punta des Jondal - Punta de Sa Pedrera	1. Cala Pta. Des Jondal 2. Porroig - Cabo Llentrisca 3. C. Llentrisca - Es Vedrà Cala d'Hort - Cala Vedella 4. C. Vedella - C. Tarida - islotes de Poniente 5. Este de La Conejera Cala Comte - Port des Torrent	2.231	20,8	1, 3 1, 3 1, 2 1, 2 1, 2	5 - 40	Es Vedrà - es Vedranell Costa Occ. de Ibiza Islotes de Poniente de Ibiza	ES0000078 ES5310104 ES5310023
1110057	IB-2/ CW-M4	920	Pta. Sa Pedrera - Cap Negret (Bahía de Sant Antoni)	Port des Torrent - Cabo Negret	382	41,5	1, 3			

Sigue ►

► Continuación Tabla 2.15

Código Dem.	Código Regional	S masa (ha)	Tramo masa	Nombre pradera	S 1120 (ha)	% 1120	Fuente	Prof.	Zonal LIC	Código LIC
1110056	IB-1B/ CW-M2		Cap Negret - Cap des Mussons	Ses Margalides			1, 3		Ses Margalides	ES5310106
1110058	IB-3/ CW-M4	5.877	Cap des Mussons - Sur de Punta Grossa	1. Cabo Rubio - Pta. Sa Creu 2. Bahía pto. de St. Miquel 3. Cala Benirrás - Pta. Xarraca 4. Pta. Xarraca - Torre Portinatx 5. Cala Portinatx 6. Portinatx - Pta.Ses Caletes 7. Ses Caletes - Pta. Grossa	854	14,5			Els Amunts d'Eivissa Xarraca N. Sant Joan	ES5310105 ES5310033 ES5310112
1110059	IB-4/ CW-M4	2.951	Sur Pta. Grossa - Sur de Cala Llenya	1. Cala San Vicente - Tagomago - Cabo Roig 2. Cala Boix - Cala Llenya	959	32,5	1, 3		Área marina de Tagomago Tagomago	ES5310107 ES0000082
1110060	IB-5/ CW-M3	1.813	Sur de Cala Llenya -Punta Blanca	1. Sur C. Llenya - Pta. Arabí 2. Pta. Arabí - Sta. Eulalia Pta. Blanca	1.394	76,8	1, 3		Islotes de Sta. Eulalia, Rodona i es Canà	ES0000242
1110061	IB-6/ CW-M4	2.023	Pta. Blanca - sur playa Talamanca	1. Cala Llonga 2. Cabo des Llibrell - playa de Talamanca	1.005	49,7	1, 3 1, 3		Área marina Cap Martinet	ES5310108
1110062	IB-7/ CW-M3	1.198	sur de Talamanca - Punta de Sa Mata	Bahía de Ibiza - Playa d'en Bossa	874	73,0	1, 3			
1110063	IBFO-8/ CW-M4	1.1614	Parque de Ses Salines (Punta des Jondal - Punta de Sa Mata - Punta Gavina - Punta de ses Pedreres)	1. Punta Sa Mata - Punta Sa Torre de ses Portes 2. Playa de Ses Salines es Codolar - Pta. des Jondal 3. Isla de los ahorcados S'Espalmador - I. Espardell 4. S'Espalmador - Caló des Oli 5. Punta Sabina - Punta Gavina 6. Pta. Trucadors - Es Pujols 7. Punta Prima - El Caló	5.350	46,1	1, 2, 3 1, 2, 3 1, 2, 3 1, 2, 4 1, 2, 3 1, 2, 3 1, 2, 3	1 - > 40 0,5->40 1 - > 40 0 - > 40 0,3->35 1 - > 40 1 - 20	Parque Natural de ses Salines d'Eivissa i Formentera Playa Tramuntana	ES0000084 ES5310110
1110065	FO-10/ CW-M2	2.931	La Mola (Punta de ses Pedreres - Punta de ses Pesqueres)	La Mola	1.118	38,1	1, 2	2 - 38	La Mola	ES5310024
1110064	FO-9/ CW-M3	5.054	Migjorn (Punta de ses Pesqueres - Punta Gavina)	1. Playa de Migjorn 2. Cabo de Berbería 3. Cala Saona - Punta Gavina	905	17,9	1, 3 2 1, 3	1 - 35	Playa Migjorn Cabo Berbería Cala Saona	ES0000056 ES5310025 ES0000054

■ Subregión 5: Mar de Alborán

El mar de Alborán, mediterráneo con fuerte influencia atlántica, constituye el extremo occidental de distribución del tipo de hábitat 1120*. La presencia de *P. oceanica* es muy escasa en estas costas: según la cartografía del *Atlas de los Hábitat de España*, sus praderas ocupan 8 km cuadrados de su litoral sumergido, solamente el 0,5% del área total de las masas de agua de esta subregión (1.720 km²). En Almería todavía encontramos praderas extensas e, incluso, un arrecife barrera en los bajos de Roquetas

de Mar, declarado monumento natural. En Granada y Málaga las praderas se reducen a manchas de poca extensión (ver figura 2.15, tabla 2.16). Las praderas de estas provincias se han reducido aún más en los últimos años, debido a la pesca de arrastre y, más recientemente, a fenómenos de enterramiento por escorrentías extremas. Además de las praderas consignadas en la tabla 2.16, existen praderas en el mar de Alborán español que quedan fuera de las masas de agua definidas hasta ahora: se trata de las praderas de *P. oceanica* que se encuentran en las costas de Melilla y en las islas Chafarinas.

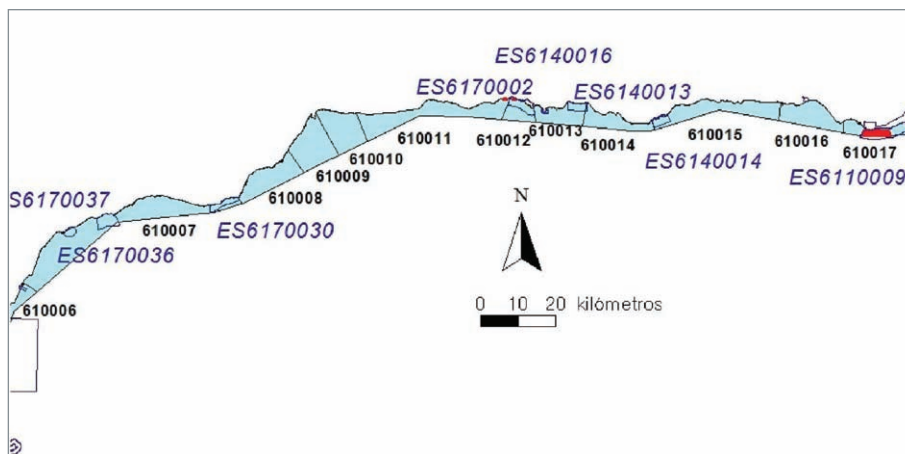


Figura 2.15

Distribución de las masas de agua (en azul, leyendas en negro), de las praderas de *P. oceanica* (*Atlas de los Hábitat de España*, en rojo) y de las zonas LIC costeras asociadas (capas transparentes de contorno y leyendas azul oscuro) en el mar de Alborán (extremo occidental de su distribución, sólo manchas aisladas), en las provincias de Granada y Málaga.

Código Dem.	Código Regional	Nombre Masa	S (ha)	Praderas	Latitud (°N)	Longitud (°W)	Prof.	S 1120 (ha)	% 1120	Fuente	Zona LIC	Código LIC
610017	ES0614127017	Guardias Viejas - Ramba de Morales	48.056	1. La Cintinilla (Almería) 2. Torregarcía 3. Costacabana 4. Universidad / El Bobar 5. Pto. pesquero Almería 6. Escollera Puerto 7. San Telmo - Aguadulce 8. Puerto de Aguadulce 9. Hortichuelas - Roquetas de Mar y sus bajos 10. Pto. Roquetas de Mar 11. Cerrillos 12. Punta Sabinar - Punta Entinas 13. Almerimar - Guardias Viejas	36° 43.50' 36° 49.00' 36° 50.00' 36° 49.00' 36° 50.00' 36° 49.00' 36° 50.00'- 36° 49.00'- 36° 48.00'- 36° 46.00' 36° 45.50' 36° 41.00' 36° 40.60'- 36° 40.30'- 36° 41.50'	2° 11.60' 2° 18.00' 2° 22.60' 2° 24.00' 2° 29.00' 2° 29.00' 2° 29.50'- 2° 33.60' 2° 35.00'- 2° 36.00' 2° 36.20' 2° 39.20' 2° 41.70'- 2° 49.50'- 2° 50.70'	5 18 13 10 6 3-20 0-15 5 5-15 3-15 2-15	828,2	1,7	1, 2	1. Arrecifes de Roquetas de mar 2. Fondos marinos de Pta. Entinas - Sabinar	ES6110019 ES6110009
610015	ES0614137015	Calahonda - Puerto de Adra	12.160	1. Punta Negra (Granada) 2. Castillo de Baños 3. Playa Cambriles, Castelldefero	36° 44.50' 36° 44.20' 36° 44.10'	3° 12.50' 3° 18.40' 3° 20.40'	3-16 11-15 2-7	0,1	0,0006	1, 2	Fondos marinos Calahonda - Castell de Ferro	ES6140014
610013	ES0614137013	Salobreña - E PN Maro Cerro Gordo	6.568	Maro Cerro Gordo (Málaga)				0,01	0,0001	1, 3	Fondos marinos Tesorillo - Salobreña	ES6140013
610012	ES0614137012	PN Maro Cerro Gordo	3.945	Maro Cerro Gordo				0,8	0,0193	1, 3	PN Maro Cerro Gordo	ES6170002
610011	ES0614137011	Rincón de la Victoria - W PN MCG	15.567	Maro Cerro Gordo				0,8	0,0055	1, 3		
610007	ES0614135007	Desembocadura del Guadalquivir - Punta de Calaburra	30.171	Marbella, Punta Chullera				0,01	0,00004	1, 3	1. Calahonda 2. El Saladillo - Punta de Baños 3. Fondos marinos Bahía de Estepona	ES6170030 ES6170037 ES6170036
610008	ES0614135008	Punta de Calaburra - Torremolinos	9.535	Fuengirola (El Faro)				0,01	0,0001	1, 3		

Tabla 2.16

Masas de agua, praderas de *P. oceanica* y zonas LIC asociadas en el mar de Alborán.

La superficie de las masas de agua y de las praderas se ha obtenido de la cartografía de las masas de agua costeras y del Atlas de los Hábitat de España, respectivamente. La localización de las praderas se ha obtenido de las fuentes: (1) Atlas de los Hábitat de España; (2) Moreno & Guirado, 2003 y; (3) Moreno et al., 2004.

2.3. FACTORES BIOFÍSICOS DE CONTROL

Los factores **fisicoquímicos** que afectan a la presencia y estructura de las praderas de *Posidonia oceanica* son:

- **Luz incidente.** Transparencia del agua y profundidad. La transparencia del agua determina la cantidad de luz que incide sobre las praderas submarinas, afectando a la planta clave (*Posidonia oceanica*) y a sus epífitos fotosintéticos. La profundidad del punto de compensación entre fotosíntesis y respiración determina el límite potencial (que en muchos casos es el actual) de profundidad alcanzable por la pradera (Duarte, 1991; Duarte *et al.*, 2007). La densidad y la biomasa de la pradera disminuyen exponencialmente con la profundidad debido a la extinción también exponencial de la luz con la profundidad (Duarte, 1991; Pergent-Martini & Pergent 1996). Si la transparencia del agua se reduce, esta curva se ve desplazada hacia abajo (por ejemplo, hacia valores de abundancia menores a todas las profundidades) y la pendiente de declive con la profundidad también se puede hacer más pronunciada. Duarte (1991) y Duarte *et al.*, (2007) han establecido una relación cuantitativa entre la profundidad máxima potencial de las praderas de angiospermas marinas y el coeficiente de extinción de la luz k (que mide la transparencia del agua). La profundidad máxima potencial de la pradera disminuye exponencialmente con el coeficiente de extinción. Por lo general las praderas de angiospermas marinas necesitan para sobrevivir que les llegue al menos un 11% de la luz incidente en la superficie (Duarte, 1991). Según Duarte *et al.*, 2007, para transparencias del agua menores de $k=0,27\text{ m}^{-1}$, los requerimientos aparentes de luz de la planta parecen incrementarse, de modo que su profundidad máxima potencial se reduce más rápidamente.
- **Concentración de nutrientes** (compuestos de N y P) en el agua. La concentración de nutrientes en el agua determina a menudo su transparencia, ya que una concentración baja limita la producción primaria de los organismos fotosintéticos, especialmente del fitoplancton (Kalf, 2002), permitiendo que llegue luz suficiente a los macrófitos bentónicos. Las praderas de *Posidonia oceanica* crecen en aguas oligo-

tróficas, donde sus menores requerimientos en N y P, así como su mayor capacidad de extracción, almacenamiento y reciclaje de nutrientes, les da una ventaja competitiva frente al plancton y las algas macrófitas y epífitas (Hemminga & Duarte, 2000).

- **Tipo de fondo.** Las praderas de *P. oceanica* crecen sobre fondos de sustrato duro (rocas fijas, pero no sobre cantos rodados) o de sustrato blando con sedimentos medios (arenosos, no fangosos), que permiten el agarre y oxigenación de las raíces de esta angiosperma marina. El tipo de fondo determina parcialmente la densidad de la pradera: los haces suelen estar más juntos sobre sustrato rocoso que sobre arenoso a una misma profundidad, y también parte de la flora y la fauna acompañantes (Templado *et al.*, 2004).

Los factores anteriores, unidos a la necesidad de aguas marinas euhalinas hacen que las praderas de *Posidonia oceanica* estén ausentes en las inmediaciones de las desembocaduras de los ríos y en aguas de transición en general.

- **Hidrodinamismo.** A menudo los límites superiores e inferiores de la pradera, así como su forma (continua, parcheada, cebrada, etc.) están determinados por el régimen hidrodinámico: La energía del oleaje limita el borde superior de la pradera. Las corrientes de fondo y de reflujos, constantes o episódicas, determinan a menudo la forma y los límites superiores, y a veces también los inferiores, de las praderas (Blanc & Jeudy de Grissac, 1984; de Boer 2007). A su vez, las praderas, por su crecimiento, modifican el régimen hidrodinámico, reduciendo su intensidad y canalizando las corrientes (de Boer, 2007). El lento crecimiento vertical de las praderas forma también por sí mismo complejas topografías (Kendrick *et al.*, 2005). Tras un largo proceso de crecimiento, la formación de arrecifes barrera crea áreas de modo calmo hacia tierra, similares a las lagunas coralígenas costeras (Torres *et al.*, 1990).
- **Temperatura.** *P. oceanica* está clasificada como una angiosperma marina de clima subtropical a templado. Sus praderas crecen en casi todas las latitudes Mediterráneas, donde soportan un rango de temperaturas de entre 10 °C y 29 °C. Las altas temperaturas veraniegas incrementan

la tasa de respiración de las praderas (plantas y sedimento, Barrón *et al.*, 2006) y la demanda de oxígeno de la planta. Los episodios continuados de alta temperatura producen un estrés en la planta que afecta a su crecimiento (Mayot *et al.*, 2005) y supervivencia (Díaz-Almela *et al.*, datos no publicados), así como también pueden inducir la floración de la pradera (Díaz-Almela *et al.*, 2007a).

- **Estacionalidad.** La combinación de la estacionalidad en la temperatura, la luz incidente y el hidrodinamismo han generado un ciclo anual en las praderas de *P. oceanica*: el incremento de temperatura y de irradiancia durante la primavera, que alcanzan su máximo en verano, estimulan el crecimiento de las hojas de *P. oceanica*. Este crecimiento es secundado por la proliferación de epífitos sobre las hojas de *Posidonia*, siguiendo una sucesión bien caracterizada (Novak, 1982; Cinelli *et al.*, 1984; Mazzella & Ott, 1984). En verano, el dosel foliar de la pradera tiene un aspecto tupido (con hojas que pueden alcanzar 1 m de longitud), muy cargado de epífitos, dominados por algas rodófitas (esciáfilas). Los meses de verano son los únicos con un balance metabólico positivo para *P. oceanica*. Las reservas que acumule en este período le permitirán sobrevivir al invierno, con una temperatura e irradiancia reducidas, e iniciar el crecimiento primaveral del año siguiente (Alcoverro *et al.*, 2001). El mayor hidrodinamismo producido por las tormentas de primavera y otoño en el clima mediterráneo incrementa el arranque de las hojas y haces. En la estación otoñal, la conjunción de estas tormentas con el mayor desarrollo de la canopea de la pradera y con su máxima carga de epífitos, produce el arranque masivo de hojas, que se acumulan en las playas. Se reinicia entonces un nuevo ciclo anual de crecimiento de las hojas de la pradera y de la biocenosis del estrato foliar (aunque las hojas se pierden durante todo el año, lo hacen en mayor medida en esta época). Por ello, a fines de otoño y durante el invierno, las praderas tienen una canopea menos densa, con hojas cortas (unos 10 cm). *P. oceanica* posee eficientes mecanismos de reciclaje de los nutrientes de las hojas viejas y de almacenaje de éstos en sus rizomas. Estos nutrientes, así como la reserva de carbohidratos del rizoma, permiten a la planta empezar a crecer antes que las bacterias del sedimento y que
- **Tasa de sedimentación/erosión.** Este factor está en parte relacionado con el hidrodinamismo, pero también con los aportes sedimentarios, y a su vez afecta al tipo de fondo. Las praderas de *P. oceanica* aceleran la acumulación del sedimento y reaccionan a ésta mediante la estimulación del crecimiento vertical de sus rizomas. Este proceso eleva la pradera, formando los característicos arrecifes llamados mata. Sin embargo, acumulaciones excesivas de sedimento deterioran el estado de las praderas. Enterramientos superiores a 10 cm provocan una mortalidad de haces del 50%, y del 100% cuando el enterramiento excede 14-15 cm (Cabaço *et al.*, 2008). La reducción drástica de los aportes sedimentarios y/o los cambios locales en el hidrodinamismo pueden desencadenar procesos erosivos de la mata (Blanc & Jeudy de Grissac, 1989; Medina *et al.*, 2001), en los cuales los largos rizomas verticales de la planta quedan al descubierto y se descalzan. En estas circunstancias los rizomas son muy frágiles y pueden ser arrancados masivamente durante episodios de fuerte oleaje. La erosión marina afecta de manera generalizada a las costas españolas, debido al aumento del nivel del mar, agravado por el desmesurado proceso de erosión costera, que ha inmovilizado o retirado depósitos dunares de arena que podrían haber atenuado sus efectos (Duarte, 2004). Las construcciones costeras (espigones, etc.) también pueden alterar el hidrodinamismo y los procesos sedimentarios locales, produciendo enterramiento de la pradera, o su erosión (Blanc & Jeudy de Grissac, 1989).
- **Aportes de materia orgánica.** Los sedimentos de las praderas de *P. oceanica* contienen en general una mayor concentración de materia orgánica que los sedimentos que las circundan (Barrón *et al.*, 2006). Esto se debe a la alta productividad primaria y secundaria de esta comunidad (Cebrían & Duarte 2001; Romero, 2004) y a la capacidad

del dosel foliar para frenar y atrapar las partículas en suspensión (Terrados *et al.*, 2000; Hendriks *et al.*, 2008a). Sin embargo, la materia orgánica producida por esta angiosperma marina es muy refractaria a la degradación, debido a su alta concentración en celulosa, lignina y taninos, de modo que, la que no es exportada a otras comunidades, se acumula sin ser apenas degradada en el sedimento, contribuyendo a formar los arrecifes milenarios de *Posidonia* (Mateo *et al.*, 1997). Por el contrario, los aportes de materia orgánica alóctona, que suele ser más rica en nitrógeno y fósforo y por tanto más lábil, estimula las poblaciones bacterianas del sedimento. Éste se vuelve rápidamente anóxico, aumentando la degradación anaerobia de la materia orgánica (Danovaro *et al.*, 2000). Aunque las angiospermas marinas bombean oxígeno de las hojas, a través de las raíces al sedimento (Crouzet, 1984; Smith *et al.*, 1984; Borum *et al.*, 2005a), el escudo óxico así formado alrededor de las raíces puede ser insuficiente: largos períodos de metabolismo anaerobio en los rizomas pueden debilitar a la planta (Smith *et al.*, 1988) y comprometer su supervivencia (Greve *et al.*, 2003; Borum *et al.*, 2005). Por otro lado, la degradación de esta materia orgánica incrementa la concentración de nutrientes en el agua entre las hojas, aumentando el crecimiento de epífitos sobre las hojas y su palatabilidad para los herbívoros (Ruiz *et al.*, 2001). A través de estos mecanismos, la acumulación de materia orgánica lábil en los sedimentos de la pradera inducen su rápida degradación, reduciendo drásticamente la densidad de haces de la pradera (Cancemi *et al.*, 2003; Pérez *et al.*, 2007). Se ha calculado que aportes mayores de 1,5 g de materia orgánica por m² y día a las praderas inducen su declive (Díaz-Almela *et al.*, 2008).

- **Anoxia del sedimento y acumulación de ácido sulfhídrico.** Este factor está íntimamente ligado al anterior. Al consumirse el oxígeno y acumularse los deshechos de la degradación anaerobia de la materia orgánica (ácido sulfhídrico, metano, etc. -Holmer *et al.*, 2003; Holmer & Frederiksen, 2007-) la profundidad del frente óxico en el sedimento se reduce (Frederiksen, 2005), de modo que las raíces quedan bañadas en un medio anóxico. Además, el ácido sulfhídrico es tóxico para los tejidos de *P. oceanica* (Frederiksen *et al.*, 2007; Calleja *et al.*, 2007). Aunque las plantas bombean oxígeno hacia las raíces, produciendo

do un escudo óxico protector alrededor de ellas, éste puede resultar insuficiente, especialmente de noche. Cuando el ácido sulfhídrico penetra en la planta, se reduce su crecimiento y supervivencia (Borum *et al.*, 2005b; Frederiksen *et al.*, 2007). Concentraciones de ácido sulfhídrico en el sedimento mayores que 10µM se asocian a mortalidades de haces superiores al 5% anual (Calleja *et al.*, 2007).

- **Tipo de sedimento, aportes y concentración de hierro.** Debido a su dificultad para crecer cerca de las desembocaduras de los ríos (con sus aportes terrígenos) y a la bioacumulación de arenas biogénicas típicas de las praderas, la mayoría de las praderas de *P. oceanica* del mediterráneo crecen sobre sedimentos calcáreos. Los sedimentos calcáreos son muy pobres en hierro (Berner, 1984). Por su capacidad para reaccionar con los sulfuros, formando piritita, el hierro reduce la concentración de ácido sulfhídrico, suavizando las condiciones de anoxia en el sedimento. La pobreza en hierro de los sedimentos calcáreos hace a las praderas que crecen sobre ellos especialmente vulnerables a los aportes de nutrientes y de materia orgánica (Holmer *et al.*, 2003). En sedimentos calcáreos, aportes inferiores a 43 mg de hierro por metro cuadrado y por día, hacen a las praderas susceptibles al declive (Marbà *et al.*, 2008). Además, en los sedimentos calcáreos, el propio crecimiento de la pradera se encuentra frecuentemente limitado por la falta de hierro (Duarte, 1995; Chambers *et al.*, 2001; Holmer *et al.*, 2005). La adición experimental de hierro también se ha mostrado efectiva para revertir el declive de *P. oceanica* en una pradera contaminada por aportes orgánicos sobre sedimentos calcáreos (Marbà *et al.*, 2007).
- **Diversidad genética y tamaño de los clones de *P. oceanica*.** La diversidad genética de las praderas de angiospermas marinas puede conferirles una mayor capacidad de crecimiento y mayor resistencia a las perturbaciones (Procaccini & Piazzini, 2001; Hughes & Stachowicz, 2004; Reusch *et al.*, 2005). Por otro lado, también existen evidencias de que los clones grandes son más resistentes a las perturbaciones que los pequeños y que una pradera dominada por unos pocos clones grandes puede resistir mejor las perturbaciones, pese a su menor diversidad genotípica,

gracias quizá a la integración clonal o a otros mecanismos (Díaz-Almela *et al.*, 2007b).

- **Efectos de la densidad y cobertura de la pradera sobre la flora y fauna asociadas.** La proporción de especies características de las praderas aumenta con la densidad de la pradera, especialmente en el estrato del rizoma (Bianchi *et al.*, 1989).
- **Composición, abundancia y biomasa de epífitos en el dosel foliar:** mayor en manchas aisladas.
- **Herbivoría.** La presión de herbivoría tiene un efecto importante sobre la biomasa de epífitos del dosel foliar de la pradera y modesto sobre la propia biomasa de las hojas (Alcoverro *et al.*, 1997). Esto es debido a que, aunque muchos herbívoros son capaces de digerir en mayor o menor medida las correosas hojas de *P. oceanica*, su alimentación se dirige principalmente a la flora y fauna epífita, por ser más fácilmente digerible y ser más rica en nitrógeno. Por tanto, los ataques de los herbívoros suelen concentrarse en las partes apicales de las hojas más viejas, más cargadas de epífitos (Alcoverro *et al.*, 1997). Una tasa moderada de herbivoría puede incluso estimular la producción de las angiospermas marinas (Valentine *et al.*, 1997). Habitualmente, la mayor presión de herbivoría sobre hojas y epífitos la ejercen las salpas, seguidas por los erizos y, en mucha menor medida, por el crustáceo *Idotea hectica*. Las salpas pastan en la pradera especialmente en verano, cuando la carga de epífitos es mayor (Alcoverro *et al.*, 1997). Cuando la pradera florece y produce frutos es común ver bancos de salpas pastando también en invierno, alimentándose de las infrutescencias en desarrollo. En las praderas sobre sustrato rocoso o cercanas a él, la presión de herbivoría por parte de los erizos puede ser mayor. Cuando se producen episodios de superpoblación de erizos (normalmente ligados a procesos de eutrofización), éstos pueden llegar a consumir todo el dosel foliar, induciendo fuertes mortalidades de haces de la pradera.
- **Metabolismo bacteriano en el sedimento.** En condiciones normales, es decir, oligotróficas, el metabolismo bacteriano del sedimento se suele encontrar constreñido por la baja temperatura durante el invierno y por el control de *P. oceanica*

sobre los nutrientes durante la primavera y el verano (Lopez *et al.*, 1995). Sin embargo, cuando aumenta la concentración de materia orgánica lábil en el sedimento, el metabolismo bacteriano cambia rápidamente hacia la degradación anaerobia de la materia orgánica, en especial de sulfato reducción (Danovaro *et al.*, 2000). En esas condiciones el sedimento resulta tóxico para *P. oceanica* y entra en declive.

- **Invasiones algales de las praderas de *P. oceanica*.** El proceso de calentamiento del mar Mediterráneo (Bethoux *et al.*, 1990; Bethoux & Gentili, 1996; Salat & Pascual, 2002; Díaz-Almela *et al.*, 2007a) y de disminución de la transparencia del agua (Duarte *et al.*, 1999), así como la extensión costera de la contaminación orgánica de origen humano, actúan sinérgicamente favoreciendo el desplazamiento de especies estenoicas como *P. oceanica* y muchas de sus especies asociadas, por asociaciones menos estructuradas de especies eurioicas, generalmente de origen tropical y crecimiento rápido (Giaccone & Di Martinov, 2000). Entre ellas las más comunes son las algas del género *Caulerpa* (Villèle & Verlaque, 1995; Chisholm *et al.*, 1997) y el alga filamentosa *Lophocladia lallemandii* (Ballesteros *et al.*, 2007).

Las especies de *Caulerpa* son capaces de colonizar los bordes y claros de pradera, así como las áreas de pradera con poca densidad, donde llega suficiente luz a los rizomas, aunque no parecen penetrar en las zonas de pradera densa. Sin embargo, *Caulerpa taxifolia* es capaz de trepar hasta el dosel foliar mediante rizoides compitiendo por la luz con las hojas de *P. oceanica*. *Lophocladia lallemandii* crece epífita sobre las hojas y rizomas de *P. oceanica* y puede llegar a formar una maraña densa de filamentos, hojas y sedimento, que las hojas de *P. oceanica* no logran atravesar. Aunque estas invasiones tienen un carácter estacional (especialmente la de *L. lallemandii*), desapareciendo o reduciéndose su extensión en invierno, bastan para reducir las reservas y el crecimiento de *P. oceanica*, e inducir la mortalidad de los haces (Villèle & Verlaque, 1995; Ballesteros *et al.*, 2007).

Aunque las invasiones de caulerpas suelen limitarse a los bordes y zonas clareadas de las praderas, las “moquetas” de *Lophocladia lallemandii* pueden alcanzar medio metro cuadrado de extensión, (Ballesteros *et al.*, 2007). Hay que tener en cuenta que (1) los bordes de la pradera son sus zonas de expansión, que por tanto se ve constreñida y (2) la tendencia generalizada al declive de la densidad, por causas diversas, en muchas praderas de *P. oceanica* (Marbà *et al.*, 2005) hace temer que cada vez más y mayores sectores de las praderas sean susceptibles de ser invadidos y sustituidos por asociaciones algales de especies oportunistas.

No se ha observado la invasión del dosel foliar por *Caulerpa racemosa* ni por *Caulerpa prolifera* (esta última no es exótica), sino que estas algas ocupan el estrato de los rizomas en praderas clareadas. Sin embargo, las especies del género *Caulerpa* tienen capacidad heterótrofa, viéndose beneficiadas por la presencia de materia orgánica (Crawford & Richardson, 1972; Chisholm *et al.*, 1997). Además ciertas evidencias indican que las caulerpas aumentan con su presencia las tasas de sulfatoreducción del sedimento, así como su concentración de ácido sulfhídrico (Holmer *et al.*, 2004; Holmer *et al.*, datos no publicados) lo cual, como se ha explicado antes, es negativo para las plantas de *P. oceanica* adyacentes.

Otras especies invasoras del estrato de los rizomas de la pradera son *Acrothamnion preisii* y *Womersleyella setacea*. Estas algas filamentosas empobrecen la flora y fauna sésil del estrato de los rizomas, ya que las algas epífitas de porte foliar o incrustante son desplazadas por algas de tipo filamentosas, entre las que dominan las dos especies invasoras en cuestión (Piazzi *et al.*, 2002).

2.4. SUBTIPOS

Se pueden distinguir varios tipos de pradera según su fisionomía, esculpida por el hidrodinamismo y por el crecimiento de la planta (pradera continua, a manchas, en cordón, cebrada, arrecife barrera) o por el tipo de sustrato (blando, duro). También existen diferencias fisionómicas y fisiológicas entre praderas someras (<15 m profundidad) y profundas (>15 m profundi-

dad; Pirc, 1984). La estructuración genética de la población de *P. oceanica* entre zonas someras y profundas (Procaccini *et al.*, 2001) sugiere que existe un escaso flujo génico con la profundidad. Sin embargo, todas estas diferencias no son suficientemente grandes ni definidas como para justificar una subdivisión del hábitat en tipos, al menos a los efectos de establecer diferentes factores biofísicos de control, exigencias ecológicas o parámetros de seguimiento.

2.5. EXIGENCIAS ECOLÓGICAS

■ Valores fisiográficos

Profundidad: 0,3-45 m, den Hartog (1973) estima que el óptimo para las praderas de *P. oceanica* se sitúa a unos pocos metros y aventura que las praderas más profundas podrían ser los testigos de niveles del mar más bajos en épocas pasadas.

■ Valores Climáticos

Temperatura. Las praderas de *P. oceanica* crecen en todas las latitudes mediterráneas, desde Libia (31° 0'N) hasta el golfo de Trieste (45° 40'N, Green & Short, 2003). Por tanto, las praderas de *Posidonia oceanica* han de soportar el amplio rango de temperaturas abarcado entre esas latitudes, entre el verano y el invierno. Aproximadamente entre los 10° C y los 29° C. Sin embargo, las praderas de *P. oceanica* se ven afectadas por los episodios prolongados de temperatura elevada (Mayot *et al.*, 2005; Díaz-Almela *et al.*, datos no publicados).

Requerimientos de luz. El punto de compensación entre fotosíntesis y respiración para *P. oceanica* se ha establecido en 0,1 - 2,8 moles de fotones de luz PAR (radiación fotosintéticamente activa) día⁻¹ m⁻² (Gattuso *et al.*, 2006). Esta cantidad de luz corresponde aproximadamente al 11% de la luz incidente en la superficie del mar en las latitudes mediterráneas. En las aguas más turbias, a partir de un coeficiente de extinción mayor de $k_z = 0,27\text{m}^{-1}$, los requerimientos de luz de la planta son mayores (Duarte *et al.*, 2007).

■ Valores Litológicos

No procede.

■ Valores edafológicos

Producción y concentración de ácido sulfhídrico en el sedimento. En sedimentos ricos en carbonatos y pobres en hierro, la tasa de nacimientos de haces en la pradera disminuye linealmente con el incremento de la concentración de azufre reducido en el sedimento (Holmer *et al.*, 2003). Igualmente, el declive las praderas de *P. oceanica* aumenta linealmente con la concentración de ácido sulfhídrico en el sedimento. Las concentraciones de ácido sulfhídrico en el sedimento toleradas por esta planta son relativamente bajas: concentraciones mayores de 10 μM se asocian a tasas de declive de haces de *P. oceanica* superiores al 5% anual (Calleja *et al.*, 2007).

Enterramiento de los haces. El sedimento debe ser estable o acumularse lentamente: la pradera puede reaccionar a una tasa de elevación media del sustrato de 3 a 5 $\text{cm a\~{n}o}^{-1}$ (Gacia & Duarte 2001; Duarte, 2004). Tasas superiores de sedimentación provocan el enterramiento de las praderas. Acumulaciones de sedimento superiores a 10 cm provocan una mortalidad de haces del 50%, y cuando el enterramiento de los rizomas excede 14-15 cm la mortalidad de haces es del 100% (Cabaço *et al.*, 2008). Por el contrario, los balances negativos de sedimentación dan lugar a la rápida erosión de las praderas, ya que los rizomas quedan descalzados.

■ Valores hidrológicos

Salinidad. Las praderas de *Posidonia oceanica* necesitan aguas marinas euhalinas, con salinidades comprendidas entre 33 y 39 psu. Salinidades un punto por encima o por debajo de este rango producen mortalidad intensa de los haces de *P. oceanica* en pocos meses (Sabah *et al.*, 2002). Por tanto, las salmueras producidas por las plantas desalinizadoras deben ser expulsadas de forma tal que no se incremente la salinidad de las aguas de las praderas por encima de 39 psu en más del 15% de las muestras de agua de la canopea, y nunca sobrepasen 40 psu en más del 5% de las muestras

de agua de la canopea (VV.AA., 2006; Sánchez-Lizaso *et al.*, 2008).

Transparencia del agua. La transparencia del agua tiene que ser tal que al menos el 11% de la luz incidente en la superficie del mar llegue a la canopea (Duarte, 1991). Estos requerimientos son por lo general mayores que para las macro y microalgas marinas (Duarte, 1995). La profundidad de colonización potencial de las praderas de *P. oceanica* disminuye con el coeficiente de atenuación de la luz (Duarte, 1991; Duarte *et al.*, 2007).

Tasa de sedimentación bentónica. En un estudio realizado sobre cuatro praderas profundas de *P. oceanica* del mediterráneo se ha observado que el declive anual de las praderas crece exponencialmente con el aumento de la tasa de sedimentación bentónica sobre ellas. El umbral de sedimentación tolerable por la pradera se estableció en 5 $\text{g/m}^2 \text{ día}$. A partir de esa tasa, el declive de las praderas se acelera (Díaz-Almela *et al.*, 2008a).

Tasa de sedimentación orgánica. En ese mismo estudio se ha observado que el declive anual de las praderas crece exponencialmente con el aumento de la tasa de sedimentación de materia orgánica sobre ellas. El umbral de sedimentación orgánica tolerable por la pradera se estableció en 1,5 a 2 $\text{g/m}^2 \text{ día}$. Tasas de sedimentación orgánica por encima de este umbral aceleran el declive de las praderas (Díaz-Almela *et al.*, 2008a).

Tasa de sedimentación de fósforo. Ese mismo estudio indica que el declive anual *per capita* de haces en la pradera aumenta como una ley de potencia con la tasa de sedimentación de fósforo. Cuando ésta supera los 50 $\text{mg/m}^2 \text{ día}$ el declive de las praderas se incrementa fuertemente (Díaz-Almela *et al.*, 2008a).

Tasa de sedimentación de nitrógeno: del mismo modo, el declive anual de la pradera aumenta exponencialmente con la tasa de sedimentación bentónica de nitrógeno. Cuando esta tasa supera los 40 $\text{mg/m}^2 \text{ día}$, el declive de la pradera se acelera.

Tasa de sedimentación de hierro. La tasa de crecimiento neto de la población de haces en las praderas de *P. oceanica* que crecen sobre sedimentos ricos en carbonato aumenta linealmente al aumentar la tasa de sedimentación de hierro sobre la pradera. Con tasas de sedimentación menores de 43 mg/m² por día, las tasas de crecimiento neto de las praderas se hacen negativas, lo cual indica que las praderas que reciben una cantidad de hierro menor, son susceptibles de declinar. Las praderas que reciben unos aportes de hierro menores de 20 mg/m² día sufren declives netos superiores al 5% anual (Marbà *et al.*, 2008).

Especies características y diagnósticas

Las praderas de *P. oceanica* se asemejan a los bosques terrestres formados por una sola especie arbórea, donde la mayor parte de la biomasa corresponde a esa especie. Sin embargo, como ocurre en esos bosques, hay una gran abundancia y diversidad de otras plantas y animales en su interior. Aunque a simple vista, las praderas parecen pobres en vida animal, se trata de un ecosistema muy complejo, en el que pueden distinguirse tres grandes estratocenosis imbricadas: la comunidad del estrato foliar, la del rizoma y la comunidad hipogea (Templado *et al.*, 2004).

El estrato foliar

Se trata de un tipo de hábitat inestable, debido a la continua renovación de las hojas y al hidrodinamismo. En él se instala una comunidad fotófila de especies pequeñas, de corta vida (muchas anuales o estacionales), cuya composición específica es relativamente homogénea a lo largo del mediterráneo (Ben, 1971; Cinelli *et al.*, 1984; Antolic, 1986; Ballesteros, 1987; Buia *et al.*, 1989; Fradà Orestano *et al.*, 1993), y entre las cuales hay un gran número de especies exclusivas o especialistas de la pradera, debido a la singularidad de este tipo de hábitat (Bianchi *et al.*, 1989). En la canopea se pueden distinguir las especies sésiles, que crecen sobre las hojas de *P. oceanica*, y las especies móviles. Entre las sésiles, las algas epífitas son, en general, más abundantes y diversas (Lepoint *et al.*, 1999). En la epiflora destaca la asociación *Giraudio-Myrionemum orbicularis*, de fuerte estacionalidad, pero común a lo largo del mediterráneo (Ben, 1971). La meiofauna foliar está dominada por copépodos harpaticoides y por larvas nauplio de diversas especies (Novak, 1982).

Los estratos del rizoma e hipogeo

Estos estratos son más estables, pero más complejos, ya que las praderas se pueden asentar sobre sustrato rocoso, arenoso, de mata, o una combinación parcheada de los tres. En el estrato del rizoma convergen especies propias de diversos tipos de hábitat litorales, en proporciones distintas según sea el sustrato. Por eso algunos autores prefieren llamar a la comunidad del tipo de hábitat 1120* “complejo polibiocénótico” (Picard, 1985), o “encrucijada ecológica” (Bianchi *et al.*, 1989), mientras que otros autores sostienen la unicidad de la biocenosis posidonícola (Kerneis, 1960). Parece un debate estéril, pero es un hecho que en el sustrato del rizoma se observan especies típicas de la comunidad de algas fotófilas y esciáfilas, del coralígeno, del detrítico costero, de arenas finas, gruesas o incluso de fangos (Bianchi *et al.*, 1989). El estrato hipogeo se da en sustratos blandos o de mata, con proporciones variables de especies exclusivas y compartidas con otros tipos de hábitat costeros (Harmelin, 1964; Willsie, 1983).

Cuando las praderas son muy densas, la proporción de especies exclusivas de las praderas aumenta en el estrato del rizoma y el hipogeo (Bianchi *et al.*, 1989). En el complejo entramado del rizoma podemos encontrar una rica macroflora esciáfila, con más de 74 especies descritas, donde dominan las rodófitas (Boudouresque, 1968; 1974; Panayotidis, 1980; Piazzi *et al.*, 2002). La mayoría de estas especies son típicas de las comunidades de algas esciáfilas sobre rocas, aunque en los rizomas las especies articuladas y las erectas son menos frecuentes que en las comunidades de roca, dominando las algas incrustantes y foliosas (Piazzi *et al.*, 2002). También podemos encontrar una rica fauna sésil y móvil. Las especies sésiles son menos abundantes en las praderas que crecen sobre arena, pero pueden alcanzar un poblamiento notable en las praderas instaladas sobre roca o sobre mata (Templado *et al.*, 2004). La meiofauna que crece en los sedimentos y mata de las praderas de *P. oceanica* es de las más ricas y productivas que se han descrito, y en ella dominan los nemátodos, seguidos por los copépodos harpaticoides y poliquetos de pequeño tamaño (Novak, 1982; Danovaro, 1996; Danovaro *et al.*, 2002).

Variación estacional

Las especies epífitas y la meiofauna del estrato foliar tienen un ciclo de vida estrechamente relacionado con el ciclo de renovación de las hojas de *P. oceanica* (Novak, 1982; Alcoverro *et al.*, 1997). La colonización de las hojas se acelera en primavera, a medida que éstas crecen, con el incremento de luz, temperatura y de sustrato disponible. Esta colonización sigue una sucesión estacional bien definida (Novak, 1982; Cinelli *et al.*, 1984; Mazzella & Ott, 1984) que también se ve reflejada a lo largo de las hojas de *Posidonia oceanica*, desde sus partes más jóvenes a sus partes apicales, más viejas (Casola *et al.*, 1987; Cebrián *et al.*, 1999): los tejidos verdes y jóvenes, cercanos al meristemo basal de la hoja comienzan a ser colonizados por cianobacterias y otras bacterias, y por diatomeas, así como por otros microorganismos como hongos, foraminíferos y propágulos de algas. Se va formando así una película microbiana denominada perifiton. Tras un par de semanas, sobre el perifiton se instala una sucesión de organismos macroscópicos epibiontes. La sucesión suele comenzar por algas coralíneas incrustantes (por ejemplo, *Fosliella* spp.), feofitas incrustantes (*Myrionema orbiculare*) colonias de hidroides (por ejemplo, *Sertularia persusilla*, *Plumularia obliqua*), de briozoos (por ejemplo, *Electra posidoniae*, *Lichenopora radiata*) y de poliquetos tubícolas de la familia de los espirórbidos (caracolillo). En primavera, sobre la cobertura de algas incrustantes se desarrolla una flora dominada por las feofitas filamentosas (*Giraudia sphaclarioides* y *Cladosiphon cylindricus*). En verano, cuando las hojas son más largas y la canopea más densa, llegan a desaparecer y son sustituidas por algas rodófitas erectas y filamentosas (*Dictyota*, *Herposiphonia*, *Falkenbergia*). La biomasa total de epífitos sobre las hojas sigue una curva sigmoidea, alcanzando un máximo de 2,6 mg de materia seca por cm² en hojas de más de 200 días, que absorbe alrededor de un 30% de la luz incidente (Cebrián *et al.*, 1999). La mayor abundancia relativa de rodófitas influye también en la longitud de onda que llega a las hojas (Cebrián *et al.*, 1999). Esta asociación se termina de forma abrupta hacia octubre, cuando las tormentas otoñales arrancan las hojas viejas de *P. oceanica*. En esta época del año, los copépodos harpaticoides, consumidores de las hojas muertas y sus epífitos, pasan a dominar en la meiofauna del sedimento y los rizomas (Danovaro, 1996). Las hojas jóvenes que permanecen unidas a la planta después de

los temporales de otoño muestran un poblamiento de epífitos escaso, cuya biomasa y complejidad aumentará a lo largo de la primavera siguiente.

Variación con la profundidad

El amplio rango batimétrico ocupado por las praderas de *P. oceanica*, que afecta a diversos factores biofísicos (por ejemplo, hidrodinamismo, luz, temperatura, descenso en la densidad de la pradera) se traduce en una variación de la comunidad de la pradera con la profundidad: las praderas superficiales (1-5 m) tienen un número relativamente bajo de especies e individuos, y las especies que hay, están adaptadas al fuerte hidrodinamismo y variaciones de temperatura acusadas. Entre 5 y 15 m la comunidad es más estable, alcanzando los máximos de diversidad y abundancia. Por debajo de los 15 m, donde la luz es más tenue y los cambios de temperatura menos acusados, se puede hablar ya de una comunidad de praderas profundas. Sin embargo no se trata de comunidades totalmente distintas, ya que dominan las especies comunes a todas las profundidades de la pradera, especialmente entre la macroflora (Mazzella & Ott, 1984; Piazzi *et al.*, 2002).

La proporción entre epifauna y epiflora foliares también varía con la profundidad: en las praderas someras la epiflora supera los dos tercios de la biomasa epífita, mientras que en las praderas profundas la epifauna puede superar la mitad de la biomasa epífita (Lepoint *et al.*, 1999).

Dinámica del sistema

■ Ritmos circadianos o nictimerales

La composición faunística de los estratos de la pradera varía mucho entre el día y la noche, ya que numerosas especies realizan migraciones verticales (del rizoma a las hojas o viceversa) y horizontales, hacia o desde los hábitat adyacentes (claros de arena, rocas o medio pelágico). Muchos decápodos depredadores, por ejemplo, ascienden desde los rizomas hacia las hojas durante la noche para cazar. Los enjambres de misidáceos, que durante el día se agrupan en los bordes de la pradera, se dispersan también por

la noche por la capa de agua, en busca de presas planctónicas. Muchos peces planctófagos, que durante el día nadan sobre el dosel foliar o en zonas próximas, por la noche se refugian entre las hojas o los rizomas de la pradera. Es el caso por ejemplo de las castañuelas (*Chromis chromis*), las vaquetas (*Serranus scriba*), las julias (*Coris julis*), los tordos (género *Symphodus*), las chuclas (*Spicara maena*) y el raspallón (*Diplodus annularis*). Las salpas, que durante el día pastan sobre la pradera, se juntan de noche a descansar en los calveros de la pradera (Templado *et al.*, 2004). Otras especies visitan la pradera de noche para cazar. Es el caso de la morena (*Muraena helena*), el congrio (*Conger conger*), la lorcha (*Ophidium rosei*) o del salmonete real (*Apogon imberbis*).

■ Redes tróficas. Destino de la producción primaria

El análisis trófico de la pradera es complejo y difícil, por el gran número de interacciones que en ella se producen, y dista mucho de haberse completado. La producción primaria neta de *P. oceanica* se halla en un amplio rango que va desde los 150 g_(ms)/m² a los 3 kg_(ms)/m² y por año. Se estima que una pradera tipo del levante español, no degradada, que se encuentre entre los 5 y los 10 m de profundidad, produce unos 850 g_(ms)/m² año, mientras que para praderas más someras y densas, en buen estado, la producción primaria anual no bajaría de los 1.000 g_(ms)/m² y por año. Aproximadamente un 75% de esta producción se debe al crecimiento de los limbos foliares, un 15% al de los pecíolos, mientras que los rizomas y raíces no suelen superar el 10% de la producción total.

En lo que se refiere al destino de la biomasa producida por esta planta, menos del 10% de la producción foliar es ingerida por los herbívoros. Debido a que los tejidos de *P. oceanica* son muy ricos en celulosa, lignina y taninos, son muy poco apetecidos por los herbívoros, que se inclinan más por los epífitos. La tasa de absorción de los principales macroherbívoros se ha estimado en un 20% para las salpas y un 70% para el erizo *Paracentrotus lividus*, de modo que se estima que menos del 2% de la producción de la planta pasa a la cadena trófica a través de los herbívo-

ros. Sin embargo, cuando se tiene en cuenta la producción primaria global del hábitat, es decir, se incluyen los epífitos, los cuales pueden incrementar la producción primaria total en un 30%, la importancia de los herbívoros en la pirámide trófica de la pradera aumenta.

Por tanto, entre el 90 y el 95% de la producción de los limbos foliares, entra en las cadenas detritívoras tras la senescencia de las hojas, *in situ*, o en otros tipos de hábitat a donde es exportada por las corrientes y el oleaje (20 - 60%). Es decir, entre un 20 y un 50% de la producción de la planta es utilizada en la pradera por las cadenas de descomponedores y detritívoros, mientras que otro tanto, complementario, es exportado a los compartimentos detritívoros de otros tipos de hábitat. La celulosa y otros compuestos refractarios de las hojas son parcialmente degradados por bacterias y hongos saprófitos, facilitando el acceso a este material de otras especies detritívoras, como los copépodos harpaticoides y los nemátodos de la meiofauna o las holoturias. Estas especies de pequeños animales herbívoros y detritívoros alimentan a una compleja red de carnívoros, que comienzan con los diminutos nemátodos carnívoros, pasando por poliquetos, decápodos y gasterópodos, y cuyo eslabón más alto lo constituyen los peces, pulpos, jibias y estrellas de mar. En general, muy pocas especies de la pradera están libres de ser predadas. Una parte de las partículas semidegradadas de las hojas es resuspendida y pasa a formar parte del microcosmos de partículas orgánicas (*seston*) de la que se alimentan muchos suspensívoros sésiles (por ejemplo, hidroideos, la nacra o el gusano tubícola *Sabella spallanzani*).

Por otro lado, hay que tener en cuenta que la producción primaria de *P. oceanica* sólo constituye una parte de la producción primaria del conjunto de la pradera, a la que también contribuyen las algas epífitas de las hojas y los rizomas, así como el fitoplancton, cuyas partículas van sedimentando sobre la pradera. Esta biomasa es mucho más accesible a los herbívoros y suspensívoros, los cuales a su vez son la base de una compleja red trófica depredadora.

Las raíces y los rizomas, y especialmente los pecíolos de las hojas adheridos a ellos, son más refractarios a la degradación y se incorporan casi en su totalidad a la mata (Romero, 2004). Al quedar enterrados bajo la acreción de sedimento, en un ambiente anóxico, la degradación resulta mucho más lenta. De este modo, se producen depósitos de materia orgánica acumulada que pueden alcanzar los 6.000 años de edad, de los cuales, curiosamente, los pecíolos son el componente más abundante (Cebrián & Duarte, 2001), ello a pesar de la acción especializada de la acción de los poliquetos minadores de los pecíolos (*Lysidice ninetta*, *L. collaris* y *Nematonereis unicornis*). La tasa anual de acumulación de necromasa se estima entre 70 a 660 g_(ms)/m². Extrapolando estos datos a la superficie total estimada de las praderas españolas, se estima que éstas, en conjunto, incorporan cada año en torno a un millón de toneladas de necromasa de la misma planta, cuya descomposición es extremadamente lenta (Romero, 2004). El porcentaje de carbono estimado en la necromasa es similar al de los rizomas vivos, pero el de nitrógeno y fósforo suele ser menor debido a la eficiente reabsorción interna de estos nutrientes que hace la planta de *P. oceanica* antes de perder sus tejidos muertos. Se calcula que, para un espesor de mata de entre 1 y 4 m, la cantidad de carbono orgánico secuestrado puede ser de 40 a 160 kg/m².

Especies características y diagnósticas (inventario no exhaustivo):

Códigos: estrato foliar (F), estrato de los rizomas (R), estratos hipogeo (Hi), sedimento (Se), borde de pradera y canopea (C), nadador (N), móvil (M), sésil (S), sustrato duro (D), sustrato blando (B), praderas profundas (P), praderas someras (So).

■ Grupo Sistemático 1: Diatomeas (*Bacillariophyta*)

En las hojas de las praderas de la isla de Ischia (Italia) se han descrito alrededor de 100 especies de diatomeas, todas ellas pertenecientes al orden de las Pennadas. No hay estudios sobre estas especies en el litoral español, pero dada su ubicuidad, probablemente el poblamiento sea parecido (Templado *et al.*, 2004).

- Taxón 1: *Cocconeis* spp. (F, S)
- Taxón 2: *Amphora* spp. (F, S)
- Taxón 3: *Grammatophora* spp. (F, S)
- Taxón 4: *Synedra* spp. (F, S)

■ Grupo Sistemático 2: Protozoos foraminíferos

Las conchas calcáreas de los protozoos foraminíferos, aunque muchas son especies cosmopolitas, forman asociaciones específicas de las praderas de angiospermas marinas y en particular de *P. oceanica*, hasta el punto de ser usadas como fósiles diagnósticos de la presencia pasada de este tipo de hábitat (Colom, 1974; Blanc-Vernet, 1984). Algunas de estas especies, descritas en praderas actuales de Cataluña (Ballesteros *et al.*, 1984), del promontorio Balear (Ribes & Gracia, 1991) y del sureste español (Templado 1984, Templado *et al.*, 2004), son:

- Taxón 1: *Cibicides lobatulus* = *Lobatula lobatula* (Walker & Jacob 1798). (F-R, S-M)
Afinidad: no preferencial, pero abundante.
- Taxón 2: *Amphisorus hemprichii* (Ehrenberg). (F)
Afinidad: no preferencial, pero abundante.
- Taxón 3: *Planorbulina mediterraneensis* (d'Orbigny). (F, S)
Afinidad: preferencial.
- Taxón 4: *Rosalina globularis* (d'Orbigny), *R. posidonicola* (Colom). (F-R, S-M)
Afinidad: la primera es no preferencial, pero abundante. La segunda es obligatoria.
- Taxón 5: *Nubecularia lucifuga* (Defrance), *N. massutiana*. (F, S)
Afinidad: especialistas.
- Taxón 6: *Triloculina rotunda* (d'Orbigny). (F)
- Taxón 7: *Conorbooides mediterraneensis*, *C. posidonicola*. (F, S-M)
Afinidad: la primera es preferencial, la segunda obligatoria.
- Taxón 9: *Discorbis obtusa*. (F, S-M)
- Taxón 10: *Elphidium* spp. (F-R, M)
- Taxón 11: *Quinqueloculina* spp. Más de 20 especies en praderas del litoral catalán. (F-R, M)
- Taxón 12: *Cornuspiramia adhaerens*. (F, S)
Afinidad: especialista.
- Taxón 13: *Miniacina miniacea* (Pallas). (R, S)
Afinidad: especialista.

■ Grupo sistemático 3: Algas feofitas

- Taxón 1: *Giraudia sphaclarioides* (Derbès & Solier). (F)
Afinidad: especie cosmopolita, en el mediterráneo preferencial de praderas de *P. oceanica*.
- Taxón 2: *Cladosiphon cylindricus* = *Castagnea cylindrica*. (F)
Afinidad: endémica del mar mediterráneo, especialista.
- Taxón 3: *Myrionema orbiculare* (L. Agardh). (F)
Afinidad: cosmopolita, preferencial.
- Taxón 4: *Sphaclaria cirrosa*. (F-R)
Afinidad: alga de porte filamentoso, cosmopolita, preferencial.
- Taxón 5: *Ectocarpus siliculosus* var. *confervoides*. (F)
Afinidad: ectocarpal cosmopolita, no preferencial, pero abundante en las praderas.
- Taxón 8: *Cladostephus hirsutus* (L.) Boudouresque & Pret. (F)
Afinidad: con este nombre sólo ha sido citada en el Mediterráneo, sin embargo, actualmente se considera sinónimo de *C. spongiosus* var. *verticillatus*. La cual es una especie cosmopolita. En cualquier caso es muy abundante como epífita de las praderas.
- Taxón 9: *Dictyota dichotoma* (Hudson) var. *linearis* (C. Agardh) Greville. (F-R)
Afinidad: cosmopolita, no preferencial, frecuente en praderas de fondo rocoso. Porte foliar.
- Taxón 10: *Halopteris filicina* (Grateloup). (R)
Afinidad: cosmopolita no preferencial pero frecuente. Porte erecto-tubular.
- Taxón 11: *Padina pavonica*. (R-C)
Afinidad: cosmopolita no preferencial, frecuente en bordes y claros de pradera. Porte foliar.
- Taxón 12: *Acinetospora crinita* (Ectocarpales). (F)
- Taxón 13: *Nematochryopsis marina*.
- Taxón 14: *Chrysonephos lewisii* (Crisofíceas). (F)
Afinidad: las tres últimas especies no son preferenciales. *A. crinita* y *C. lewisii* son cosmopolitas, mientras que *N. marina* solo ha sido descrita en el mediterráneo. En períodos calmos de primavera-verano, se pueden producir episodios en que estas especies forman densas capas mucilaginosas, en asociación con cianobacterias y diatomeas oportunistas, que recubren la canopea de la pradera. La aparición recurrente de estas masas puede indicar exceso de nutrientes en el agua de la canopea (Lorenti *et al.*, 2005).

tunistas, que recubren la canopea de la pradera. La aparición recurrente de estas masas puede indicar exceso de nutrientes en el agua de la canopea (Lorenti *et al.*, 2005).

Fuentes: Ballesteros, 1987; Templado, 1984; Templado *et al.*, 2004; <http://www.algaebase.org>

■ Grupo sistemático 4: Algas rodófitas

- Taxón 1: *Pneophyllum fragile* (Kützting) = *Fosliella lejolisii* (Rosanoff) Howe. (F)
Afinidad: cosmopolita; en el mediterráneo, preferencial de las hojas. Abundante todo el año.
- Taxón 2: *Hydrolithon farinosum* (= *Fosliella farinosa* (Lamouroux) Howe). (F)
Afinidad: cosmopolita; en el Mediterráneo, preferencial de las hojas. Abundante todo el año.
- Taxón 3: *Titanoderma litorale* (P.L. Crouan & H.M. Crouan) Boudouresque & Perret. (F)
Afinidad: especialista, abundante todo el año sobre las hojas. Sólo descrita en el Mediterráneo, pero Babbini & Bressan (1997) la consideran sinónima de *Titanoderma pustulatum* var. *confine* (P.L. Crouan & H.M. Crouan) Y.M. Chamberlain, especie cosmopolita.
- Taxón 4: *Chondria mairei*. (F)
Afinidad: preferencial, mediterránea, aunque también se ha descrito en praderas de *Cymodocea nodosa* de las Islas Canarias. Epífita sobre hojas de *C. nodosa* y *P. oceanica*.
- Taxón 6: *Spyridia filamentosa*. (F)
Afinidad: especie cosmopolita, suele aparecer a finales de verano.
- Taxón 7: *Laurencia obtusa* (Hudson) Lamouroux. (R)
Afinidad: cosmopolita, no preferencial pero frecuente. Tipo erecto.
- Taxón 8: *Peysonnelia squamaria*, *P. rubra*. (R-C)
Afinidad: cosmopolita, en el Mediterráneo aparece preferencialmente sobre rizomas de *P. oceanica*, aunque también es característica de la flora esciáfila de fondo rocoso. Alga incrustante.
- Taxón 9: *Falkenbergia rufolanosa* (Harvey). (F-R)
Afinidad: tetrasporófito de *Asparagopsis armata*, especie invasora. Frecuente en las praderas. Filamentosa.

- Taxón 10: *Jania rubens*. (R-C)
Afinidad: cosmopolita, no preferencial pero frecuente en los bordes de las praderas someras o poco densas. Especie calcárea articulada (coralinácea).
- Taxón 11: *Acrosorium venusolum*. (Zanardini). (R)
Afinidad: cosmopolita pero frecuente en las praderas. Alga de porte foliar.
- Taxón 12: *Pseudolithophyllum expansum*. (R)
Afinidad: alga calcárea incrustante.
- Taxón 12: *Womersleyella setacea* (Hollenberg) = *Polysiphonia setacea*. (R)
- Taxón 13: *Acrothamnion preisii* (Sonder) Wollaston. (R)
Afinidad: las dos últimas especies son filamentosas, invasoras de los rizomas de *P. oceanica*. Su presencia afecta fuertemente a la comunidad del rizoma, ya que desplazan a las otras especies, sobre todo las de tipo incrustante y foliar, recubriendo intensamente el rizoma y produciendo una dominancia de algas filamentosas (Piazzi *et al.*, 2002). Sus efectos en la planta de *P. oceanica* y en la fauna acompañante aún han de ser evaluados, así como las condiciones que pueden favorecer la invasión por estas algas.

Fuentes: Ballesteros (1987); Templado (1984); Templado *et al.*, 2004, Cabioch *et al.*, 1995 y base de datos: <http://www.algaebase.org>

■ Grupo sistemático 5: Algas clorófitas

- Taxón 1: *Cladophora prolifera* (Roth) Kützing, *C. albida*. (F)
Afinidad: alga filamentosa.
- Taxón 2: *Udotea petiolata* (= *Flabellia petiolata*). (R-C)
Afinidad: Mediterráneo e Islas Canarias. Preferencial y abundante, alga esciáfila de porte foliar.
- Taxón 3: *Codium bursa*, *C. effusum*. (R, D)
Afinidad: en praderas sobre fondo rocoso o con mata. La primera no es preferencial, la segunda sí. La primera es globosa, la segunda incrustante. Ambas de textura esponjosa.
- Taxón 4: *Valonia macrophysa* (Kützing). (R)
Afinidad: cosmopolita, frecuente en praderas de fondo rocoso o con mata desarrollada. Alga globosa incrustante.

- Taxón 5: *Penicillus capitatus* f. *mediterranea* (Descaisne). (R-Se)
Afinidad: no preferencial, frecuente en verano sobre mata muerta recubierta de arena.
- Taxón 6: *Acetabularia acetabulum*. (R-Se)
Afinidad: cosmopolita, no preferencial, frecuente en bordes de pradera.
- Taxón 7: *Halimeda tuna*. (R-Se)
Afinidad: no preferencial: frecuente sobre rizomas de fondos rocosos o sobre mata.
- Taxón 8: *Caulerpa prolifera*, *C. racemosa*, *C. taxifolia*. (Se-R)
Afinidad: no preferenciales, frecuentes en praderas poco densas y/o degradadas. Las tres penetran en las praderas poco densas y pueden indicar exceso de materia orgánica y/o nutrientes (Chisholm *et al.*, 1997). Las dos últimas especies son invasoras. Fuentes: Ballesteros (1987); Templado (1984); Templado *et al.*, 2004; Cabioch *et al.*, 1995) y base de datos: <http://www.algaebase.org>

■ Grupo sistemático 6: Poríferos

Las esponjas son menos diversas y abundantes que en tipos de hábitat rocosos, aún así, se han descrito más de 75 especies de esponjas sobre praderas de *P. oceanica* (Siribelli 1963; Pérès & Picard, 1964; Pansini & Pronzato, 1985). La inmensa mayoría de ellas se instalan sobre el rizoma. No parece haber un sintaxón de esponjas característico de las praderas, sino que varían localmente, según los tipos de hábitat aledaños y la distribución de las especies. Sin embargo, las poblaciones de esponjas parecen sensibles a la densidad de haces, al enarenamiento y a la tasa de sedimentación (Pansini & Pronzato, 1985), y son especialmente abundantes en las praderas de profundidad intermedia (10-15 m).

- Taxón 1: *Sycon ciliatum* (Fabricius). (R-Se, S, B)
Afinidad: especie que aparece en el Mediterráneo y en el Atlántico nororiental. No preferencial pero frecuente sobre praderas de fondo blando y sobre mata muerta.
- Taxón 2: *Dysidea avara* (Schmidt). (R, S, B)
Afinidad: especie común en el Mediterráneo, preferencialmente asociada a praderas de fondo blando. También aparece en el Atlántico nororiental.

- Taxón 3: *Leucosolenia botryoides*. (F-R, S)
Afinidad: especie común en el Atlántico nororiental y el Mediterráneo. Se ha encontrado asociada a los rizomas y las hojas de *P. oceanica*. No preferencial.
- Taxón 4: *Mycale contarenii* (Martens). (F-R, S)
Afinidad: especie mediterránea y del Atlántico noroeste. No preferencial pero frecuente.
- Taxón 5: *Phorbas tenacior*. (R, S, D)
Afinidad: endémica del Mediterráneo, común en praderas sobre fondos rocosos.
- Taxón 6: *Crambe crambe* (Schmidt). (R, S, D)
Afinidad: mediterránea, también citada en las Islas Canarias. No preferencial, pero común en praderas sobre fondos rocosos.
- Taxón 7: *Chondrosia reniformis*. (R, S, D)
Afinidad: endémica del Mediterráneo. No preferencial, pero común en praderas sobre fondos rocosos.
- Taxón 8: *Adocia varia* (Sarà) = *Haliclona simulans* (Johnston). (R, S, D)
Afinidad: especie del Mediterráneo y del Atlántico nororiental. Muy frecuente en praderas.
- Taxón 9: *Cacospongia mollior* (Schmidt). (R, S)
Afinidad: endémica del Mediterráneo. No preferencial pero frecuente en praderas sobre fondo rocoso o con mata desarrollada.
- Taxón 10: *Clathrina contorta* (Bowerbank). (R, S, D)
Afinidad: endémica del Mediterráneo. No preferencial pero recuente en praderas sobre fondo rocoso.

Fuentes: Pansini & Pronzato (1985); Templado *et al.*, 2004; Templado (1984); Marine Biodiversity database: <http://www.marbef.org/data/erms.php>. Integrated taxonomic information system: <http://www.itis.gov/>.

■ Grupo Sistemático 7: Cnidarios

Hidrozoos

Han sido descritas más de 44 especies de hidrozoos epífitos de las hojas y el rizoma de *P. oceanica* (Boero, 1981). En las praderas del sureste español han sido descritas 13 (Templado, 1984; Templado *et al.*, 2004). En las costas catalanas también han sido descritas (Ballesteros *et al.*, 1984). Las especies características de este tipo de hábitat crecen sobre las hojas, mientras que las especies que crecen sobre

los rizomas son más ubicuas. Por su abundancia, especialización y zonación con la profundidad y otros aspectos del hábitat (Boero *et al.*, 1985; García-Rubiés, 1992), este sintaxón es potencialmente útil como indicador del estado de las praderas.

- Taxón 1: *Sertularia perspusilla* (Stechow). (F, S, So-Int)
Afinidad: obligatoria, endémica.
- Taxón 2: *Plumularia obliqua* (Johnston) = *Monotheca obliqua* var. *posidoniae* (Picard). (F, S, So-Int-P)
Afinidad: no preferencial, especie ubicua, aunque existen evidencias de que las poblaciones sobre *P. oceanica* podrían estar especializadas (Millard & Bouillon, 1974).
- Taxón 3: *Aglaophenia harpago* (von Schenk). (F, S, Int-P)
Afinidad: especialista, aparece sobre otras angiospermas mediterráneas. Coloniza el canto de las hojas de *P. oceanica*.
- Taxón 4: *C. hemisphaerica* (L.). (F-R, S, So-Int-P)
Afinidad: no preferencial.
- Taxón 5: *Antenella secundaria* (Gmelin). (F-R, S, P)
Afinidad: preferencial, coloniza las partes distales de las hojas profundas.
- Taxón 6: *Campanularia asymmetrica* (Stechow). (F, S, So)
Afinidad: obligatoria.
- Taxón 7: *Halecium pusillum* (M. Sars). (F-R, S, So-Int-P)
Afinidad: no referencial pero abundante
- Taxón 8: *Obelia dichotoma* (F-R, S, P)
Afinidad: no preferencial
- Taxón 9: *Cordylophora pusilla*. (F, S, So-Int)
Afinidad: especialista. Se ha descrito en praderas de Liguria y sobre praderas de *Zosteras* en Argelia (Picard, 1955)
- Taxón 10: *Eudendrium motzkossowskiae* (Picard). (F, S, So)
Afinidad: especialista.
- Taxón 10: *Stylactis inermis* (Allman). (F, S, Int-P)
Afinidad: no preferencial pero frecuente.

Fuentes: Templado *et al.*, 2004; Templado, 1984; Ballesteros *et al.*, 1984; Boero, 1981; García-Rubiés, 1986. Marine Biodiversity database: <http://www.marbef.org/data/erms.php>, Integrated taxo-

onomic information system: <http://www.itis.gov> y la Global Biodiversity Information Facility: <http://www.gbif.net>.

Antozoos

Este grupo es menos numeroso, pero también se han descrito algunas especies sobre las hojas, los rizomas y el sedimento (Templado, 1984; Ballesteros, 1984; Templado *et al.*, 2004).

- Taxón 1: *Paractinia striata* (Risso). (F, S)
Afinidad: endémica del Mediterráneo, preferencial, distribución contagiosa en las praderas.
- Taxón 2: *Paranemonia cinerea* (Contarini). (F, S)
Afinidad: endémica del Mediterráneo, preferencial, distribución contagiosa en las praderas.
- Taxón 3: *Cornularia cornucopiae* (Pallas). (R, S)
Afinidad: endémica del Mediterráneo, preferencial, distribución contagiosa en las praderas.
- Taxón 4: *Scolanthus callimorphus* (Gosse). (R, S)
Afinidad: Mediterráneo y Atlántico nororiental, no preferencial pero frecuente en las praderas.

■ Grupo sistemático 8: Nemátodos

Se han descrito unos 90 géneros de este filo en una pradera del noroeste de Italia (Danovaro, 1996; Danovaro *et al.*, 2002). Son el grupo dominante de la meiofauna de los rizomas y de la interfase sedimento-agua, donde se acumulan los detritos orgánicos, algunas especies también se encuentran en las hojas.

- Taxón 1: *Microlaimus* spp. (F-R-Se, M)
Afinidad: se alimentan especialmente de microepífitos (diatomeas, etc.)
- Taxón 2: *Desmodora* spp. (F-R-Se, M)
Afinidad: se alimentan especialmente de microepífitos (diatomeas, etc.)
- Taxón 3: *Chromaspirina* spp. (F-R-Se, M)
Afinidad: predadores de otros nemátodos y omnívoros.
- Taxón 4: *Daptonema* spp. (R-Se, M)
Afinidad: se alimentan no selectivamente de restos orgánicos.
- Taxón 5: *Nemanema* spp. (R-Se, M)
Afinidad: se alimentan selectivamente de restos orgánicos.
Fuente: Danovaro *et al.*, 2002.

■ Grupo Sistemático 9: Briozoos

Se han descrito más de 90 especies de briozoos sobre las hojas y rizomas de *P. oceanica* (Castritsi-Catharios & Ganius, 1989; Kocak *et al.*, 2002). A continuación señalamos las más frecuentes en el litoral español.

- Taxón 1: *Electra posidoniae* (Gautier). (F, S)
Afinidad: obligatoria.
- Taxón 2: *Lichenopora radiata* (Audouin). (F-R, S)
Afinidad: obligatoria.
- Taxón 3: *Disporella hispida*. (F, S)
- Taxón 4: *Fenestulina johanna* (Calvet). (F, S)
- Taxón 5: *Chorizopora brongniartii* (Audouin). (F, S)
- Taxón 6: *Corallina balzaci* (Audouin). (F, S)
- Taxón 7: *Aetea truncata* (Landsborough). (F, S)
- Taxón 8: *Platonea stoechas*. (R, S, B)
- Taxón 9: *Schizobrachiella sanguinea*. (R, S, B)
- Taxón 10: *Beania* spp. (R, S, B)
- Taxón 11: *Scrupocellaria scrupea* (Busk). (R, S)
- Taxón 12: *Turbicellepora margnicostata* (Barroso). (R, S)
- Taxón 13: *Margaretta ceroides* (Eris & Solander). (R, S)
- Taxón 14: *Microporella ciliata* (Pallas). (R, S)
- Taxón 15: *Miriapora truncata*. (R, S, D)
Afinidad: no preferencial, característica de fondos rocosos, pero frecuente en las praderas sobre fondos duros.
- Taxón 16: *Cellaria salicornioides*. (R, S, D)
- Taxón 17: *Sertella septentrionalis*. (R, S, D)

Fuente: Templado, 1984; Ballesteros, 1984; Templado *et al.*, 2004.

■ Grupo Sistemático 10: Moluscos

Es uno de los grupos más numerosos en las praderas. Nada más que en el litoral almeriense se han descrito más de 200 especies (Templado *et al.*, 2004). En las praderas españolas son frecuentes los siguientes taxones (Templado, 1984a,b; Ballesteros, 1984; Templado *et al.*, 2004):

Bivalvos (≈20% de los moluscos presentes).

- Taxón 1: *Pinna nobilis* () (Se, S, B)
Afinidad: especialista (raramente también en praderas de *Cymodocea nodosa*), incluida en el anexo IV de especies que requieren especial protección y en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (vulnerable). Crece sobre fondos arenosos o sobre mata. Indicadora de buen estado de la pradera y aguas.
- Taxón 2: *Striarca lactea* (L.). (Se, S-M)
- Taxón 3: *Musculus costulatus*. (Se, S-M)
- Taxón 4: *Cardita calyculata* (L.). (F, S-M)
- Taxón 5: *Venus verrucosa*. (Se-Hi, S-M, B)
Afinidad: no preferencial. Especie típica de fondos sedimentarios, puede ser muy abundante en praderas de fondo arenoso o en la mata.
- Taxón 6: *Solemya togata*. (Hi, S-M, B)
Afinidad: preferencial. Especie típica de fondos sedimentarios, puede aparecer en la parte anóxica del sedimento o de la mata.

Gasterópodos (≈70%):

- Taxón 1: *Rissoa* spp. *R. variabilis* (Von Mülfeldt), *R. ventricosa* (Desmarest), *R. violacea* (Desmarest), *R. auriscalpium*. (H, M)
Afinidad: especialistas-preferenciales. Grupo dominante entre los gasterópodos de las hojas (>50% en las praderas almerienses, Templado *et al.*, 2004).
- Taxón 2: *Jujubinus exasperatus* (Pennant), *J. striatus*. (H-R, M)
Afinidad: especialista.
- Taxón 3: *Tricolia pullus* (L.), *T. speciosa* (Von Mülfeldt). (H-R, M)
Afinidad: especialista.
- Taxón 4: *Petalifera petalifera* (opistobranquio). (H, M)
Afinidad: especialista. Sus juveniles pueden también encontrarse sobre hojas de *C. nodosa*.
- Taxón 5: *Albania montagui* (Payradeau), *A. cimex*, *A. discors*, *A. lineata* (Risso). (H-R, M)
Afinidad: no preferencial, típica de comunidad de algas fotófilas.
- Taxón 6: *Cerithiopsis tubercularis*, *C. minima*. (R, M)

- Taxón 7: *Collumbela rustica*. (R-F, M)
Afinidad: no preferencial, típica de fondos rocosos.
- Taxón 8: *Chauvetia mamillata*. (R-F, M)
Afinidad: no preferencial, típica de comunidad de fondos rocosos. Pone sus huevos sobre las hojas.
- Taxón 9: *Pusillina philippii*. (R, M)
Afinidad: no preferencial, típica de comunidades de algas fotófilas. Pone sus huevos sobre las hojas.
- Taxón 10: *Bittium reticulatum* (R-F, M)
Afinidad: no preferencial, especie ubicua de ecosistemas infralitorales con vegetación. Abundante en las praderas.

Poliplacóforos

- Taxón 1: *Lepidopleurus cajenatus* (Poli). (R, M)
- Taxón 2: *Callochiton laevis* (Montagu). (H-R, M)

Cefalópodos.

- Taxón 1: *Sepia officinalis*. (Se-R-F, N)
Afinidad: no preferencial, pero visita frecuentemente la pradera para cazar y reproducirse.
- Taxón 2: *Octopus macropus* (Risso). (R, N)
Afinidad: no preferencial, pero visita frecuentemente la pradera para cazar.
- Taxón 3: *Octopus vulgaris* (Cuvier). (R, N)
Afinidad: no preferencial, pero visita frecuentemente la pradera para cazar.

■ Grupo sistemático 11: Braquiópodos

- Taxón 1: *Argyrotheca cordata*. (R, S)
Afinidad: no preferencial, propia de cavidades y ambientes oscuros, descrita en praderas del sureste español (Templado *et al.*, 2004).

■ Grupo Sistemático 12: Artrópodos

Son el segundo grupo faunístico más abundante. Se han descrito más de 120 especies de crustáceos sobre las hojas y rizomas de *P. oceanica*. A continuación señalamos las más abundantes en las costas españolas (Templado, 1984; Ballesteros, 1984; Templado *et al.*, 2004).

Crustáceos

Anfípodos. Son los crustáceos más numerosos en el estrato foliar, aunque muchas especies tienen marcados ritmos circadianos. Se han identificado cerca de 80 especies en las praderas de Levante (Templado *et al.*, 2004).

- Taxón 1: *Lysianassa caesaria*. (F, M)
- Taxón 2: *Eurisoides delavallei*. (F, M)
- Taxón 3: *Amphitoe helleri*, *A. ramondi*. (F, M)
- Taxón 4: *Erichtonidus punctatus*. (F, M)

Decápodos. Son mucho más numerosos y variados en el estrato del rizoma, pero también existen algunas especies típicas del estrato foliar.

- Taxón 1: *Hippolyte inermis* (Leach). (F, M)
Afinidad: obligatoria.
- Taxón 2: *H. Holthuisi*, *H. garciaraso*. (F, M)
Afinidad: especialista.
- Taxón 3: *Palaemon xiphias* (Risso). (F-R, M)
Afinidad: especialista.
- Taxón 4: *Processa edulis*. (Hi-F, M, B)
Afinidad: preferencial, de día vive enterrada en calveros de arena y de noche caza en las hojas de la pradera.
- Taxón 5: *Cestopagurus timidus*. (F-R, M)
Afinidad: no preferencial, pero abundante en las praderas someras.
- Taxón 6: *Calcinus tubularis*. (F-R, M)
Afinidad: no preferencial, pero abundante en praderas profundas.
- Taxón 7: *Athanas nitescens* (Leach). (R-F, M)
- Taxón 8: *Pisidia longicornis* (L.). (R-F, M)
- Taxón 9: *Alpheus dentipes* (Guérin), *A. macrocheles* (Hailston). (R-F, M)
- Taxón 10: *Pilumnus hirtellus* (L.). (R-F, M)
- Taxón 11: *Galathea bolivari* (Zariquiey Álvarez), *G. Squamifera* (Leach). (R-F, M)
- Taxón 12: *Hupogebia deltaura*. (Hi, M, B)
Afinidad: obligatoria, excava galerías en la mata.

Isópodos

- Taxón 1: *Idotea hectica* (Latreille). (F, M)
Afinidad: obligatoria, totalmente críptica (verde), capaz de ingerir hojas de *posidonia*.
- Taxón 2: *Limnoria mazzellae*. (F-R, M)
Afinidad: obligatoria, perfora los pecíolos de las hojas de *P. oceanica*.

- Taxón 3: *Astacilla mediterranea*. (F, M)
- Taxón 4: *Cymodoce truncata* (Leach). (F-R, M)
Afinidad: preferencial.
- Taxón 5: *Cirolana cranchi* (Leach). (F-R, M)

Miscidáceos

De día se agrupan en enjambres en el borde de la pradera. De noche se dispersan por la columna de agua para cazar pláncton. Barberá-Cebrián *et al.*, 2001, han identificado ocho especies de miscidáceos asociados en las praderas de *P. oceanica* y han elaborado unas claves identificativas.

- Taxón 1: *Leptomysis posidoniae* (Wittmann 1986), *L. buergii*. (C, N)
Afinidad: especialista.
- Taxón 2: *Siriella clausi* (G.O Sars, 1877). (C-F, N)
Afinidad: no preferencial, especie ubicua, pero muy abundante en las praderas.

Copépodos**Quelicerados****Picnogónidos**

- Taxón 1: *Achelia equinata* (Hodge). (R, M)

Grupo Sistemático 12: Equinodermos

Menos diverso, algunas de sus especies son muy abundantes y de gran importancia para la dinámica de la pradera (holoturias, erizos herbívoros).

Holoturoideos

Ingieren continuamente los sedimentos, filtrándolos, y son fundamentales para el reciclaje de los abundantes detritos orgánicos producidos en la pradera.

Fuentes:

- Taxón 1: *Holoturia tubulosa*. (Se, M, B)
Afinidad: preferencial. Frecuente en las praderas densas, alcanza mayor profundidad.
- Taxón 2: *H. polii*. (Se, M, B)
Afinidad: no preferencial, pero frecuente en praderas superficiales degradadas o poco densas.
- Taxón 3: *H. helleri*. (Hi, M)

Afinidad: preferencial, interior de la mata.

- Taxón 4: *Phyllophorus urna*. (Hi, M)
Afinidad: preferencial, interior de la mata.
- Taxón 5: *Cucumaria saxicola*. (Hi, M)
Afinidad: preferencial, interior de la mata.

Equinoideos

- Taxón 1: *Paracentrothous lividus*. (R-F, M)
Afinidad: no preferencial, pero común en las praderas septentrionales cercanas a roquedos.
- Taxón 2: *Spharaechinus granularis*. (R-F, M)
Afinidad: no preferencial, pero frecuente.

Asteroideos

- Taxón 1: *Asterina pancerii* (Gasco). (F, M)
Afinidad: obligatoria, incluida en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas.
- Taxón 2: *Echinaster sepositus*. (R, M, D)
Afinidad: no preferencial. Típica de comunidades de fondos rocosos.

Ofiuroideos

- Taxón 1: *Ophioderma longicaudum* (Retzius). (R-F, M)
Afinidad: especialista.
- Taxón 2: *Amphipholis squamata* (Delle Chiaje). (R-F, M)
Afinidad: preferencial, de día vive enterrada en calveros de arena y de noche caza en las hojas de la pradera.

Crinoideos

- Taxón 5: *Antedon mediterranea* (Lamarck). (Se, S, B)
Afinidad: preferencial, en las praderas profundas sobre sustratos blandos.

■ Grupo Sistemático 13: Anélidos

Los anélidos poliquetos constituyen uno de los grupos faunísticos más importantes en la pradera, especialmente en el estrato de los rizomas (donde pueden alcanzar el 80% de los ejemplares (Alós, 1984; Templado *et al.*, 2004) y en el interior de la mata (Harmelin, 1964; Willsie, 1983), tanto en abundancia y biomasa como en

riqueza de especies. También se encuentran poliquetos en las hojas (Alós, 1983). Sin embargo, no existe una fauna de poliquetos exclusiva y característica de las praderas de *P. oceanica* (60% de especies accidentales), aunque su diversidad es mayor que en los hábitat colindantes, lo cual indica que la pradera podría constituir un “sumidero de especies” (Alós & Pereira, 1989; Templado *et al.*, 2004). Se han identificado más de 240 especies en las praderas de *P. oceanica*. Algunas especies de la familia *Syllidae* (a la que pertenece cerca del 30% de las especies encontradas) parecen tener como hábitat preferencial los rizomas de *posidonia*.

De las praderas españolas han sido especialmente estudiadas las del Cabo de Creus (Alós, 1983; 1984; Alós & Pereira, 1989), de Cabo de Palos (San Martín & Vieitez, 1984), de Almería (San Martín *et al.*, 1990) y de las Islas Baleares (San Martín, 1984).

Poliquetos “Errantes”

- Taxón 1: *Syllis gerlachi*, *S. Columbretensis* (Campoy), *S. prolifera* (Krohn). (R-F, M)
Afinidad: preferencial, abundantes praderas profundas.
- Taxón 2: *S. variegata* (Grube), *S. truncata cryptica* (Ben-Eliahu). (R, M)
Afinidad: preferencial.
- Taxón 3: *Amphiglena mediterranea*. (R-F, M)
Afinidad: preferencial.
- Taxón 4: *Chone collaris*. (R, M)
Afinidad: preferencial.
- Taxón 5: *Syllides fulvus* (Marion & Bobretzky). (R, M)
Afinidad: preferencial.
- Taxón 6: *Brania pusilla* (Dujardin), *B. oculata* (Hartmann-Schröder). (R, M)
Afinidad: preferencial.
- Taxón 7: *Platynereis dumerlii* (Audouin & Milne-Edwards). (F-R, M)
Afinidad: no preferencial. Aparece en verano en praderas superficiales. Forma tubos mucosos semipermanentes. Se alimenta de algas epífitas filamentosas (Gambi *et al.*, 2000).
- Taxón 8: *Lysidice ninetta* (Audouin & Milne-Edwards). (F-R, M)

Afinidad: no preferencial. Perfora pecíolos de las hojas muertas sujetos al rizoma.

- Taxón 9: *Nematoneis unicornis*. (F-R, M)
Afinidad: no preferencial. Perfora pecíolos de las hojas muertas sujetos al rizoma.
- Taxón 10: *Hermodice carunculata*. (R-Se, M)
Afinidad: no preferencial. Aparece en las praderas contaminadas por exceso de materia orgánica lábil.

Poliquetos “Sedentarios”

- Taxón 1: *Spirorbis* sp. (R-F, S)
Afinidad: no preferencial, pero abundante sobre las hojas (“caracolillo”).
- Taxón 2: *Sabella spallanzanii*, *S. pavonina*. (Se-R, S)
Afinidad: no preferencial, pero frecuente en las praderas e indicador de aguas limpias.
- Taxón 3: *Filograna implexa*. (R)
- Taxón 4: *Salmacina incrustans*. (R)

Equiúridos

- Taxón 1: *Bonellia viridis* (Rolando). (R, S)

Sipuncúlidos

- Taxón 1: *Phascolosoma granulatum* (Leuckart). (R, S)

■ Grupo sistemático 14: Cordados

Tunicados

- Taxón 1: *Didemnum maculosum*, *D.* spp. (R, S)
- Taxón 2: *Aplidium conicum*. (R, S)
- Taxón 3: *Pseudodistoma crucigaster*, *P. obscurum*. (R, S)
- Taxón 2: *Ascidia mentula* (O. F. Müller). (R, S)
- Taxón 2: *Pyura microcosmus* (Savigni). (R, S)

Vertebrados

Peces

La pradera es refugio y/o zona de caza para muchas especies de peces. Hay peces que viven permanentemente en la pradera, realizando su ciclo en ella; especies que se refugian en su estadía juvenil, y visitantes estacionales, nictimerales u ocasionales (Jiménez, 1996; Francour, 1997; Reñones *et al.*, 1995; Templado *et al.*, 2004; Moranta *et al.*, 2006)

- Taxón 1: *Symphodus rostratus*, *S. Tinca*, *S. ocellatus*. (C-F, N)
Afinidad: preferenciales, especies residentes.
- Taxón 2: *S. Cinereus*, *S. mediterraneus*.
Afinidad: no preferencial, pero abundante, especies residentes.
- Taxón 3: *Labrus viridis*. (F, N)
Afinidad: especialista.
- Taxón 4: *L. Merula*. (C-F, N)
Afinidad: preferencial, especie residente.
- Taxón 5: *Coris julis*. (C-F, N)
Afinidad: no preferencial, pero abundante, residente.
- Taxón 6: *Diplodus annularis*, *D. vulgaris*. (C-F, N)
Afinidad: preferencial, especie residente.
- Taxón 7: *Sarpa salpa*. (C-F, N)
Afinidad: preferencial, abundante, residente.
- Taxón 8: *Serranus scriba*. (C-F, N)
Afinidad: no preferencial, pero abundante, especie residente.
- Taxón 9: *Syngnathus typhle*, *S. Acus*. (F, N)
Afinidad: preferenciales, residentes.
- Taxón 10: *Nerophis maculatus*. (F, N)
Afinidad: preferencial, especie residente.
- Taxón 11: *Hippocampus hippocampus*, *H. ramulosus*. (F, N)
Afinidad: preferenciales, residentes.

- Taxón 12: *Opeatogenys gracilis*. (F, M)
Afinidad: obligatoria.
- Taxón 13: *Gobius cruentatus*. (R, N)
Afinidad: preferenciales, praderas profundas.
- Taxón 14: *Lepadogaster candollei*. (R, N)
Afinidad: no preferencial, especie residente.
- Taxón 15: *Diplecogaster bimaculata*. (R, N)
Afinidad: no preferencial, residente.
- Taxón 16: *Scorpaena scrofa*, *S. porcus*. (R-F, N)
Afinidad: no preferencial pero frecuente. Visita las praderas para cazar.
- Taxón 17: *Muraena helena*. (R, N)
Afinidad: no preferencial, visita la pradera de noche para cazar.
- Taxón: *Chromis chromis*. (C-F-R, N)
Afinidad: no preferencial pero frecuente, residente.
En los claros y canales de arena:
- Taxón 2: *Mullus surmuletus*. (Se, M, B)
- Taxón 2: *Torpedo torpedo*, *T. marmorata*. (Se, M, B)
Afinidad: no preferencial, visitantes reproductores.
- Taxón 2: *Bothus podas*. (Se, M, B)

Reptiles

- Taxón 1: *Chelonia mydas*. (C, N)
Afinidad: no preferencial, pero visitante frecuente de las praderas, donde pasta y caza. Especie incluida en el anexo IV de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) (especies que requieren una protección estricta).

En el anexo 1 de la presente ficha se incluye un listado adicional de las especies características y diagnósticas para el tipo de hábitat de interés comunitario 1120* aportado por la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP).

2.6. TAXONES ANEXOS II, IV Y V

■ Grupo Sistemático 10: Moluscos

- Taxón 1: *Pinna nobilis* (). (Se, S, B)
Afinidad: especialista (en ocasiones se encuentra también en praderas de *Cymodocea nodosa*). *P. nobilis* está incluida en el anexo IV de especies que requieren especial protección y en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (vulnerable). Crece sobre fondos arenosos o sobre mata. Indicadora de buen estado de las praderas y aguas. En praderas sobre fondos rocosos o sobre mata desarrollada puede aparecer ocasionalmente *P. rudis*.

■ Grupo Sistemático 12: Equinodermos

- Taxón 1: *Asterina pancerii* (Gasco). (F, M)
Afinidad: obligatoria. Aunque no aparece en los anexos de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE), sí está incluida en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas.

■ Grupo Sistemático 13: Cordados (vertebrados reptiles)

- Taxón 1: *Chelonia mydas*. (C, N)
Afinidad: no preferencial, pero visitante frecuente de las praderas, donde pasta y caza. Especie incluida en el anexo IV de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) (especies que requieren una protección estricta).

En el anexo 1 de la presente ficha se incluye un listado adicional de las especies incluidas en los anexos II, IV y V de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) aportado por el Centro Iberoamericano de la Biodiversidad (CIBIO) (Universidad de Alicante).



3. EVALUACIÓN Y SEGUIMIENTO DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN

3.1. DETERMINACIÓN Y SEGUIMIENTO DE LA SUPERFICIE OCUPADA

Método para calcular la superficie

La cartografía de las praderas submarinas de *Posidonia oceanica* se puede realizar a partir de mediciones en el campo o mediante teledetección. El cartografiado *in situ* se ha realizado hasta ahora mediante buceo en transectos sistemáticos (Calvín *et al.*, 1989, 1998; Moreno *et al.*, 1999, 2001; Ruiz *et al.*, 2001), mediante muestreos sistemáticos con draga (Marion, 1883), video submarino (Fornes *et al.*, 2006) o sónar de barrido lateral (Rey y Díaz del Río, 1989; Cartografía de los fondos de algunas zonas LIC de las Islas Baleares, 2008). El método de los transectos de buceo permite obtener datos de alta resolución sobre los cambios de extensión de praderas pequeñas, pero requiere un gran despliegue de recursos humanos para cartografiar praderas mayores de 1 hectárea. Los otros métodos *in situ* son adecuados para cartografiar praderas de escalas medias a grandes (1 a 100 km²).

La cartografía mediante teledetección es también útil para este tipo de hábitat, aunque requiere comprobaciones de campo. Destacan el uso de ortofotografías aéreas, que permiten obtener mapas de gran detalle en un rango amplio de escalas (<1ha- <100km²). A partir de escáneres y satélites se pueden obtener mapas de distribución y de presencia/ausencia a gran escala (1ha->100 km², ver tabla 3.1) y a bajo precio, pero con menor resolución (ver tabla 3.2). Las praderas profundas sólo son detectables por teledetección mediante los escáneres CASI.

Existe una guía que ayuda a elegir el método idóneo para cartografiar las praderas de angiospermas marinas según la especie, la profundidad, la escala deseada etc. Esta guía fue elaborada durante el proyecto europeo LIFE RESCOMAN, y se puede descargar gratuitamente en: www.dmu.dk/rescoman. También se puede obtener información detallada sobre los métodos en Short y Coles (2001) y en Borum *et al.*, (2005).

Área	Profundidad	Métodos <i>in situ</i>			Métodos remotos		
		BUCEO	DRAGA	VIDEO	FOTO AÉREA	ESCÁNER	SATÉLITE
Microescala: <1 ha (1:100)	Somero (<10 m)	X	X	X	X	X	
	Profundo (>10 m)	X	X	X	X	X	
Mesoescala: 1 ha-1 km ² (1:10,000)	Somero (<10 m)	X	X	X	X	X	
	Profundo (>10 m)	X	X	X		CASI	
Macroescala: 1-100 km ² (1:250,000)	Somero (<10 m)			X	X	X	X
	Profundo (>10 m)			X		CASI	
Gran escala: >100 km ² (1:1000,000)	Somero (<10 m)				X	X	X
	Profundo (>10 m)						

Tabla 3.1

Métodos de cartografiado apropiados para distintas escalas y profundidades de pradera. Traducido de Borum *et al.*, 2005.

	Landsat Thematic Mapper (satélite)	SPOT XS (satélite)	CASI (Compact Airborne Spectro-graphic Imager) (escáner aéreo)	Fotografía aérea
Resolución del mapa (%)	<60	<50	<90	<70
Cobertura de escena (km ²)	185 x 185	60 x 60	variable	variable
Coste (€ km ⁻² escena ⁻¹)	0.12	0.71	8.11	16.07

Tabla 3.2

Comparación de la resolución, extensión y coste unitario de imágenes tomadas por satélite o por métodos aéreos.

Traducido de Borum *et al.*, 2005.

■ Directrices

Las técnicas a utilizar dependerán del tamaño de las praderas a cartografiar, de la resolución requerida y del coste asumible. Según la extensión y el tamaño del tipo de hábitat 1120* a mapear, se escogerá la técnica de cartografiado que permita detectar cambios en su superficie inferiores a la mitad del porcentaje de variación que motiva un cambio de la evaluación del estado de conservación (0,5%). Cuando no fuera posible realizar una cartografía con la frecuencia o resolución necesaria para evaluar los cambios de superficie y distribución de las praderas, la cartografía puede complementarse con la instalación, buscando el mínimo impacto, de hitos permanentes que delimiten los límites de la pradera (en el punto 3.3. A.1 se describen con detalle estas técnicas de seguimiento de límites).

■ Distribución potencial de referencia (*Range*)

Se estima que las praderas de angiospermas marinas han reducido su área en más de un 45% alrededor del mundo en las últimas décadas (Duarte *et al.*, 2008). En el Mediterráneo, una muestra aleatoria de 39 estudios sobre 135 praderas indica que un 46% de ellas han visto reducida su extensión, su cobertura y/o su densidad, mientras que un 20% de praderas ha sufrido fuertes regresiones (mayores del 50% de su extensión) desde los años 70.

Podemos considerar que las pérdidas de este tipo de hábitat acaecidas hasta ahora ya superan con creces lo asumible. Por ello, y teniendo en cuenta los servicios ecológicos a gran escala que estas praderas proveen, debemos considerar como distribución favo-

nable de referencia del tipo de hábitat 1120* en las costas españolas, la extensión actual de las praderas. Es más, debemos procurar la recuperación de este tipo de hábitat en los lugares donde se han perdido, para las próximas décadas, siendo conscientes de que, para que recupere las extensiones que cubriría a principios del siglo XX, se requerirán siglos.

■ Superficie favorable de referencia

Consideraciones:

Las praderas de *P. oceanica* realizan una serie de funciones ecológicas y servicios ambientales a gran escala (véase punto 5.1), que son directamente proporcionales a la superficie que ocupan. Por tanto, la pérdida de área de este tipo de hábitat conlleva una merma de estos servicios y, en particular, de la calidad de aguas y playas, así como de recursos pesqueros. No es posible establecer, con los conocimientos actuales, qué umbral de pérdida de praderas reduce sensiblemente su viabilidad y sus servicios ecológicos; probablemente éstos se reduzcan en forma proporcional a la pérdida de este tipo de hábitat. Por las condiciones de los litorales donde las praderas se han reducido sensiblemente, quedando sólo manchas relictas (por ejemplo, en ciertas áreas de las costas catalana y valenciana) podemos deducir que es importante que las praderas ocupen vastos cinturones de costa, ocupando lo más posible su área potencial, y que no tiene sentido conservar sólo algunas praderas en reservas marinas y permitir la destrucción del resto. Por tanto, todas las praderas y manchas de *P. oceanica*, por pequeñas que sean, deberían ser protegidas con carácter estricto, como ocurre en Francia o en la comunidad de Cataluña, donde la angiosperma for-

madora del hábitat *P. oceanica* está protegida como especie desde 1988 (Arreté Ministeriel 19/07/1988) y 1991 (DOGC 1479 12/08/91) respectivamente.

No se conocen la cobertura y extensión mínimas de hábitat que requiere una pradera para seguir siendo viable, pero hay evidencias que indican que la degradación de las praderas marinas puede auto-acelerarse con la pérdida de cobertura y densidad de haces, ya que las plantas supervivientes sufren la merma de transparencia, oxigenación del sedimento, etc., que conlleva la reducida densidad o extensión de las praderas (Hemminga & Duarte, 2001). Hay que tener en cuenta además la extrema lentitud de colonización de *P. oceanica*, que hace que las praderas requieran muchas décadas e incluso siglos para recuperar el área perdida (Meinesz & Lefevre, 1984; Kendrick *et al.*, 2005).

Por otro lado, se conoce la íntima conexión que existe entre el equilibrio sedimentación/erosión de la pradera y las condiciones sedimentarias de la línea de costa (Blanc & Jeudy de Grissac, 1989; Medina *et al.*, 2001), así como el papel de filtro que juegan las marismas costeras, que evitan los aportes excesivos de nutrientes a las praderas de angiospermas marinas (Valiela & Cole, 2002).

Por tanto, la superficie favorable de referencia del tipo de hábitat 1120*, en cualquiera de las regiones naturales, debe incluir toda el área de la pradera o conjunto de manchas y, además, la playa emergida y sumergida adyacente a ella, así como los ecosistemas dunares relacionados.

3.2. IDENTIFICACIÓN Y EVALUACIÓN DE LAS ESPECIES TÍPICAS Y/O INDICADORAS

Taxón 1: *Pinna nobilis*

Valor estructural y/o funcional

El bivalvo gigante *Pinna nobilis*, también conocido como nacra, se fija a la pradera mediante el biso, enterrando aproximadamente un tercio de su concha en el estrato de los rizomas, mientras que el extremo de las valvas puede sobresalir sobre el dosel foliar. Se alimenta filtrando las partículas orgánicas y plácton del agua. Es refugio para los crustáceos decápodos

Pinnotheres pinnotheres y *Pontomia pinnophylax*, cuyo único hábitat es, aparentemente, la nacra. Nunca se encuentra dentro de una misma nacra más de una pareja de una o de la otra especie (MARM, 2006).

Evaluación del Estado de Conservación

■ Área de distribución natural

Pinna nobilis es una especie endémica del mar Mediterráneo (aunque también ha sido citada en el mar de Mármara. Demir, 2003), donde está ampliamente distribuida (García-March, 2005). Se la encuentra en fondos de sustrato blando (pero con objetos sólidos a los que agarrarse), desde aguas muy someras hasta 60 m de profundidad (Vicente, 1990), aunque lo más común es que las poblaciones sufran algún tipo de impacto y en numerosas zonas se hayan retirado de los fondos someros, siendo muy difícil localizar individuos a menos de 3 m de profundidad (García-March, 2005). Su hábitat más común son las praderas de *Posidonia oceanica*, aunque a veces también aparece en praderas de *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* o *Caulerpa prolifera*, especialmente en lagunas litorales con influencia marina, en zonas de mata muerta o en fondos detríticos y de maërl (García-March, 2005). Se encuentra en las costas de Melilla y Chafarinas y en todo el litoral mediterráneo español desde Punta Entinas (Almería) hasta cabo de Creus, incluido el archipiélago balear. Una descripción detallada de su distribución puede encontrarse en García-March (2003).

En el golfo de Valencia se pueden localizar esporádicamente algunos ejemplares de gran tamaño en fondos enfangados con cobertura de *Caulerpa prolifera*, o entre algas esciáfilas con concrecionamiento biológico que han sustituido las praderas de *C. nodosa* y *P. oceanica* que previamente ocupaban estos fondos.

En las praderas de *Posidonia* situadas al sur del cabo de San Antonio y en las Islas Baleares existen densas poblaciones de *Pinna nobilis* que pueden llegar hasta los 15 individuos/100 m² en algunas localidades, como en Moraira o Cabrera.

La densidad de individuos disminuye, sobre todo, en aquellas zonas donde el impacto de la actividad antrópica sobre las comunidades bentónicas es más notorio, como en las proximidades de ciudades como Denia, Jávea, Calpe, Altea, Villajoyosa, Alicante o Cartagena (García-March, 2005). Concretamente, al sur del Cabo

de San Antonio y en la playa del Tangó, en Jávea y en Sierra Helada, en Benidorm, se ha podido observar directamente cómo el efecto de los emisarios submarinos se ha dejado notar tanto sobre las praderas de *P. oceanica*, como sobre las poblaciones de *P. nobilis*, ya que éstas poseen un escaso número de individuos adultos, habiéndose localizado valvas de ejemplares muertos de grandes dimensiones (García March, 2005).

Un poco más al sur, la disminución de la presión antrópica permite la existencia de praderas de *Posidonia* en un excelente estado de conservación así como de poblaciones de *Pinna nobilis*, siendo una especie común en la Región de Murcia, donde también se la localiza, con abundancia de individuos de gran tamaño, en el Mar Menor (Calvín-Calvo, 1999, 2001) y en Almería (Templado, 2001).

Entre la bahía de Almería y el cabo de Gibraltar, la especie se hace mucho más escasa, siendo más común observar individuos de *P. rudis* (García-Gómez, 1983; Templado, 2001). También se encuentran en las praderas de *Zostera marina* de la Mar Chica, en Melilla (García March, 2005).

Al norte del golfo de Valencia, a excepción de las Islas Columbretes, donde existen poblaciones en buen estado sobre praderas de *Cymodocea nodosa* y fondos de maërl (Templado, *et al.*, 2002; García-March, 2005), la especie es escasa en una gran extensión del litoral (Templado, 2001), hasta las islas Medas, en Cataluña, donde todo hace suponer que pueden localizarse densas poblaciones (Ros *et al.*, 1984).

■ Extensión y calidad de hábitat

La distribución de las nacras en una pradera suele ser contagiosa y su densidad poblacional está entre 0 y 5 individuos por metro cuadrado, siendo lo más común menos de 10 individuos por cada 100 m cuadrados (García-March, 2005).

La densidad de las poblaciones de nacras aumenta con la cobertura de la pradera y es máxima cuando la densidad de la pradera está entre 700 y 850 haces (Hendricks *et al.*, 2008). También la densidad y el tamaño de las nacras aumentan con la profundidad (García-March, 2005), probablemente debido a la reducción del estrés mecánico.

Por su hábito filtrador, *Pinna nobilis* es sensible a la contaminación del agua en las praderas. Por su len-

to crecimiento, es sensible a la erosión y la perturbación mecánica de las praderas, por anclas, arrastre, inestabilidad sedimentaria, etc.

■ Dinámica de poblaciones

Las variaciones en la abundancia y estructura de tamaños de las poblaciones de *Pinna nobilis* puede ser un indicador de limpieza de las aguas y de estabilidad mecánica de las praderas. Como es común entre los bivalvos, el reclutamiento de *P. nobilis* es muy azaroso, ya que depende en gran medida del hidrodinamismo (Hendricks *et al.*, 2008). Además, como en muchos invertebrados, la mortalidad natural de las nacras es alta en los juveniles y decrece con la edad (Katsanevakis, 2007). Por otro lado, la probabilidad de observar una nacra aumenta con su tamaño (Hendricks *et al.*, 2008), lo cual indica que muchos ejemplares pequeños pasan desapercibidos. Sin embargo, una vez ponderado todo esto, un déficit de juveniles puede estar indicando que la población tiene problemas para el reclutamiento, bien por la existencia de contaminantes en el medio que afectan al desarrollo de las larvas (Vicente, 1990, 2003), o bien por la falta de un sustrato óptimo que permita su fijación y crecimiento (García-March, 2003).

Por otra parte, una población que esté formada en su mayoría por ejemplares de pequeño tamaño, puede estar sufriendo algún tipo de estrés físico, como pesca de arrastre (VV.AA., 2004), capturas ilegales o estrés hidrodinámico (Foulquie & Dupuy, 2003; García-March, 2003).

El seguimiento de las poblaciones de *P. nobilis* está incorporado en los protocolos de al menos dos redes de monitorización de las praderas: la de la Región de Murcia y la de Islas Baleares.

Los ejemplares de nacras son raros y difíciles de ver, a pesar de su tamaño, porque se encuentran inmersos en la maraña del dosel foliar de la pradera. Para medir más eficientemente la densidad de nacras en las praderas, así como su dinámica poblacional (crecimiento, reclutamiento, mortalidad), recomendamos realizar muestreos específicos, utilizando los protocolos basados en técnicas de muestreo y remuestreo, descritos en Hendricks *et al.*, (2008), que describimos aquí someramente, o los muestreos en círculos, descritos por García-March (2005).

Censo de nacras en transectos mediante muestreo/remuestreo: se mide la densidad de nacras en 3 tran-

sectos de 30 m de longitud y 2 m de anchura en cada estación de muestreo. Para ello 2 buceadores extienden una cinta métrica 30 m. Cada buceador recorre un pasillo de un metro de anchura a un lado de la cinta. Cuando observa una nacra, anota su posición y coloca una marca, visible ésta solamente si se detecta la nacra (una piqueta clavada junto al animal, por ejemplo). Puede además tomar medidas del tamaño de su concha según se explica en el siguiente apartado. Una vez recorrido su lado del transecto pasa a recorrer el del otro lado, previamente recorrido por su compañero. En este pasillo encontrará las nacras marcadas por su compañero. Volverá a tomar su posición y sus medidas, recogiendo la marca si no va a hacer un marcaje permanente. Además puede encontrar nacras que su compañero no vió, para las cuales habrá también de medir su posición y, eventualmente, tamaño. El tamaño de la población (N) se establece, según Williams (2002), mediante la fórmula clásica de Lincoln-Petersen: $N = n_1 n_2 / m$, donde n_1 son todos los individuos encontrados y marcados en el primer recorrido, n_2 los encontrados en el segundo recorrido y m los individuos encontrados durante el segundo recorrido y que estaban ya marcados. Esta técnica permite hacer estimas robustas del tamaño de la población en poblaciones con dificultades de acceso (buceo con escafandra autónoma y escondidas entre las hojas de *Posidonia*). Este número se divide por el área de muestreo, que en este caso sería de 60 m cuadrados por transecto, para obtener la densidad de nacras por metro cuadrado. Los censos repetidos en la misma localidad permiten estimar de forma cuantitativa si su población de nacras se encuentra en crecimiento, estable o en declive.

Censo de nacras en círculos: este método permite detectar más individuos (y más juveniles) que los transectos simples (García-March, 2005), aunque su eficacia aún no ha sido comparada con la de los transectos con muestreo / remuestreo.

Tiene además la ventaja de que se puede encontrar más fácilmente los mismos individuos (si se pretende hacer un seguimiento individual), porque sólo es necesario dejar una piqueta central y marcar su posición mediante GPS. Además, se obtiene un mapeado 2D de la distribución contagiosa de estos bivalvos, que no se obtiene mediante un único transecto lineal. Por último, los buceadores no necesitan moverse demasiado ni alejarse excesivamente del punto de fondeo de la embarcación cuando su uso es necesario. Los materiales utilizados para su realización se pueden

instalar y recoger con mayor facilidad que en los transectos y la precisión de la superficie es mayor, puesto que queda claramente delimitada por el radio del círculo.

Cada uno de los círculos puede ser realizado por dos buceadores. Una vez seleccionada la zona de trabajo debe clavarse en el fondo una piqueta de acero inoxidable que hará las funciones de centro del círculo. Sobre esta piqueta se puede fijar una cinta métrica de al menos 10 m de longitud, cuya función es delimitar el radio del círculo, señalando el límite de la zona que se está explorando. Para marcar el punto de inicio de la prospección es necesario sujetar al fondo una boya que sea claramente visible por encima de las hojas de *Posidonia*. También resulta muy útil utilizar un jalón de aluminio de unos 2 m de longitud para ayudar a delimitar la porción del círculo que está siendo estudiada cada vez. Una vez se ha clavado en el fondo la piqueta, se ha sujetado la cinta métrica a ésta y se ha dispuesto la boya de inicio de búsqueda, se despliega una cantidad de cabo o cinta métrica en función de la superficie final que se desea explorar (generalmente conviene empezar con radios pequeños de unos 5 m). Cada vez que se finaliza la búsqueda en una porción del círculo, el jalón se sitúa donde estaba la cinta y la cinta se avanza unos m para delimitar una nueva porción de búsqueda entre ellas. Cuando se concluye el primer círculo, basta con desplegar un poco más de cabo o cinta para poder censar un segundo anillo delimitado entre el perímetro del círculo anterior y el del nuevo círculo. Si se desea marcar la posición de cada nacra, se puede hacer utilizando coordenadas radiales (distancia y rumbo) desde la piqueta central, para lo cual se recomienda el uso de una segunda cinta métrica. El radio del círculo depende de la densidad de la pradera y del tiempo de fondo de que se dispone, puede variar entre 5 y 15 m, aunque lo más habitual es que sean 10 m. Se calcula la densidad de individuos dividiendo el total de nacras encontradas por el área del círculo.

Tamaño de las nacras, crecimiento y supervivencia: Como se explicó antes, combinar las estimas de abundancia de la población con un análisis de su estructura de edades (asimilada a estructura de tamaños) de *P. nobilis*, permite obtener información adicional sobre los factores que están influyendo en la población de nacras y en su hábitat, la pradera. Para estimar la edad/tamaño de una nacra sin desenterrar-

la ni perturbarla (ya que son muy sensibles a ello, De Gaulejac & Vicente, 1990), se miden su altura desde el borde de la valva hasta el sedimento (Hs), su anchura máxima (At) y su anchura mínima, en el borde del sedimento (As). Para tomar las medidas, recomendamos el uso de un calibre especialmente diseñado, bautizado como calibre múltiple por García-March *et al.*, 2002. La altura verdadera del molusco (Ht) se estima mediante ecuaciones basadas en relaciones alométricas de los descriptores anteriores, medidas en valvas de individuos muertos. Existen varias ecuaciones propuestas. Recomendamos la de García-March & Ferrer (1995) que, por otro lado, es la que se usa en la red de seguimiento de las praderas de *P. oceanica* de la Región de Murcia.

$$Ht = (1,79 \times AS + 0,5 \pm 0,2) + Hs$$

Una vez estimada la longitud del molusco, podemos estimar su edad mediante modelos matemáticos de crecimiento conocidos, como el de von Bertalanffy.

$$Ht = 86,3 \times (1 - \exp(-0,53 \times (t + 0,22)))$$

La variación de la densidad y de la estructura de tamaños de un año para otro permite estimar las tasas de mortalidad, reclutamiento y crecimiento de la población de nacras, y la mortalidad por edades. Si además se realizan marcajes de nacras (con etiquetas que no dificulten su crecimiento y supervivencia) se puede estudiar la tasa de crecimiento de las nacras individualmente.

■ Categoría de Amenaza (UICN)

Por ser su concha apreciada como objeto de adorno, así como por la pesca de arrastre y la degradación de su hábitat, las poblaciones de nacras han sido diezgadas considerablemente, siendo cada vez más raras, aunque últimamente se observan colonizaciones importantes de esta especie en algunas lagunas litorales mediterráneas con influencia marina (García-March, 2005). Se encuentran por tanto incluidas en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, con la categoría de vulnerable (BOE 22 de junio de 1999), en la lista de especies estrictamente protegidas de la red Natura 2000 (anexo IV) y en el protocolo del Convenio de Barcelona (anexo II del IV).

Taxón 2: Erizos de mar equinoideos

Valor estructural y/o funcional

Los erizos equinoideos *Paracentrotus lividus*, *Sphaerechinus granularis* y *Psammechinus microtuberculatus* son especies omnívoras oportunistas, que suelen alimentarse de restos de hojas muertas y sus epífitos (Zupi & Fresi, 1984). También pueden comportarse como herbívoros, alimentándose sobre todo de los epífitos de las hojas. La especie más abundante y estudiada es *P. lividus*, la cual puede ingerir y asimilar parcialmente las hojas de *Posidonia* (Traer, 1980; Kirkman & Young, 1981; Verlaque, 1981; Verlaque *et al.*, 1981). En praderas saludables es responsable de una fracción menor de la presión de herbivoría sobre las hojas de *Posidonia* (Tomas *et al.*, 2005a; Prado *et al.*, 2007), aunque su papel como consumidor de epífitos de las hojas es mayor (Tomas *et al.*, 2005b), pero esta especie puede experimentar fuertes fluctuaciones en su densidad que provocan la defoliación masiva de sectores de pradera y su eventual destrucción, especialmente cuando las hojas y epífitos se enriquecen en nitrógeno y fósforo, debido a la contaminación antrópica (Ruiz *et al.*, 2001).

Evaluación del Estado de Conservación

■ Área de distribución natural

Especie cosmopolita que se encuentra en tipos de hábitat rocosos por todo el mediterráneo, aunque es más frecuente en las praderas septentrionales. Su abundancia decrece con la profundidad, encontrándose el 80% de la población por encima de los 10 m de profundidad (Lecchini *et al.*, 2002).

■ Extensión y calidad de hábitat

Típico de los tipos de hábitat rocosos. Puede aparecer en las praderas de *P. oceanica* que crecen sobre este tipo de fondo o cercanas a él.

■ Dinámica de poblaciones

A pesar de la lluvia de larvas, el erizo *Paracentrotus lividus* no parece reclutar directamente en las praderas de *P. oceanica*, sino que las poblaciones de este erizo que eventualmente se encuentren entre los rizomas, parecen sostenerse por emigración desde tipos de hábitat rocosos adyacentes (Tomas *et al.*, 2004). En la pradera, normalmente la densidad de ejemplares de *P. lividus* es baja (0-5 individuos por metro cuadrado),

pero cuando las hojas y los epífitos están enriquecidos en nutrientes (generalmente por vertidos urbanos o de la acuicultura) y/o su reclutamiento larvario es excesivo (efecto por ejemplo de la sobrepesca de sus peces depredadores) sus poblaciones pueden descontrolarse, superando los 30 individuos por metro cuadrado, y disparando la presión de herbivoría hasta niveles que pueden destruir el estrato foliar de la pradera y provocar una fuerte mortalidad de los haces de *P. oceanica*. (Ruiz *et al.*, 2001). Por tanto, es la densidad poblacional excesiva de erizos herbívoros (no meramente su presencia) un indicador de eutrofización de la pradera y del declive potencial de ésta.

La densidad de erizos en la pradera se monitorea mediante contajes en cuadros de área conocida (de 30-50 cm de lado), situados de forma aleatoria o sistemática sobre la pradera (10 a 20 contajes por estación). Las redes de seguimiento de las praderas de *P. oceanica* suelen realizar estos contajes en los mismos transectos y cuadros utilizados para medir la densidad y cobertura de la pradera.

■ Categoría de Amenaza (UICN)

No se trata de especies amenazadas.

Taxón 3: *Holothuria* spp.

Valor estructural y/o funcional

Las holoturias o pepinos de mar son especies detritívoras que filtran la arena del sedimento, alimentándose de forma omnívora de las partículas orgánicas acumuladas (Zupi & Fresi, 1984). De esta manera desempeñan un papel fundamental en el reciclaje de los abundantes detritos orgánicos acumulados en la pradera (Zupi & Fresi, 1984). Entre los rizomas y claros de arena se pueden encontrar varias especies, entre las que destacan *Holothuria tubulosa*, *H. polii*, *H. forskalii* y *H. xantorii*. Las dos primeras son las más abundantes. La distinción de las 4 especies es difícil y requiere taxonomía especializada, pero afortunadamente no es necesaria la diferenciación específica, pues todas las especies del género desempeñan la misma función ecológica y constituyen un buen indicador de la salud de las praderas. *H. polii* si que se puede distinguir del resto porque retiene sobre su dorso arenas y conchas mediante una capa de moco (Azzolina & Harmelin, 1989). En el interior de la mata existen holoturias más pequeñas, como *Phyllophorus urna*, *Holothuria belleri* o *Cucumaria*

saxicola, pero estas especies no se utilizan como indicadoras, por la dificultad de su seguimiento en el interior de la mata.

Evaluación del Estado de Conservación

■ Área de distribución natural

Se trata de especies cosmopolitas que se encuentran por todas las costas mediterráneas con fondos arenosos, de mata muerta, o rocosos con cierta acumulación de sedimento.

■ Extensión y calidad de hábitat

H. tubulosa es más escífila (es decir, requiere poca luz). Por ello suele ser más abundante en praderas densas (su abundancia se correlaciona con la cobertura de la pradera y alcanza una mayor profundidad) (Azzolina & Harmelin, 1989; Francour, 1989). *H. polii* es más tolerante a la luz, ya que suele recubrirse de arena y restos de hojas y tiene una mayor pigmentación. Por ello es más abundante en praderas superficiales, poco densas y/o degradadas, y su abundancia se correlaciona con la extensión de mata muerta (Azzolina & Harmelin, 1989). Sin embargo, en verano aumenta su abundancia en la pradera densa, donde se refugia del exceso de radiación. Por lo común, la mayor heterogeneidad de los fondos someros permite convivir a las dos especies. Pero con la profundidad, *H. polii* es desplazada por *H. tubulosa* (Francour, 1989). *H. forskalii* parece restringida a ambientes rocosos y es sensible a la luz (Azzolina & Harmelin, 1989).

Los pepinos de mar, como otros equinodermos, son sensibles al aumento de la salinidad (Gacia *et al.*, 2007) y a la contaminación química (Harmelin *et al.*, 1981). Por su modo de alimentación, en ambientes oligotróficos su abundancia puede estar limitada por la cantidad de materia orgánica en el sedimento (Roberts *et al.*, 2000), aunque parecen estar ausentes de sedimentos muy eutrofizados, como las inmediaciones de granjas de acuicultura. Constituyen un indicador de la calidad del hábitat, tanto por sus exigencias ambientales, afines a las de la especie constitutiva de la pradera, *P. oceanica*, como por la pérdida de su función recicladora en su ausencia.

■ Dinámica de poblaciones

La densidad de holoturias en praderas suele ser de entre 0,02 y 5 individuos por metro cuadrado (Azzolina & Harmelin, 1989; Francour, 1989; Gacia *et al.*, 2007). En las poblaciones de *H. tubulosa* se da

una migración de los individuos a medida que crecen, desde las zonas someras hacia las zonas profundas. *H. tubulosa* recluta en los meses más cálidos del año en las zonas someras, pero sólo las holoturias adultas, más abundantes en las zonas profundas, son las que se reproducen (Bulteel *et al.*, 1992).

En la pradera se censan las holoturias como los erizos, mediante contajes en cuadros de área conocida (de 30-50 cm de lado), situados de forma aleatoria o sistemática sobre la pradera (10-20 contajes por estación). Las redes de seguimiento de las praderas de *P. oceanica* suelen realizar estos contajes en los mismos transectos y cuadros utilizados para medir la densidad y cobertura de la pradera. Dada la preferencia de *H. polii* por praderas con poca cobertura y la facilidad de distinguirla de las otras especies por su característico recubrimiento de arena y conchas, el seguimiento de las poblaciones de holoturias podría arrojar evidencias adicionales de deterioro o recuperación de la pradera distinguiendo las variaciones temporales en las poblaciones de *H. polii* respecto del resto.

■ Categoría de Amenaza (UICN)

No se trata de especies amenazadas

En el anexo 1 de la presente ficha se incluye un listado adicional de las especies típicas y su evaluación aportado por la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP).

3.3. EVALUACIÓN DE LA ESTRUCTURA Y FUNCIÓN

3.3.1. Factores, variables y/o índices

a) Factores estructurales

Factor 1: Límites de la pradera

Los límites de las praderas son descriptores sencillos de su distribución y a la vez son indicadores robustos de su estado, ya que, a menudo, los factores de estrés que afectan a las praderas se manifiestan primero en sus límites. Por ejemplo, la reducción de la transparencia del agua retrae el límite inferior de las praderas hacia zonas más someras, mientras que los procesos de erosión o rellenado de playas suelen afectar primero al límite superior de la pradera (Borum *et al.*, 2004).

Aunque estos límites son fáciles de obtener a partir de las cartografías de los fondos, hay que tener en cuenta que la cartografía de las praderas españolas aún está incompleta y las cartografías existentes no se actualizan frecuentemente (por ejemplo, la cartografía de los fondos de la Región de Murcia, la única que se ha hecho más de una vez, se actualiza cada 10 años). Esta frecuencia puede ser demasiado baja para establecer un sistema de vigilancia que pretenda detectar los impactos a tiempo de ser corregidos. Por tanto, el seguimiento de los límites de las praderas es una actividad complementaria que se puede llevar a cabo con mayor frecuencia.

■ Variable 1: Límites profundos

El límite profundo de la pradera es un descriptor sintético de la pradera que está incluido en todos los programas de vigilancia de las praderas españolas, por las razones antes indicadas. A menudo es también un indicador de la calidad del agua. Es un parámetro de muestreo relativamente fácil de obtener y no destructivo, que no requiere trabajo de laboratorio posterior, aunque sí trabajo de campo. Cuando las praderas alcanzan su máximo rango de profundidad (unos 45 m en las aguas españolas más claras) su seguimiento puede requerir buceo especializado.

Tipo: estructural.

Aplicabilidad: obligatoria.

Frecuencia recomendada: anual o bienal en praderas amenazadas por cambios en la calidad del agua o por cambios de corrientes. Quinquenal en praderas no amenazadas.

Propuesta de métrica: se calcula la media, la desviación y el error estándar de la profundidad del límite profundo de la pradera (en m). En las siguientes visitas, además de esto, se calcula la media, la desviación y el error estándar de la distancia lineal entre la nueva posición y la antigua. Esto permite estimar el área perdida o ganada en la estación muestreada (área de un rectángulo cuyo lado mayor es la longitud de la estación y cuyo lado menor es la distancia media perdida o ganada). Las profundidades y áreas de pradera perdidas o ganadas se deben promediar entre las estaciones de cada pradera.

Procedimiento de medición: los límites inferiores de la pradera se pueden controlar de varias formas. Un método relativamente barato y sencillo, que es corrientemente aplicado por casi todas las redes de seguimiento de las praderas, consiste en definir un número variable de estaciones, de unos 100 m de longitud, en el límite profundo de la pradera (si ésta es extensa, pues cuando es pequeña se puede controlar todo su límite). Las estaciones de estos límites se definen a partir de una cartografía georreferenciada reciente, o bien

realizando previamente transectos perpendiculares a la costa, hasta encontrar el borde profundo de la pradera. Se ha de marcar la posición de las estaciones con GPS.

En estas estaciones, los buceadores nadan a lo largo del límite profundo, anotando la profundidad, con un manómetro de precisión a intervalos regulares (por ejemplo, cada 10 m), y clavando unas estacas permanentes que marquen la posición actual de ese límite. Además, se ha de anotar el tipo de límite, según la clasificación de Meinesz & Laurent (1978, por ejemplo, límite progresivo o regresivo, abrupto o continuo). Para el caso de los límites no abruptos, los buzos deben decidir por adelantado qué van a considerar como límite de la pradera: la posición del haz individual más profundo encontrado, o la posición donde la cobertura de *P. oceanica* es demasiado reducida como para ser considerada una pradera (por ejemplo, una cobertura menor del 10% de la superficie). En las visitas siguientes se toma nota de la nueva posición del límite de la pradera respecto a cada estaca. Si ha cambiado se coloca otra estaca en la nueva posición (o se cambia de lugar la original), se apunta su nueva profundidad, la distancia lineal a la estaca original y el signo (avance, retroceso) de ese cambio (ver figura 3.1). Los límites profundos también se pueden controlar utilizando sónar de barrido lateral, sónar CASI o batiscafos, combinados con métodos precisos de georreferenciación. Estos métodos permiten controlar de forma exhaustiva toda la extensión de los límites profundos de las praderas, pero debido al error de georreferenciación son menos sensibles que los métodos *in situ*.

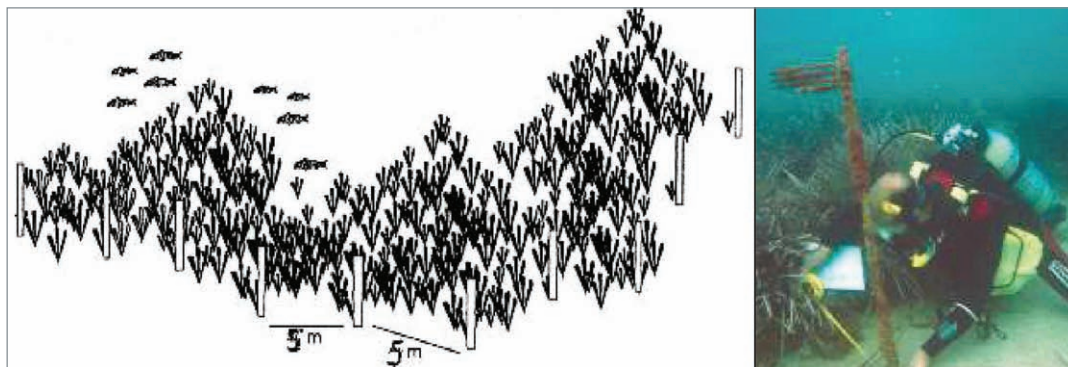


Figura 3.1

Medición de la distancia retrocedida por la pradera en un límite profundo.

Imagen izquierda obtenida de Álvarez-Pérez (2002).

Imagen derecha extraída de Montero-Jiménez & Codina-Soler (2004).

Tipología de “Estados de Conservación”

- *Favorable*: la profundidad de la pradera se mantiene estable o aumenta.
- *Desfavorable-inadecuado*: la profundidad máxima de la pradera ha retrocedido menos de un metro y el límite inferior ha retrocedido una distancia lineal menor o igual a un metro. Esto ya implica que, suponiendo que las condiciones del biotopo volvieran a ser adecuadas inmediatamente, la pradera tardaría en recuperar el límite original una a dos décadas, dado el crecimiento lineal medio de los rizomas horizontales (unos 6 cm/año, Marbà & Duarte, 1998).
- *Desfavorable-malo*: la profundidad máxima de la pradera se ha reducido un metro o más o el límite inferior ha retrocedido una distancia lineal mayor que un metro.

■ Variable 2: límites superficiales

El procedimiento más sencillo de determinación de los límites someros de las praderas es mediante cartografiado a partir de ortofotografías aéreas o satelitales de precisión. El Instituto Geográfico Nacional (IGN) realiza ortofotografías aéreas a escala 1:40.000, con una resolución de 1 m. Desde 1999, el IGN tiene un plan de repetición de estas fotos con una frecuencia quinquenal, la cual, en principio debería ser suficiente para los informes por sexenios exigidos por la Directiva de Hábitats (92/43/CEE). Sin embargo, no es suficiente para detectar a tiempo posibles cambios rápidos. Además, está el inconveniente de que, según la posición del sol en el momento de la toma, a veces se producen reflejos en la zona marina de estas fotografías, de modo que puede que algunas zonas no queden cubiertas cada 5 años. Otra posibilidad es la contratación de ortofotografías aéreas específicas mediante zeppelin, cometas o avioneta. La ventaja es que se pueden obtener cartografías con una mayor frecuencia, que se puede aumentar la resolución (por ejemplo, realizando las fotos a escalas menores 1:5.000 o 1:10.000). Con las fotografías aéreas se obtiene información sintética de las costas aledañas a ellas, lo cual puede dar pistas sobre su situación y su tendencia.

Otra opción que requiere más esfuerzo de campo por unidad de área, pero que requiere menos tecnología es la medición *in situ* por buzos. Este método puede merecer la pena para los límites profundos cuando el área a controlar no es muy grande. No se recomienda instalar hitos para los límites someros porque estas zonas suelen tener una gran presión turística en verano, y es probable que muchos de estos hitos sean arrancados. En consecuencia, recomendamos la medición de la distancia lineal a la costa mediante transectos perpendiculares a la costa a intervalos regulares (ver “procedimiento de medición”).

Tipo: estructural.

Aplicabilidad: obligatoria.

Frecuencia recomendada: anual o bienal en praderas amenazadas, quinquenal en praderas no amenazadas.

Propuesta de métrica: se calcula la media, la desviación y el error estándar de la profundidad del límite somero de la pradera y de su distancia perpendicular a la costa, medida en cada transecto de la estación o de la pradera.

Procedimiento de medición: cuando la pradera se encuentra cercana a la costa: las mediciones se realizan en estaciones seleccionadas o a lo largo de toda línea superficial de la pradera, cuando ésta es pequeña. Mediante buceo con botella o en apnea (dependiendo de la cercanía del límite y de su profundidad), se despliega una cinta métrica de 100 m perpendicular a la línea de costa, ayudado por una brújula. Se apunta la distancia y la profundidad a la que aparece el borde de la pradera de *P. oceanica*. Si se trata de manchas aisladas, se apunta esta distancia y se continúa un poco más hasta llegar a una pradera más o menos cerrada, donde se repite la medida. Si la pradera no ha aparecido en la distancia máxima de la cinta, se despliega una nueva para continuar la anterior. A más de 200 m de distancia de la costa este método no resulta práctico, aunque se puede realizar desde una barca, con un mirafondos y una plomada enganchada a un cabo marcado cada 10 cm. Este procedimiento de repite a intervalos regulares de costa, generalmente de 10 a 100 m, dependiendo de la extensión lineal de la pradera y su distancia a la costa.

Tipología de “Estados de Conservación”

- *Favorable*: el límite somero de la pradera se mantiene estable o su profundidad y/o su distancia a la costa emergida disminuyen.
- *Desfavorable-inadecuado*: la profundidad mínima de la pradera ha aumentado menos de un metro y/o el límite somero se ha alejado de la costa una distancia lineal menor de 1 metro, o la pérdida de pradera es menor del 5% del área total de pradera existente.
- *Desfavorable-malo*: la profundidad mínima de la pradera ha aumentado más de un metro y/o el límite superior ha retrocedido, alejándose de la costa una distancia lineal de 1 metro o más, o el área total de pradera perdida supera el 5% de la pradera total existente.

■ Variable 3: tamaño de manchas

En las localidades en las que el tipo de hábitat de interés comunitario 1120* no forma praderas, sino manchas aisladas, como es muy frecuente en el mar de Alborán, el método más efectivo para vigilar su devenir es comprobar que las manchas no se reducen, sino que se mantienen estables o crecen.

Tipo: estructural.

Aplicabilidad: obligatoria en localidades con manchas aisladas.

Frecuencia recomendada: anual en localidades amenazadas, bienal en el resto.

Propuesta de métrica: para las manchas grandes, delimitadas con estacas, se calcula la media, la desviación y el error estándar de la distancia (positiva, nula o negativa) de los bordes de la mancha a las estacas instaladas en la visita anterior. Para las manchas pequeñas se calcula el área media de las manchas, su desviación y error estándar, asimilando su forma a una elipse, a partir de la longitud de los ejes, mayor y menor, según la fórmula:

$$S = \pi \cdot R \cdot r$$

Donde R es la longitud del eje mayor (en centímetros) y r es la longitud del eje menor.

Se estima el área perdida o ganada según la ecuación del área de una esfera cuyo radio sea la distancia media entre las piquetas (borde de la mancha) y el borde de la mata muerta. Si se ha estimado también el área de la mancha, se puede estimar el porcentaje de área perdida o ganada. En el caso del porcentaje de mata muerta respecto a planta viva, este porcentaje corresponde al Índice de Conservación (IC, véase la variable 2 de la siguiente sección).

Procedimiento de medición: para lugares con manchas pequeñas, se marca la estación de medida con una piqueta y una boya que flote a media agua, uno o dos m por encima del fondo. Tomando esa piqueta como centro, se recorre un área de radio variable (a decidir por el muestreador) para poder medir una cantidad suficiente de manchas de *posidonia* (20 puede ser suficiente). Para manchas con más de cinco haces y un metro o menos de longitud se miden con una cinta métrica la longitud (en cm) de su eje mayor y la longitud del eje perpendicular a éste. Cada una de estas manchas se marca con una piqueta de camping numerada, hundida a ras de fondo y marcada con un boyarín de pesca. En la siguiente visita se repiten las medidas de cada mancha o se toma nota de su ausencia.

Para lugares o manchas mayores de un metro de diámetro: se clavan piquetas rodeando los bordes de 5 a 10 manchas al azar. Las piquetas se clavan a intervalos de 1 a 3 m, según el área a cubrir. Se toma nota de si se observan haces rampantes sobresaliendo del núcleo de la mancha (haces de colonización) o no. En caso afirmativo, se instalan algunas de las piquetas junto a los extremos de estos haces rampantes. Además también se mide la longitud de su eje mayor y del perpendicular a éste, con una cinta métrica. También se toma nota de si la mancha se encuentra rodeada de mata muerta (síntoma de que ha habido un retroceso). En caso afirmativo, para cada piqueta se mide la distancia entre ésta y el borde de la mata muerta, lo cual permite estimar el área perdida en el pasado.

En la siguiente visita se toma nota de la presencia o ausencia de las manchas marcadas y se mide la distancia más corta del borde de la mancha (los ápices de los haces externos) a cada piqueta, con signo negativo si se ha producido retroceso, o signo positivo si la mancha ha sobrepasado la piqueta. Si ha habido algún cambio, se mueve la piqueta a la nueva posición del borde de la mancha y se vuelven a medir las longitudes del eje mayor y del perpendicular.

Tipología de “Estados de Conservación”

- *Favorable*: el área media de las manchas de *P. oceanica* ha aumentado, o bien se mantiene estable, pero ninguna mancha ha desaparecido. No se observa mata muerta alrededor de las manchas, o si se observa, las manchas están en claro proceso de recolonización (aumento del área y/o haces rampantes).
- *Desfavorable-inadecuado*: el área media de las manchas no ha variado significativamente y alguna mancha muestreada ha desaparecido, o bien ninguna ha desaparecido, pero se observa mata muerta alrededor de muchas manchas, sin haces rampantes.
- *Desfavorable-malo*: el área media de las manchas ha disminuido significativamente o se mantiene estable, pero más del 10% de las manchas muestreadas han desaparecido.

Factor 2. Cobertura y densidad

Los parámetros de abundancia (biomasa, cobertura y densidad) de *P. oceanica*, la especie constitutiva de la pradera, son buenos descriptores locales de la estructura de este tipo de hábitat e indicadores de su estado de salud, ya que son sensibles a los cambios ambientales que afectan a la pradera. Hay que tener en cuenta que estos parámetros muestran un declive exponencial característico con la profundidad.

Los descriptores que recomendamos son la cobertura y la densidad de la pradera, porque estos parámetros no requieren trabajo posterior de laboratorio, porque no son destructivos y porque su utilización generalizada ha permitido definir unos rangos de densidad y cobertura para cada profundidad que se consideran normales. Estos parámetros se suelen medir a lo largo de transectos aleatorios o permanentes, lo cual requiere cierto esfuerzo de campo.

■ Variable 1: cobertura

A la escala de decenas de metros, la pradera presenta ollas y calveros, con arena o mata muerta. A escala de centímetros, existe también una microestructura bajo el dosel foliar: si apartamos las hojas observaremos que los rizomas tienen una distribución contagiosa y, además, la distancia media entre los haces varía con el tipo de sustrato o la profundidad. La macro y meso estructura de la cobertura no parecen depender de la profundidad, densidad de la pradera ni de la presión antrópica (Leriche *et al.*, 2006), por lo cual estos componentes de la cobertura no constituyen, en sí, mismos un indicador de la salud de las praderas. Sin embargo, las variaciones interanuales en la cobertura sí que pueden indicar cambios en la situación de la pradera. Existen varios métodos para medir la cobertura. Aquí vamos a recomendar dos posibilidades. El método del intercepto lineal (utilizado por las redes de seguimiento de las praderas de *P. oceanica* de las Islas Baleares y la Comunidad Valenciana) y el de la cuadrícula subdividida (utilizado por la red de seguimiento de las praderas de *P. oceanica* de la Región de Murcia).

Tipo: estructural.

Aplicabilidad: obligatoria.

Frecuencia recomendada: anual en praderas amenazadas, bienal a quinquenal en praderas no amenazadas.

Propuesta de métrica: la cobertura se define como el porcentaje de superficie cubierto por

rizomas vivos de *P. oceanica*, es, por tanto, un parámetro adimensional. Para cada estación se calcula la media, la mediana, la desviación y el error estándar.

- **En el método del intercepto lineal**, la medida de la longitud de cinta ocupada por cada sustrato, dividida por la longitud total del transecto, da una estima global del porcentaje de cobertura de cada sustrato en el transecto. Para cada transecto se promedia la medida hecha por cada buzo muestreador. La media de la cobertura de pradera entre los transectos de cada estación de muestreo representa una estimación de la cobertura global de la pradera en esta estación.
- **En el método de la cuadrícula subdividida**, el porcentaje de área cubierta por *P. oceanica* en cada subcuadrícula se promedia entre los dos buzos muestreadores. Luego se realiza el promedio para cada transecto de las coberturas medias de los subcuadrados.

Procedimiento de medición: en cada estación de muestreo se mide la cobertura en un mínimo de tres transectos. Debido a la gran variabilidad espacial, es deseable que los transectos pasen, en la medida de lo posible, por el mismo lugar en todos los muestreos. Para ello comenzaremos siempre desde el mismo punto, por ejemplo, desde la piqueta que señalice la subestación, y anotaremos el rumbo del transecto, con el fin de repetirlo la próxima vez. Anotaremos también la profundidad del inicio y final de cada transecto. Alternativamente, se puede dejar marcado el transecto mediante piquetas con flotadores flotando por encima del dosel foliar de la pradera. En cada estación, los transectos deben ir lo más posible paralelos a la costa para mantener la cota de profundidad. El transecto se establece alargando una cinta métrica sobre el fondo entre 10 y 25 m en línea recta, siguiendo el rumbo preestablecido. La cinta se fija por sus extremos mediante pique-

tas. El porcentaje de recubrimiento de la pradera se estima visualmente según la proyección vertical de los rizomas, no de las hojas. Es recomendable realizar las medidas de cobertura de una pradera siempre en la misma época del año, para evitar el efecto de confusión de la diferencia de espesura de la canopea. De hecho, resulta mucho más fácil y menos sesgado estimar la cobertura de los haces cuando las hojas son cortas, entre otoño y principios de primavera. Como se trata de una estima visual, pueden existir importantes diferencias entre muestreadores, por lo que se recomienda que la misma medida visual sea estimada por dos buceadores, de modo que se pueda calcular la media y el error de muestreo a lo largo del transecto y en cada cuadro.

- **Método del intercepto lineal:** un buzo recorre la cinta desde el inicio tomando nota de la distancia de la cinta a la que se observan los límites de los diferentes sustratos, según su proyección vertical. Si la distancia entre dos haces es suficiente como para introducir sin dificultad el puño del buceador, se considera un cambio de sustrato. Si no, se considera sustrato continuo de *P. oceanica*. Una vez terminado el transecto se desclava la segunda piqueta y se recoge la cinta. Los sustratos que nos podemos encontrar, son, entre otros: pradera de *P. oceanica* (P), mata muerta (MM), mata muerta con caulerpas (MMC), arena (A), roca (R) y roca con caulerpas (RC).
- **Método de la cuadrícula subdividida:** la cobertura de *P. oceanica* se estima visualmente como el porcentaje de superficie cubierta por los rizomas de la planta dentro de un marco cuadrado de 40x40 cm². Para facilitar la estima el marco está subdividido en cuatro subcuadrados de 20x20 cm². Las hojas de las plantas que han quedado atrapadas debajo del marco se liberan y se “peinan” hacia arriba para poder estimar mejor la cobertura de los rizomas. La cobertura se estima visualmente en cada subcuadrado, como en la figura 3.2. Alternativamente, se puede realizar

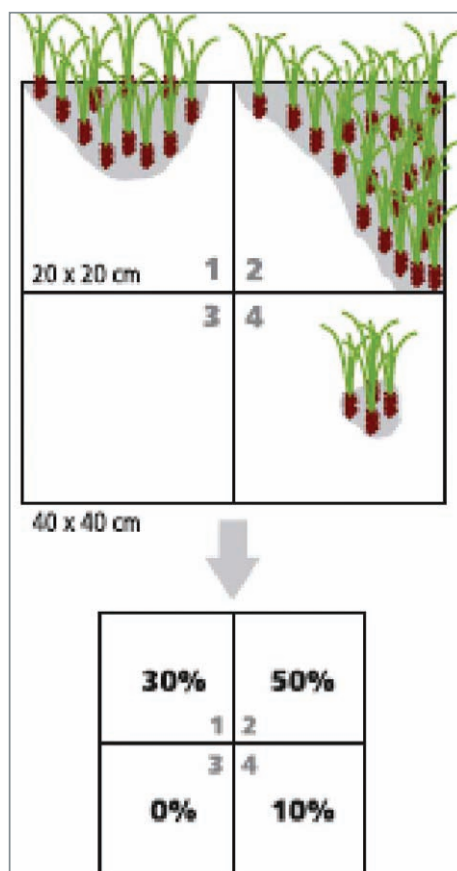


Figura 3.2

Estimas de la cobertura de *P. oceanica* en un cuadro subdividido.

La cobertura de otros elementos, como *Gaulerpas*, mata muerta o arena también se podría establecer en el cuadro. Imagen extraída de Ruiz *et al.*, 2006a.

una fotografía de cada marco, que será analizada posteriormente mediante un programa de ordenador. Esta opción incrementa la precisión de la estima, pero también el trabajo de gabinete, y dada la magnitud del ruido introducida por la variabilidad espacial, hay que evaluar si merece la pena. El marco se coloca siempre en un mismo lado del transecto, con sus lados paralelos o perpendiculares a la cinta métrica, a intervalos regulares de 1 a 2 m, según la longitud del transecto, o aleatorios (10 - 15 coordenadas lineales preestablecidas al azar en la cinta métrica, separadas por un mínimo de 50 cm y un máximo de la longitud del transecto).

Recoger la cinta métrica y repetir el procedimiento para los otros dos transectos.

Tipología de “Estados de Conservación”:

- *Favorable*: La cobertura media de la pradera en la estación ha aumentado o no varía significativamente en el segundo y subsiguientes muestreos.
- *Desfavorable-inadecuado*: Entre dos muestreos la cobertura media de la estación ha disminuido significativamente menos de un 30%, o, con tres o más muestreos, existe una tasa de declive significativa de la cobertura, inferior al 10% anual.
- *Desfavorable-malo*: La cobertura media de la pradera en la estación se ha reducido significativamente más de un 30% entre dos muestreos, o, con tres o más muestreos se observa una tasa de declive significativa de la cobertura igual o superior al 10% anual.

■ **Variable 2: índice de conservación IC**

Este índice fue propuesto por Sánchez-Poveda *et al.*, (1996) y, posteriormente, modificado por Moreno *et al.*, (2001). Se basa en la comparación entre la cobertura de mata muerta (que indica una cobertura pretérita mayor) y la cobertura de pradera viva.

Tipo: estructural.

Aplicabilidad: obligatoria cuando la pradera tiene un buen desarrollo de la mata y esta estructura no está oculta bajo la arena, siendo posible establecer la cobertura de mata muerta. En caso contrario este índice no se puede establecer.

Frecuencia recomendada: anual en praderas amenazadas; bienal o quinquenal en praderas no amenazadas.

Propuesta de métrica: el índice de conservación de la pradera se obtiene dividiendo el porcentaje de cobertura de mata viva o pradera (P) por la suma de los porcentajes de mata muerta (MM) y mata viva o pradera, como en la ecuación 1.

$$(1) \quad IC = P / (MM + P)$$

Procedimiento de medición: se calcula el índice a partir de los datos de cobertura obtenidos por los métodos descritos anteriormente, en los cua-

les se ha consignado, además de la cobertura de pradera, también la de mata muerta.

Tipología de “Estados de Conservación”

- *Favorable*: el índice IC es igual o superior a 0,8 en la estación. Además, el índice IC ha aumentado significativamente entre dos muestreos o no ha variado de forma significativa.
- *Desfavorable-inadecuado*: el índice IC en la estación está entre 0,6 y 0,8 o ha disminuido significativamente menos de dos décimas en el segundo censo.
- *Desfavorable-malo*: el índice IC para la estación es inferior a 0,6 y/o ha disminuido 2 décimas o más en el segundo censo.

■ Variable 3: densidad de haces

Distinguimos entre densidad fundamental de haces, número de haces por metro cuadrado cuando la pradera tiene un 100% de cobertura (dependiendo de la separación media entre haces y disminuye con la profundidad) y densidad global de la pradera, que se calcula combinando esa densidad fundamental y la cobertura media de la pradera. La densidad de haces (fundamental y global) es el descriptor de abundancia de *P. oceanica* que mejor reacciona a los cambios en las condiciones del agua, como atestigua la disminución exponencial con la profundidad y la luz incidente (Pergent *et al.*, 1995; Borum *et al.*, 2004). También es sensible a las condiciones del sedimento (Frederiksen *et al.*, 2007).

Tipo: estructural.

Aplicabilidad: obligatoria.

Frecuencia recomendada: anual en praderas amenazadas, bienal o quinquenal en las no amenazadas.

Propuesta de Métrica: Para estimar la densidad global en cada estación se calcula la densidad media de haces, medida cuando la cobertura es del 100% (ver procedimiento de medición) y se multiplica por la estima de cobertura media obtenida por uno de los procedimientos descritos a continuación (Ruiz *et al.*, 2006a).

Procedimiento de medición: Se mide la densidad de haces en manchas de pradera con un 100% de cobertura, evitando en lo posible los claros. Para ello se utilizan marcos pequeños de 20x20 cm² (también puede utilizarse uno de los subcuadros del marco de cobertura de 40x40 cm²). Se sujetan las hojas de los haces con el antebrazo, con la otra mano se van sacando los haces y contándolos, como en la figura 3.3. Se apunta el resultado de cada contaje. Estas mediciones se realizan alrededor del transecto de cobertura descrito antes. Se han de realizar como mínimo cinco medidas por transecto.



Figura 3.3

Recuento de haces en un cuadro de 20x20 cm², en una mancha con 100% de cobertura de *P. oceanica*. Figura extraída de Ruiz *et al.*, 2006a.

Tipología de “Estados de Conservación”:

- *Favorable*: la densidad global de haces en la estación es normal o alta para su profundidad, según la clasificación de Pergent *et al.*, 1995 y Pergent-Martini & Pergent, 1996 (tabla 3.3).
- *Desfavorable-inadecuado*: la densidad global de haces en la estación es baja para su profundidad (ver tabla 3.3).
- *Desfavorable-malo*: la densidad global de haces en la estación es muy baja para su profundidad (ver tabla 3.3).

Profundidad	Desfavorable - malo -	Desfavorable - inadecuado -	Favorable	
	Muy baja	Baja	Normal	Alta
1	< 822	822 - 934	934 - 1158	> 1158
5	< 413	413 - 525	525 - 749	> 749
10	< 237	237 - 349	349 - 573	> 573
15	< 134	134 - 246	246 - 470	> 470
20	< 61	61 - 173	173 - 397	> 397
21	< 48	48 - 160	160 - 384	> 384
22	< 37	37 - 149	149 - 373	> 373
23	< 25	25 - 137	137 - 361	> 361
24	< 14	14 - 126	126 - 350	> 350
25	< 4	4 - 116	116 - 340	> 340
26		< 106	106 - 330	> 330
27		< 96	96 - 320	> 320
28		< 87	87 - 311	> 311
29		< 78	78 - 302	> 302
30		< 70	70 - 294	> 294
35		< 31	31 - 255	> 255

Tabla 3.3

Clasificación de la densidad global (en haces por metro cuadrado) de la pradera según su profundidad (metros).

Extraído de Pergent *et al.*, (1995) y de Pergent-Martini & Pergent (1996).

■ **Variable 4: desenterramiento de los rizomas**

El desenterramiento de los haces verticales (ver figura 3.4) es preludeo y síntoma de erosión de la pradera, sea por un desequilibrio sedimentario o por el efecto de anclajes o fondeos incontrolados (Francour *et al.*, 1999; Ruiz *et al.*, 2006b, Montefalcone *et al.*, en prensa). El enterramiento excesivo de los haces puede también causar su mortalidad. Los meristemas apicales de *P. oceanica* soportan una tasa de enterramiento que no exceda los 5 cm por año (Gacia & Duarte, 2001).

Esta variable es medida en la red de seguimiento de las praderas de la Región de Murcia (Ruiz *et al.*, 2006a).

Tipo: estructural.

Aplicabilidad: obligatoria.

Frecuencia recomendada: anual (idealmente después del verano) en praderas amenazadas por fondeos y anclajes, arrastres ilegales o por cambios en la dinámica sedimentaria (por lo general fruto de obras costeras en las cercanías). De bienal a quinquenal en praderas no amenazadas.

Propuesta de métrica: el grado de desenterramiento del haz es la distancia vertical, en centímetros, entre la superficie del sedimento y el fin de la lígula de una de las dos hojas externas del haz, medida en cm. Su signo es positivo si la lígula está por encima de la superficie del sedimento y negativo si está por debajo de la superficie del sedimento.

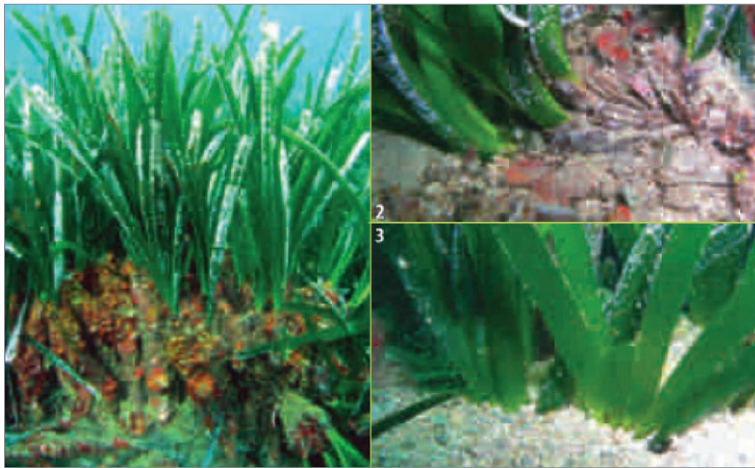


Figura 3.4

Izquierda: haces verticales de *P. oceanica* desenterrados y descalzados por pérdida del sedimento, valores de desenterramiento positivos. Derecha, arriba, rizoma de *P. oceanica* creciendo a ras del suelo, valores nulos de desenterramiento. Derecha abajo, rizomas de *P. oceanica* enterrados.

El sedimento recubre el meristemo apical y la lígula de las hojas.

Esta situación corresponde a valores de desenterramiento negativos.

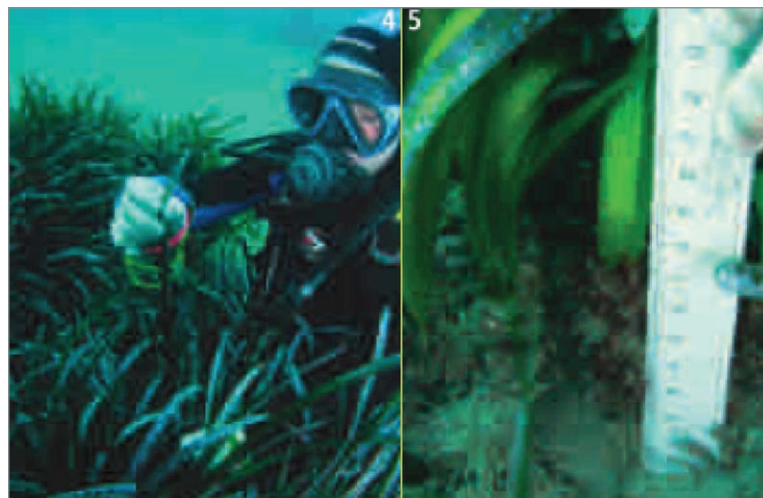
Procedimiento de medición: en cada estación, un buceador elige al azar la punta de una hoja de *P. oceanica* (ver figura 3.5, izquierda); la sigue hasta su base y, provisto de una regla, mide en centímetros la distancia entre la base de una de las dos hojas más externas de ese haz (límite entre el rizoma y la hoja) y la superficie del sedimento (figura 3.5, derecha). Si la superficie del sedimento está por encima del comienzo de la hoja se recomienda el siguiente truco para tomar la medida: recortar con una tijera dicha hoja al ras del sedimento, entonces se desentierra el haz hasta dejar al descubierto el límite entre la hoja y su rizoma. Entonces se mide con la regla la longitud de la hoja que queda tras el corte. Esta longitud coincide bastante bien con la altura del sedimento que recubría al rizoma. Se anota la distancia obtenida, con signo positivo si el sedimento estaba por debajo de las hojas, y con

signo negativo si el sedimento recubría las hojas. Se repite la medida en 12 haces por estación.

Tipología de “Estados de Conservación”

- *Favorable:* el grado de desenterramiento medio de los haces en la estación se encuentra dentro del intervalo (-5, 5 cm)
- *Desfavorable-inadecuado:* el grado de desenterramiento medio de los haces en la estación de muestreo se encuentra por encima del intervalo (-5, 5 cm) pero dentro del intervalo (-7, 7 cm).
- *Desfavorable-malo:* el grado de desenterramiento medio de los en la estación se encuentra por encima o por debajo del intervalo (-7, 7 cm).

Figura 3.5
Izquierda, elección de un haz al azar eligiendo el extremo de una hoja. Derecha. Medición del grado de desenterramiento del haz: distancia entre el borde de la lígula de la hoja más externa (que externamente se corresponde con la transición entre rizoma y hoja) y el sedimento. En este caso el valor de desenterramiento es positivo.



b) Factores dinámicos o funcionales

Factor 1: Dinámica de la población de haces

Los muestreos repetidos de cobertura y densidad de haces, mediante transectos en estaciones fijas de una pradera, permiten obtener una imagen dinámica de ésta, que indica si la pradera se encuentra en declive (pérdida de densidad o cobertura), en progresión (aumento de densidad o cobertura) o estable. Debido a la gran variabilidad espacial de la densidad y cobertura de los haces en las praderas de *P. oceanica*, cuando éstos son medidos en posiciones variables en cada ocasión, las medidas tienen un alto grado de ruido que por lo general no permiten detectar cambios de densidad o cobertura menores del 20%. Es por ello que, con las medidas de cobertura y densidad en transectos no fijos se necesitan varios años y cambios muy evidentes para detectar con claridad el declive.

Dado el lento crecimiento de *P. oceanica*, una pérdida de esta magnitud es ya muy alta y puede requerir décadas para recuperarse. Por esta razón, algunas redes de seguimiento de *P. oceanica*, como la de la Región de Murcia o la de las Islas Baleares han incorporado una estrategia complementaria que permita una detección más temprana de posibles cambios de densidad en la pradera. Esta estrategia consiste en realizar contajes de haces en parcelas fijas y repetirlos anualmente (Short & Coles, 2001). Se elimina así el ruido debido a la variabilidad espacial de la pradera en la densidad o cobertura, permitiendo detectar más temprano los cambios en la densidad de haces que puedan obrar en especies de lento crecimiento como *P. oceanica* (Heidelbaugh & Nelson, 1996; Marbà *et al.*, 2005). Esta estrategia presenta como inconveniente que se ha de realizar en áreas pequeñas de pradera (por lo general 0,016 -0,025 m² por parcela), que no tienen por qué ser representativos de toda la pradera. Por tanto, en las praderas grandes, se hace necesario instalar varias de estas parcelas a diferentes profundidades o en varias estaciones para poder obtener un balance representativo de la dinámica de la población de haces.

Los censos en parcelas fijas, combinados con el marcaje de los haces que hay en la parcela, permiten, además, obtener una imagen más detallada de la dinámica de la población de haces, pues

permiten estimar las tasas de mortalidad y de natalidad de haces. Para obtener información ampliada sobre los protocolos de contaje y marcaje se puede consultar Marbà *et al.*, 2005, y en Díaz-Almela *et al.*, 2008. También se pueden encontrar protocolos detallados en la página de la red de áreas marinas protegidas <http://www.medpan.org>.

■ Variable 1: crecimiento neto de la población de haces

Tipo: función.

Aplicabilidad: obligatoria.

Frecuencia recomendada: anual en praderas amenazadas, bienal en praderas no amenazadas.

Propuesta de métrica: el crecimiento neto de la población haces se calcula a partir de la diferencia en el número de haces entre dos años de muestreo, consistan éstos en contajes en transectos aleatorios o censos de haces en parcelas fijas.

Primero se realiza un test de *t* para comparar las medias de densidad entre los dos muestreos o censos. Si salen diferencias significativas, entonces se calcula la tasa de crecimiento neto de la población de haces. Se expresa en términos absolutos (haces perdidos o ganados por metro cuadrado y por año) y *per capita* (año⁻¹).

El crecimiento neto absoluto de la población de haces (R_{neto} haces m⁻² año⁻¹) se calcula simplemente como:

$$R_{neto} = \frac{(N_1 - N_0)}{\Delta t}$$

Donde N_1 es la densidad de haces por metro cuadrado en el último muestreo o censo, N_0 es la densidad de haces por metro cuadrado en el muestreo o censo anterior, y Δt es el tiempo transcurrido, en años, entre los dos censos o muestreos.

El crecimiento neto *per capita* de la población de haces se calcula asumiendo el modelo de crecimiento exponencial para los haces de *P. oceanica*: $N_t = N_0 \cdot e^{rt}$, de modo que la tasa de crecimiento

neto de la población (r_{neto} , año⁻¹), se calcula según la ecuación:

$$r_{neto} = \frac{\ln(N_1/N_0)}{\Delta t}$$

Donde todos los elementos están definidos como en la ecuación anterior, aunque en este caso no es necesario expresar la densidad inicial y final de haces por metro cuadrado.

Procedimiento de medición: en el caso de las mediciones de densidad en transectos, el procedimiento ya se ha descrito en un apartado anterior. Vamos, por tanto, a describir el procedimiento de los censos en parcelas permanentes.

En cada estación se instalan tres parcelas permanentes. Las parcelas permanentes se confeccionan con estacas de metal galvanizado, cabos que delimiten el contorno de la parcela y boyas que floten por encima del dosel foliar para señalar la posición de las parcelas en las siguientes visitas (figuras 3.6 y 3.7). Sus dimensiones deben ser tales que encierren entre 100 y 200 haces. Por lo general las parcelas miden 0,16m² (parcelas cuadradas de 40 cm de lado) o 0,25m² (50 cm de lado). La parcela se debe instalar en lugares con presencia de *P. oceanica*, pero tampoco se debe escoger sitios con un 100% de cobertura de planta, pues eso introduciría un sesgo. Se debe tratar de elegir el emplazamiento de la parcela lo más al azar posible.

Es vital que los cabos que sujetan las boyas sean resistentes y sean atados de forma que se minimice el rozamiento de éste con la estaca para que las boyas no desaparezcan, pues se perdería la posición de la parcela con casi total seguridad. Un segundo nudo de seguridad (por encima del primero) puede incrementar sustancialmente la duración de las boyas. Se debe prever la renovación de algunas boyas en cada visita a la estación.

Se cuentan todos los haces que se encuentran dentro del contorno de la parcela. A estos efectos, lo que cuenta son los haces de hojas, es decir, los rizomas que tienen por ejemplo dos haces de hojas cuentan como dos haces (figura 3.8, esto también se aplica a los conteos de haces en transectos).

Esto se debe al modo de crecimiento y ramificación de la planta: son los meristemos apicales los que producen las hojas, los que de vez en cuando se dividen, produciendo dos haces de hojas que eventualmente se constituirán en dos ramas bien diferenciadas. No se distinguen de un simple vistazo los haces recién ramificados, hay que observar la conformación de las hojas del haz: en un haz simple, por el modo en que el meristemo produce las hojas nuevas, éstas, que son las más cortas, se encuentran en el centro del haz, mientras que las más viejas se encuentran en el exterior (figura 3.8). Cuando hay dos meristemos recién divididos, cada uno produce sus hojas nuevas en su propio centro, de modo que lo que se observa es: (1) un número de hojas mayor que el normal y (2) al revisar esas hojas se ve que las más cortas no están en el centro, sino que hay dos centros, separados por hojas largas a cada lado (figura 3.8). Esto permite detectar que el meristemo se ha dividido, y que podemos considerar ya que hay dos ramas o haces de *Posidonia*. Este fenómeno es muy común en los ápices de los rizomas horizontales, los cuales se suelen dividir una o dos veces al año. Es más infrecuente en los haces verticales, pero en una parcela de 100 haces es probable encontrarse uno o varios haces verticales recién ramificados.



Figura 3.6

Una parcela permanente instalada en la pradera de *P. oceanica* en la costa norte de Ibiza, a 18 m de profundidad. Se distinguen también claramente zonas de mata muerta alrededor de la parcela, indicadoras de un retroceso reciente de la pradera.

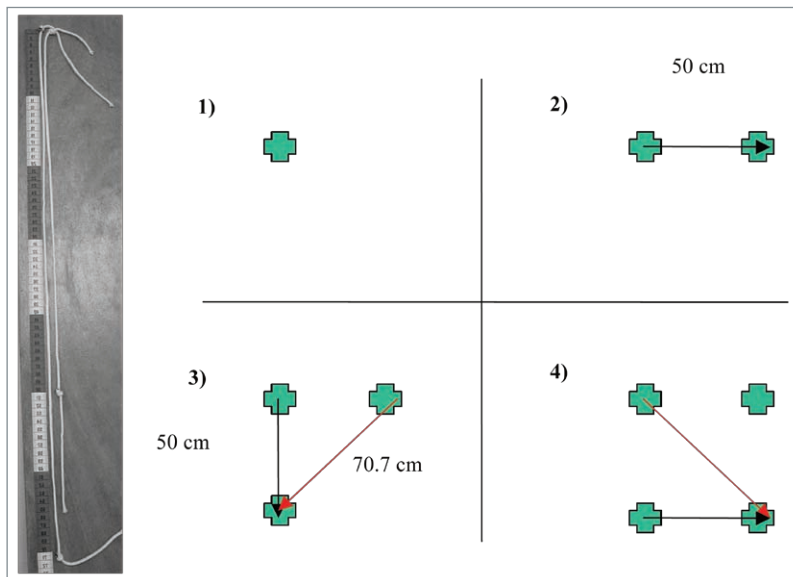


Figura 3.7

Procedimiento recomendado para confeccionar rápidamente una parcela cuadrada regular en el fondo marino, aprovechando la distancia conocida del lado y la diagonal del cuadrado (en este caso de 50 cm de lado).

Las cruces verdes representan las estacas y las líneas los cabos guías de la izquierda, con las distancias del lado y la diagonal marcadas.

En la siguiente visita se repite el conteo y se anota la nueva densidad de haces en las parcelas. Se procede

con los datos según se detalla en el apartado anterior (propuesta de métrica).

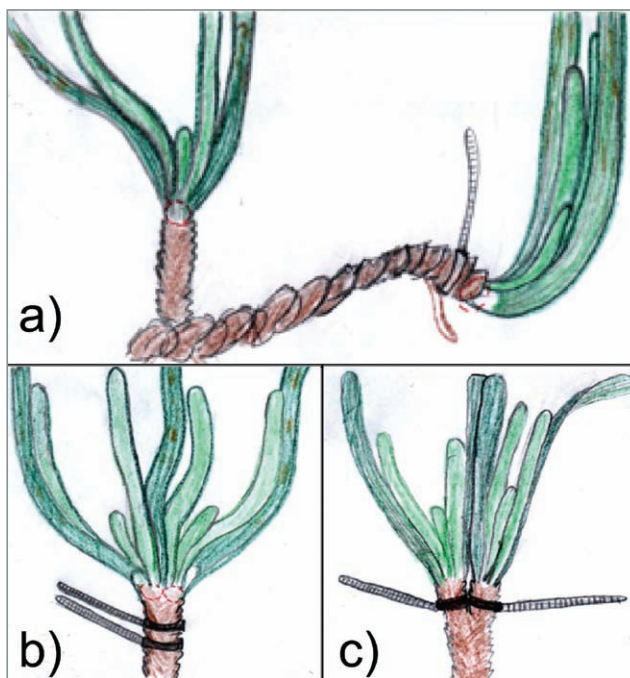


Figura 3.8

a) Tipos de haces de *P. oceanica*: el de la izquierda es un haz vertical, y el de la derecha un haz horizontal o ápice. b) Haz vertical recién bifurcado. La ramificación aún no es evidente en el rizoma, pero sí en las hojas, pues se aprecian dos centros de hojas cortas en vez de uno. c) Haz vertical bifurcado hace uno o dos años: ya se aprecia la ramificación en el rizoma.

Se representan también las bridas de plástico que se tendrían que poner en cada haz en caso de censos detallados para estimar la tasa de nacimiento (por ejemplo, ramificación) y de mortalidad de los haces.

Autor: E. Díaz-Almela.

Tipología de “Estados de Conservación”:

- *Favorable*: la densidad de pradera entre dos muestreos en transectos y/o censos en parcelas permanentes ha aumentado o no ha variado significativamente en cada una de las estaciones, de modo que el crecimiento neto de la población de haces no es significativamente inferior a cero. En los transectos y/o parcelas, con dos muestreos anuales o más, el crecimiento neto de la población es positivo, cero o, si es variable, la media interanual del crecimiento neto de la población no es significativamente inferior a cero.
- *Desfavorable-inadecuado*: la densidad de haces entre dos muestreos consecutivos en transectos y/o censos en parcelas permanentes se ha reducido significativamente, entre un 5% y un 10% en la estación. Tras tres muestreos anuales o más, la tasa media de crecimiento neto de la población es negativo, pero no es inferior a $-0,07 \text{ año}^{-1}$ (declive inferior al 7% anual).
- *Desfavorable-malo*: entre dos muestreos anuales consecutivos, la densidad global de haces se ha reducido significativamente un 10% o más en la estación, o bien, tras tres muestreos anuales o más, la tasa global de crecimiento neto de la población r_{neto} es negativa e inferior a $-0,07 \text{ año}^{-1}$ (declive mayor del 7% anual).

■ Variable 2: mortalidad de haces

Tipo: función.

Aplicabilidad: recomendada.

Frecuencia recomendada: anual en praderas amenazadas, bienal en praderas no amenazadas.

Propuesta de métrica: la mortalidad de haces se puede expresar en términos absolutos (como haces muertos por metro cuadrado y por año) o relativos (mortalidad *per capita*: año^{-1}). La mortalidad absoluta M se calcula, para cada parcela, según la ecuación:

$$M = \frac{N_0 - N_s}{\Delta t}$$

Donde N_0 es el número total de haces por metro cuadrado en el primer censo, N_s el número de haces supervivientes por metro cuadrado en el segundo censo y Δt es el tiempo transcurrido entre los 2 censos, expresado en años.

La mortalidad *per capita* m se calcula, asumiendo un modelo exponencial de crecimiento de la población, según la ecuación:

$$m = \frac{\ln(N_s/N_0)}{\Delta t}$$

Donde todos los términos coinciden con los definidos para la mortalidad absoluta. De ambas ecuaciones se desprende que tanto la mortalidad absoluta como la mortalidad *per capita* se expresan como valores menores o iguales que 0.

Por último, se calcula la media de las mortalidades de las tres parcelas, para obtener la mortalidad media de la estación y el error estándar.

Procedimiento de medición: para medir directamente la mortalidad de haces es preciso marcar todos los haces existentes en la parcela permanente en cada censo. Los haces se cuentan y se marcan, abrochándoles alrededor del rizoma, uno o dos cm por debajo del comienzo de las hojas, una brida de plástico de electricista (ver figuras 3.8 y 3.9). En el siguiente censo, se cuenta el número de haces vivos con brida, por ejemplo, número de haces supervivientes, dentro de la parcela (aquellos haces que por crecimiento horizontal se han salido de la parcela no se cuentan, aunque estén vivos). Este procedimiento se realiza en tres parcelas permanentes por estación. A partir del número haces en el primer censo y del número de haces supervivientes en el segundo censo se puede calcular la mortalidad de haces, según se especifica en la propuesta de métrica.



Figura 3.9

Haces de *P. oceanica* marcados cada uno con una brida de plástico de 10 cm de longitud, dentro de una parcela permanente.

Tipología de “Estados de Conservación”:

- *Favorable*: la mortalidad de haces media de la estación es inferior a $0,05 \text{ año}^{-1}$, es decir, el 5% anual, y/o es compensada por la tasa de natalidad, produciendo una tasa de crecimiento neto de la población positiva, no significativamente inferior a cero o superior a -5% anual entre dos muestreos.
- *Desfavorable-inadecuado*: la mortalidad de haces en la estación supera el 5% anual y no es compensada por la natalidad, produciendo un declive neto de haces significativo entre dos muestreos, pero que no supera el 10% anual.
- *Desfavorable-malo*: la mortalidad global de haces supera el 5% anual en la estación y no es compensada por la natalidad, produciendo un declive neto igual o superior al 10% anual.

■ Variable 3: natalidad de haces

Tipo: función.

Aplicabilidad: recomendada.

Frecuencia recomendada: anual en praderas amenazadas, bienal en praderas no amenazadas.

Propuesta de métrica: la tasa absoluta de natalidad de haces, Nat , tiene unidades de haces nuevos por metro cuadrado y por año. Se calcula para cada parcela según la ecuación:

$$Nat = \frac{N_r}{\Delta t}$$

Donde N_r es el número de haces nuevos (ramificaciones y ápices adentrados en la parcela por extensión horizontal), expresado en haces por metro cuadrado, y Δt es el tiempo transcurrido entre los dos censos, expresado en años.

La tasa *per capita* de natalidad (n , años⁻¹) se calcula para cada parcela según la ecuación:

$$n = \frac{\ln\left(\frac{N_s + N_r}{N_s}\right)}{\Delta t}$$

Donde N_s es el número de haces supervivientes en la parcela. Para este cálculo no es necesario expresar N_s ni N_r en haces por metro cuadrado.

Procedimiento de medición: se procede del mismo modo como se ha explicado en el mismo apartado para la mortalidad. Se cuenta el número

de haces nuevos en cada parcela: haces y ápices recién bifurcados o ápices que han entrado en la parcela por extensión horizontal. Todos ellos se distinguen porque no fueron marcados con brida el censo anterior, ya que no estaban. En el caso de los recién bifurcados, distinguimos un rizoma con dos o más haces (del tipo mostrado en la figura 3.8 b y c) pero sólo una brida nada más; en el caso de los ápices inmigrantes, simplemente distinguimos un ápice dentro de la parcela, ramificado o no, que no tiene ninguna brida. Se marcan los haces nuevos con una brida de diferente color cada censo. De esta forma podrá evaluarse la supervivencia de las distintas cohortes anuales de haces. Se calcula el número de haces supervivientes como la diferencia entre el número total de haces que hay en la parcela y el número de haces nuevos. Se calcula la natalidad de haces según se explica en el apartado anterior “propuesta de métrica”.

Tipología de “Estados de Conservación”:

- *Favorable*: la natalidad *per capita* media de la estación es tal que compensa o supera la mortalidad de haces. Debido a ello el crecimiento neto de la población de haces es positivo o no inferior a -5% anual entre los dos censos.
- *Desfavorable-inadecuado*: la natalidad de haces en la estación es cero y/o no compensa la mortalidad de haces. Debido a ello se produce un declive significativo neto inferior al 7% anual entre dos censos.
- *Desfavorable-malo*: Durante dos años o más, la natalidad de haces en la estación es cero y/o no compensa la mortalidad, produciéndose un declive neto en la estación superior al 7% anual.

Factor 2: Producción

■ Variable 1: crecimiento de rizomas verticales

Los haces de *Posidonia oceanica* son muy longevos, pudiendo vivir hasta 50 años (Marbà & Duarte, 1998). Además, debido a que la planta elonga su rizoma a la vez que produce hojas nuevas y a que al caer éstas dejan una marca en el rizoma, es posible reconstruir con mucha precisión el

crecimiento vertical y la producción foliar anual del haz en los últimos años o incluso décadas (Duarte *et al.*, 1994). El crecimiento vertical de los rizomas de *P. oceanica* se ve afectado por el estrés térmico (Mayot *et al.*, 2005), por episodios de enterramiento y erosión (Marbà & Duarte, 1998) y por la contaminación orgánica (Marbà *et al.*, 2006), antes de que se detecte efecto alguno en la densidad o mortalidad de haces (Díaz-Almela *et al.*, 2008). Es, por tanto, un indicador temprano de la salud de las praderas. Además, esta técnica reconstructiva permite comparar la productividad foliar presente con la pasada, poniendo en contexto la dinámica actual y permitiendo la detección de tendencias en la planta a medio y largo plazo.

La medición requiere poco trabajo de campo, aunque presenta el inconveniente de tratarse de un muestreo destructivo. Requiere, sin embargo, más trabajo de gabinete y disponer de un equipo/sistema de medición de la longitud de los internodos de rizoma vertical (por ejemplo, una lupa binocular asociada a una cámara fotográfica y de un programa de análisis de imagen).

Tipo: función.

Aplicabilidad: muy recomendada.

Frecuencia recomendada: bienal en praderas amenazadas, quinquenal en praderas no amenazadas.

Propuesta de métrica: esta variable se expresa en milímetros por internodo y, aprovechando la variación estacional del tamaño de los internodos (los internodos producidos en invierno son más finos y los producidos en primavera-verano son más gruesos, Duarte *et al.*, 1994), se puede calcular el número de internodos producidos (y por tanto de hojas, pues la producción de hojas:internodos es 1:1) y la elongación del rizoma (en cm) para cada año durante la vida del haz.

Para ello, se pueden definir los ciclos anuales de crecimiento de los internodos de forma sistemática, filtrando la variabilidad interanual, o de baja frecuencia y la variabilidad a corto plazo o de alta frecuencia de la serie de longitudes internodales, dejando al descubierto la variabilidad estacional (Duarte *et al.*, 1994). Para ello se calculan dos

series temporales de secuencias internodales: una resulta de filtrar la variabilidad a corto plazo de la serie original y la otra de filtrar la variabilidad a largo plazo. La variabilidad a corto plazo puede filtrarse calculando las medias móviles de la serie de longitudes internodales, con un n equivalente al 30% del número de internodos que un haz produce de media durante un año (considerando que un haz produce de media siete hojas al año, habría que calcular la media móvil de cada dos internodos, ésta correspondería a la variabilidad a corto plazo). Igualmente se filtra la variabilidad a largo plazo calculando medias móviles de las longitudes internodales del 150% de los internodos que un haz produce de media durante un año (es decir, la media móvil de las longitudes de cada diez u once internodos si la producción anual es de siete internodos). La serie obtenida de la resta de estas dos series de medias móviles (serie temporal con filtrado a corto plazo – serie temporal con filtrado a largo plazo) refleja las fluctuaciones estacionales del tamaño de los internodos, permitiendo identificar la sucesión de períodos de máxima y mínima elongación y, por tanto, detectar los ciclos anuales de longitud internodal. El número de internodos entre dos máximos o entre dos mínimos de tamaño de internodo equivale al número de internodos (u hojas) producidos anualmente por la planta. Teniendo en cuenta que los internodos apicales corresponden al tiempo más reciente y los basales al más pretérito, se puede definir el año cronológico de cada ciclo. La suma de longitudes de los internodos (de la serie de longitudes original) entre dos máximos o entre dos mínimos son sendas estimas del crecimiento anual del rizoma durante ese año (Marbà & Duarte, 1997).

Procedimiento de medición: vamos a describir aquí la técnica de reconstrucción del crecimiento vertical basada en la longitud de los internodos

del rizoma (Duarte *et al.*, 1994). Existe otra técnica alternativa consistente en medir el grosor de los restos de las lígulas de las hojas, que se encuentran enganchados al rizoma (Pergent & Pergent-Martini, 1990). Ambas técnicas producen resultados equivalentes (Marbà *et al.*, 1996b), pero a nuestro juicio la primera es menos laboriosa y, por tanto, es la que explicaremos aquí.

Se recogen entre 6 y 10 haces verticales de *P. oceanica*, lo más largos posibles, en cada estación. En el laboratorio, los haces se “pelan”, es decir, se les arranca con cuidado, uno a uno, los restos de las bases de las hojas (lígulas), que tienen adheridas, con cuidado de mantener intactas las marcas de sus inserciones en el rizoma, que son los nodos. Dos nodos marcan los límites de cada internodo (figura 3.10). Hay que tener en cuenta que las hojas de *P. oceanica* no recubren completamente todo el contorno del rizoma, al contrario que otras angiospermas marinas como *C. nodosa*. Por lo tanto, cuando miramos una sola cara del haz, veremos una alternancia de nodos completos e incompletos, es decir, de marcas transversales que dividen completamente el rizoma y marcas que no (figura 3.10). Aunque las muestras se pueden conservar húmedas en el frigorífico por unos días, es conveniente realizar este pelado el mismo día de la recolección. Una vez el haz está pelado, se puede conservar en el congelador o proceder a su medición. Para realizar la medición, se obtienen varias fotografías del haz a través de la lupa binocular, con los aumentos que sean precisos para distinguir fácilmente los límites de los internodos, apuntando el aumento utilizado. Las fotografías se toman ordenadas por tramos, siempre por la misma faz, para minimizar la variabilidad que no sea interanual, que es la que nos interesa. Las longitudes de los internodos se miden sobre las fotografías, siempre en el mismo lado del haz (izquierdo o derecho, ver figura 3.10).

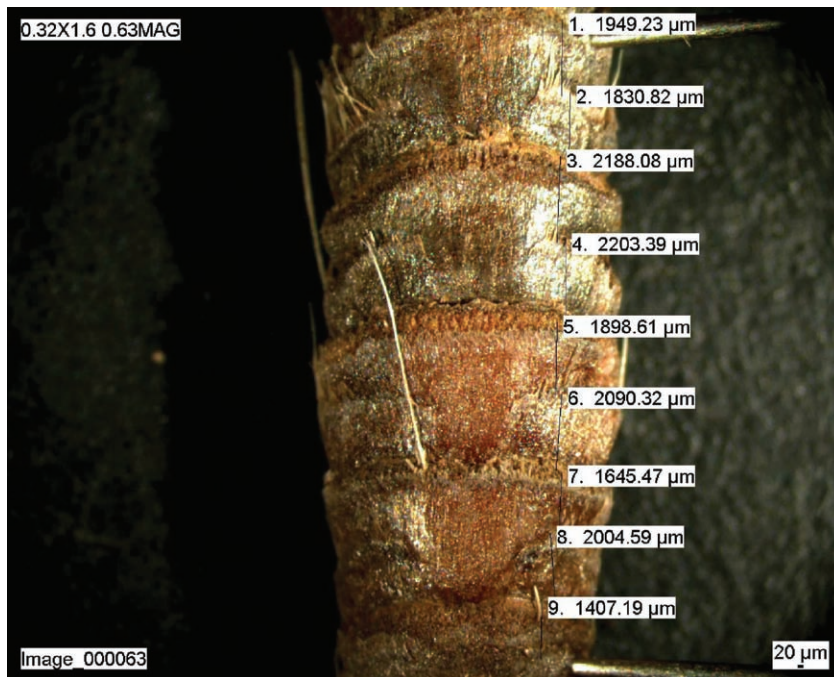


Figura 3.10

Tramo de un haz vertical de *P. oceanica*, pelado.

Bajo la lupa se pueden apreciar claramente los internodos, completos e incompletos, alternados. La medición de la longitud de cada internodo se ha medido con un programa informático de análisis de imagen.

A la hora de analizar los datos, se debe tener en cuenta que los internodos más apicales del año actual, suelen ser más estrechos porque aún no se han engrosado del todo. Por tanto, no hay que alarmarse ni interpretar esto como que el crecimiento de los haces se haya reducido drásticamente durante el año corriente.

Tipología de “Estados de Conservación”:

- *Favorable*: el crecimiento anual medio de los haces de la estación en los últimos cinco años no es significativamente inferior al crecimiento anual medio de los cinco años anteriores. No se observa ningún declive significativo en la tasa media de crecimiento vertical de los haces de la estación, tomando la serie entera.
- *Desfavorable-inadecuado*: el crecimiento anual medio de los haces de la estación en los últimos cinco años es significativamente inferior al crecimiento anual medio de los cinco años anteriores, pero el crecimiento medio del período más reciente es mayor que el 20% del crecimiento medio del período anterior. O bien, se observa una tasa de declive significativa en el crecimiento medio de los haces de

la serie, con una pendiente de declive igual o menor del 20% anual.

- *Desfavorable-malo*: el crecimiento anual medio de los haces de la estación en los últimos cinco años es significativamente inferior al crecimiento anual medio de los cinco años anteriores. Además, el crecimiento medio del período más reciente es cinco veces menor que el crecimiento medio del período anterior. O bien, se observa una tasa de declive significativa en el crecimiento medio de los haces de la serie, con una pendiente de declive mayor del 20% anual.

c) Factores ambientales (predictores)

Factor 1. Sedimentación bentónica

La tasa de sedimentación total, orgánica y de nutrientes sobre las praderas de *P. oceanica* se ha revelado un buen predictor de la estabilidad de estas praderas (Díaz-Almela *et al.*, 2008). Se han podido, incluso, definir unos umbrales por encima de los cuales la mortalidad de los haces de *P. oceanica* y el declive de la pradera se aceleran. Estos umbrales aún se deben refinar para distintas pro-

fundidades, tipos de sedimento, etc., pero se trata de una vía prometedor, ya que permiten definir para una pradera dada, la tasa máxima de sedimentación y de contaminación orgánica que admite. Estas tasas, por tanto, serán una herramienta de gran utilidad para aumentar la sostenibilidad de emisarios, granjas de acuicultura, etc. Es, por tanto, vital incorporar estos predictores a las redes de seguimiento de las praderas de *P. oceanica*. Además, esos datos, complementados con la dinámica de las praderas permitirán, en un futuro cercano, refinar las ecuaciones predictivas y los umbrales. Se pueden consultar protocolos sobre la metodología en Gacia *et al.*, (1999) y Holmer *et al.*,

(2007). También se puede consultar un protocolo detallado sobre la construcción e instalación de las trampas de sedimento bentónicas, que se puede descargar en <http://www.medpan.org> y <http://www.medveg.dk>.

Las trampas de sedimento bentónicas están formadas por un soporte con cinco tubos de flotabilidad negativa, separados 4 cm entre sí. Siguiendo las recomendaciones de Hargrave & Burns (1979) y de Blomquist & Hakanson (1989), la razón entre la altura y el diámetro de los tubos debe ser igual o mayor que cinco para maximizar la eficiencia de captación de sedimento (ver figura 3.11).

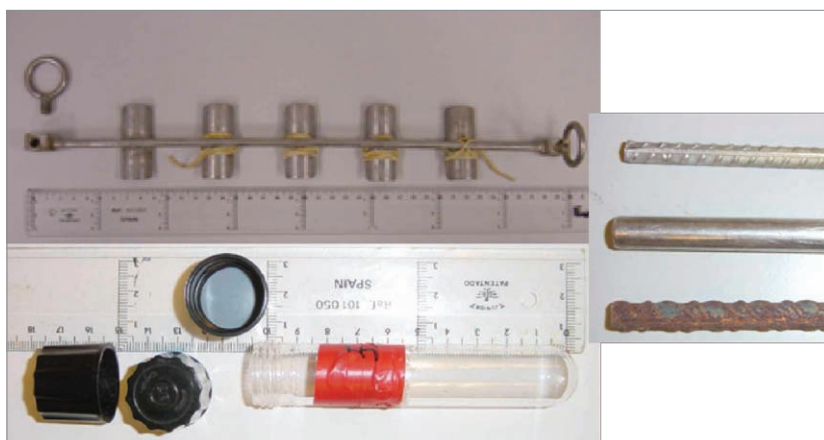


Figura 3.11

Componentes de una trampa de sedimento: tubos colectores y tapones, portatubos (de acero inoxidable o galvanizado) y soportes.

■ Variable 1: Sedimentación total

Tipo: estructural/función.

Aplicabilidad: obligatoria.

Frecuencia recomendada: estacional el primer año, luego puede ser anual, durante la época del año en que la sedimentación sea máxima.

Propuesta de métrica: la tasa de sedimentación total se mide en gramos de materia seca por metro cuadrado y por día ($g_{(MS)}/m^2$ día). El peso de la muestra de sedimento de cada filtro se divide por tantas veces el área de la boca de los tubos (en m^2) como tubos se hayan utilizado para obtener esa muestra (véase el próximo apartado "procedimiento de medición"). Este valor es dividido por el tiempo que las trampas hayan estado instaladas en el fondo, expresado en días, obteniendo

así la tasa de sedimentación total en las unidades requeridas.

Se realiza este cálculo para cada una de las muestras de la estación y se calcula la media y el error estándar de la tasa de sedimentación total para la estación.

Procedimiento de medición: una vez montadas y etiquetadas las trampas de sedimento, se llenan todos los tubos de agua marina limpia, en la superficie y se cierran con los tapones. En cada estación se colocan dos trampas de sedimento de cinco tubos cada una (ver figura 3.12). Los buzos clavan los soportes al fondo y colocan las trampas a la altura del dosel foliar de la pradera, es decir, entre las hojas. Es muy importante no levantar los sedimentos del fondo durante toda la operación, pues aumentaría artificialmente las estimas de la tasa de sedimentación. Una vez instaladas,

se quitan los tapones de los tubos y se guardan hasta la recogida de las trampas. Se anota la hora de instalación de las trampas. Entre 24 y 72 horas después (dependiendo de la sedimentación esperada y del tiempo disponible, idealmente al menos 48 horas) se recogen las trampas. Antes de desclavarlas hay que tapar los tubos para evitar la pérdida o contaminación de las muestras. Se anota la hora de recogida.

En el laboratorio, se filtra el agua de los tubos con la ayuda de una bomba de succión y una rampa de filtración (ver figura 3.13). La muestra se recoge en un filtro whatman GF/F de 25 mm de diametro. Los filtros han sido previamente combustiónados a 500°C durante 3-4

horas, y pesados con una balanza analítica. Se pueden combinar en un solo filtro las muestras de uno o varios tubos de las trampas, dependiendo de la cantidad de muestra (siempre anotando cuantos tubos se han filtrado por el mismo filtro), pero es importante que al final queden al menos tres filtros distintos con muestra, para obtener así tres valores de sedimentación por estación y poder obtener una media y un error estándar para cada estación. Es importante que todo el sedimento de los tubos vaya a parar al filtro. Para ello, se pueden repelar añadiendo agua destilada (sin sedimentos) a los posos del tubo y vertiendo el contenido en el mismo filtro. Esta operación no altera los valores y no requiere cálculo de corrección alguno.



Figura 3.12
Trampas de sedimento bentónicas instaladas en el campo.

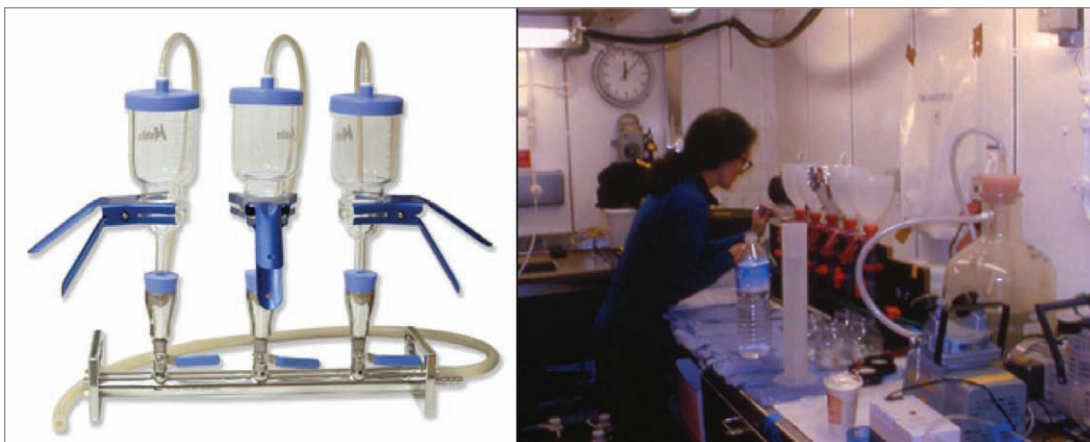


Figura 3.13

Rampa de filtración (izquierda).

Los filtros se colocan en la base de cada vaso de filtración (por donde se vierte el contenido de los tubos) donde se encuentran las pinzas. La rampa está conectada a un matraz grande con dos orificios (donde se recoge el agua filtrada para desecharla) y éste a una bomba de vacío, como se muestra en la imagen de la derecha.

Los filtros con la muestra son secados en una estufa a 60 C° durante 24 horas y, entonces, se pesa cada uno de nuevo en la misma balanza analítica. La resta entre este peso y el peso del filtro nos dará el peso del sedimento filtrado.

Tipología de “Estados de Conservación”:

- *Favorable*: la tasa de sedimentación bentónica en la estación es inferior a 5 g_(ms)/m² día.
- *Desfavorable-inadecuado*: la tasa de sedimentación bentónica en la estación se encuentra entre 5 y 8 g_(ms)/m² día.
- *Desfavorable-malo*: la tasa de sedimentación bentónica en la estación es superior a 8 g_(ms)/m² día.

Estos umbrales están basados en los resultados de Díaz-Almela *et al.*, (2008). Pueden ser actualizados a medida que haya más información y se perfeccionen los modelos de dependencia entre Sedimentación y mortalidad de haces de *P. oceanica*.

■ Variable 2: sedimentación orgánica

Tipo: estructural/función.

Aplicabilidad: obligatoria.

Frecuencia recomendada: estacional el primer año, anual después, durante la época que la sedimentación es máxima.

Propuesta de métrica: la tasa de sedimentación orgánica se expresa en gramos de materia orgánica seca por metro cuadrado y por día (g MO_(ms)/m² día). Tras obtener las medidas del peso de materia orgánica, según se especifica en el apartado siguiente “procedimiento de medición”, se divide esta cantidad en tantas veces el área de la boca de los tubos (en m²) como tubos se hayan utilizado para obtener esa muestra. Este valor es dividido entre el tiempo que las trampas hayan estado instaladas en el fondo, expresado en días, obteniendo de este modo la tasa de sedimentación orgánica en las unidades requeridas.

Se realiza este cálculo para cada una de las muestras de la estación y se calcula la media y el error

estándar de la tasa de sedimentación orgánica para la estación.

Procedimiento de medición: a partir de las muestras de los filtros obtenidas según lo indicado en el apartado anterior, una vez medido su peso seco total, se meten los filtros con su contenido en el horno a 500°C durante 3 a 4 horas, para combustionar la materia orgánica del sedimento, que se evaporará como CO₂. Tras esta operación se vuelve a pesar el filtro. La diferencia entre los pesos del filtro con su contenido antes y después de la combustión es el peso de la materia orgánica que había en la muestra.

Tipología de “Estados de Conservación”:

- *Favorable*: la tasa de sedimentación orgánica en la estación es inferior a 1,5 gMO_(ms)/m² día.
- *Desfavorable-inadecuado*: la tasa de sedimentación orgánica en la estación se encuentra entre 1,5 y 4 gMO_(ms)/m² día.
- *Desfavorable-malo*: la tasa de sedimentación orgánica en la estación es superior a 4 gMO_(ms)/m² día.

Estos umbrales están basados en los resultados de Díaz-Almela *et al.*, (2008). Pueden ser actualizados a medida que haya más información y se perfeccionen los modelos de dependencia entre sedimentación y mortalidad de haces de *P. oceanica*.

■ Variable 3: Sedimentación de fósforo

La tasa de sedimentación de fósforo se ha revelado como un predictor de la mortalidad de *P. oceanica* mejor que la sedimentación de materia orgánica particulada. Sin embargo, requiere más medios de laboratorio que las dos anteriores variables. Por eso, sólo consignamos aquí esta variable como recomendable.

Tipo: estructural/función.

Aplicabilidad: recomendada.

Frecuencia recomendada: estacional el primer año, anual después, durante la época que la sedimentación es máxima.

Propuesta de métrica: la tasa de sedimentación de fósforo total se expresa en miligramos de fósforo por metro cuadrado y día ($\text{mg P}_{(\text{ms})}/\text{m}^2 \text{ día}$). Tras obtener las medidas del peso de fósforo total según se especifica en el apartado siguiente “procedimiento de medición”, se divide esta cantidad en tantas veces el área de la boca de los tubos (en m^2) como tubos se hayan utilizado para obtener esa muestra. Este valor es dividido entre el tiempo que las trampas hayan estado instaladas en el fondo, expresado en días, obteniendo así la tasa de sedimentación orgánica en las unidades requeridas.

Se realiza este cálculo para cada una de las muestras de la estación y se calcula la media y el error estándar de la tasa de sedimentación de fósforo total para la estación.

Procedimiento de medición: el peso de fósforo total (P) contenido en el filtro se mide tras hervir el filtro con el material combustionado en ácido clorhídrico 1M durante 15 minutos. La concentración de fósforo se determina con un espectroscopio, según Koroleff (1983).

Tipología de “Estados de Conservación”:

- *Favorable:* la tasa de sedimentación de fósforo total sobre la pradera en esa estación es inferior a $50 \text{ mg P}_{(\text{ms})}/\text{m}^2 \text{ día}$.
- *Desfavorable-inadecuado:* la tasa de sedimentación de fósforo sobre la pradera en esa estación se encuentra entre 50 y $120 \text{ mg P}_{(\text{ms})}/\text{m}^2 \text{ día}$.
- *Desfavorable-malo:* la tasa de sedimentación de fósforo sobre la pradera en esa estación es superior a los $120 \text{ mg P}_{(\text{ms})}/\text{m}^2 \text{ día}$.

Estos umbrales están basados en los resultados de Díaz-Almela *et al.*, (2008). Pueden ser actualizados a medida que haya más información y se perfeccionen los modelos de dependencia entre Sedimentación y mortalidad de haces de *P. oceanica*.

■ Variable 4: sedimentación de hierro

Las praderas de *P. oceanica* que reciben una cantidad de hierro inferior a $43 \text{ mg}/\text{m}^2 \text{ día}$ son especialmente vulnerables al declive, pues la falta

de hierro puede limitar su crecimiento y además les falta la acción protectora de este metal frente al exceso de ácido sulfhídrico (Marbà *et al.*, 2007, 2008; ver el apartado de factores biofísicos de control).

Tipo: estructural/función.

Aplicabilidad: recomendada.

Frecuencia recomendada: estacional el primer año, anual después, durante la época en que la sedimentación es máxima.

Propuesta de métrica: la tasa de sedimentación de hierro se expresa en $\text{mg Fe}_{(\text{ms})}/\text{m}^2 \text{ día}$. Tras obtener las medidas del peso de hierro en las muestras, según se especifica en el apartado siguiente “procedimiento de medición”, se divide esta cantidad en tantas veces el área de la boca de los tubos (en m^2) como tubos se hayan utilizado para obtener esa muestra. Este valor es dividido por el tiempo que las trampas hayan estado instaladas en el fondo, expresado en días, obteniendo así la tasa de sedimentación orgánica en las unidades requeridas.

Se realiza este cálculo para cada una de las muestras de la estación (al menos tres) y se calcula la media y el error estándar de la tasa de sedimentación de hierro para la estación.

Procedimiento de medición: el peso de hierro (Fe) contenido en el filtro se mide tras hervir el filtro con el material combustionado en ácido clorhídrico 1M durante 15 minutos. La concentración de hierro en la muestra se determina con un espectroscopio según Stookey (1970) y Sørensen (1982).

Tipología de “Estados de Conservación”

- *Favorable:* la tasa de sedimentación de hierro sobre la pradera en esa estación es superior a $43 \text{ mg Fe}_{(\text{ms})}/\text{m}^2 \text{ día}$.
- *Desfavorable-inadecuado:* la tasa de sedimentación de hierro sobre la pradera en esa estación es inferior a $43 \text{ mg Fe}_{(\text{ms})}/\text{m}^2 \text{ día}$.
- *Desfavorable-malo:* por sí sola, esta variable no motiva un diagnóstico de este tipo.

Estos umbrales están basados en los resultados de Marbà *et al.*, (2008). Pueden ser actualizados o refinados a medida que haya más información y se perfeccionen los modelos de dependencia entre sedimentación de hierro y dinámica de la población de haces de *P. oceanica*.

Factor 2: Condiciones del sedimento

■ Variable/índice 1: Concentración de ácido sulfhídrico en sedimentos de tipo calcáreo

La producción y concentración de ácido sulfhídrico, según se explica en la sección “factores biofísicos de control”, es debida a la degradación anaerobia de la de materia orgánica lábil e, incluso, a pequeñas concentraciones, tiene un efecto fuertemente deletéreo en las praderas de *P. oceanica* cuando los sedimentos sobre los que crecen son calcáreos y pobres en hierro (Holmer *et al.*, 2003, 2007; Calleja *et al.*, 2007).

Tipo: estructural/función.

Aplicabilidad: recomendada.

Frecuencia recomendada: anual durante verano para localidades amenazadas de aportes excesivos de materia orgánica. Bienal durante verano para las localidades prístinas.

Propuesta de métrica: la concentración de ácido sulfhídrico de expresa en micromoles por litro de agua intersticial ($\mu\text{M/l}$). Se ha de calcular la media y el error estándar de la estación.

Procedimiento de medición: en cada estación se sacan tres testigos (4,3 cm de diámetro y 10 cm de profundidad de sedimento) evitando, en lo posible, cortar rizomas y raíces. En las dos horas siguientes, se procesan las muestras de sedimento: bajo una atmósfera anóxica de N_2 se cortan los primeros 10 cm de sedimento (los más superficiales). Siempre manteniendo las condiciones anóxicas, se separa el agua intersticial del sedimento centrifugando las muestras a 3.000 revoluciones por minuto durante 10 minutos. Se recoge el agua intersticial (sobrenadante) de cada una y se fija el ácido sulfhídrico en acetato de zinc. La concentración de ácido sulfhídrico de cada muestra se mide con un espectrofotómetro, según Cline (1969).

Tipología de “Estados de Conservación”

- *Favorable:* la concentración de ácido sulfhídrico en el agua intersticial del sedimento de tipo calcáreo es inferior a 10 $\mu\text{M/l}$.
- *Desfavorable-inadecuado:* la concentración de ácido sulfhídrico en el agua intersticial del sedimento de tipo calcáreo es superior a 10 $\mu\text{M/l}$ e inferior a 30 $\mu\text{M/l}$.
- *Desfavorable-malo:* la concentración de ácido sulfhídrico en el agua intersticial del sedimento de la estación, de tipo calcáreo, es superior a 30 $\mu\text{M/l}$.

Estos umbrales están basados en los resultados de Calleja *et al.*, (2007). Pueden ser actualizados a medida que haya más información y se perfeccionen los modelos de dependencia entre concentración de ácido sulfhídrico en el sedimento y mortalidad de haces de *P. oceanica*.

Factor 3: Condiciones del agua

■ Variable/índice 1: Transparencia del agua

La transparencia del agua es, quizá, el parámetro más integrador, robusto y sencillo de medir para indicar la calidad del agua. Aquí proponemos su medición mediante un disco de Secchi, un método sencillo y de uso generalizado para todo tipo de masas de agua.

Tipo: estructural/función.

Aplicabilidad: obligatoria.

Frecuencia recomendada: hay que tener en cuenta que, debido a la alta variabilidad a corto plazo de este factor, conviene siempre muestrear esta variable varias veces (por ejemplo, muestreos semanales o mensuales durante una misma estación del año). Lo ideal es mantener un sistema de seguimiento de la transparencia con su frecuencia requerida, como es el caso en el Estartit de la serie tomada por D. Josep Pascual, que aprovecha el servicio de meteorología de Cataluña (Salat & Pascual, 2002). Sin embargo, esto puede escapar a las capacidades y objetivos de una red de seguimiento de las praderas. Una buena estrategia de compromiso consiste en que durante la época de

los muestreos de las praderas, que usualmente se concentran en primavera y verano, se muestree la transparencia del agua de esa localidad el mayor número de días posibles, cada vez que se pase por allí, por ejemplo. Suele bastar con un punto de muestreo para una serie de praderas cercanas entre sí, a menos que localmente haya problemas de turbidez, que pueden requerir un muestreo más intensivo. En todas las redes de seguimiento de las praderas participan clubes de buceo, muchos hacen salidas durante todo el año. Por tanto, otra posible estrategia consiste en entrenar y acordar con los clubes de buceo que midan la transparencia del agua en cada una de sus salidas y provean esos datos a la red, gratuitamente o a cambio de cierto estipendio, que puede depender de la calidad y cantidad de datos (frecuencia del muestreo, etc.). Existen métodos estadísticos para comprobar que los datos son auténticos y no inventados.

Propuesta de métrica: el grado de turbidez del agua se mide por el coeficiente k de atenuación de la luz y sus unidades son (m^{-1}). Se calcula a partir de la profundidad de desaparición del disco de Secchi, según la ecuación (Poole & Atkins, 1929): $k = 1.7/\text{profundidad disco Secchi}$ (en m). Para aguas muy turbias o coloreadas existen variaciones en la ecuación (Strickland, 1958) pero, en general, las aguas del Mediterráneo y, en especial, aquellas donde crecen las praderas son muy poco turbias. Verschuur (1997) propone correcciones a la ecuación según la hora del día (ángulo solar) y la latitud de la medición.

Procedimiento de medición: la medición de la transparencia del agua mediante el disco de Secchi se basa en la disminución del contraste que se produce en el agua con la distancia, debido a la dispersión y la absorción de la luz por parte del agua y de las partículas que ésta tenga en suspensión (pláncton, sedimentos, etc.). Para medir esta pérdida de contraste se utiliza un disco de Secchi, firme a un cabo (ver figura 3.14). La distancia a la que se deja de distinguir el disco, es la distancia del disco de Secchi, la cual, mediante la ecuación presentada en el apartado anterior, se convierte en una medida de la transparencia del agua. Existen otros factores independientes de la transparencia del agua que también pueden influir en la medición de la profundidad del disco de Secchi, como son la altura del sol, el oleaje, el lado de la barca respecto al

sol desde donde se toma la medición, si el medidor lleva gafas de sol, etc. Es por ello muy importante, para establecer una serie temporal fiable, que se defina claramente un protocolo y que éste se mantenga a lo largo del tiempo, dando el entrenamiento necesario a los técnicos y voluntarios para que lo sigan. Aquí proponemos uno que incluye ciertos avances teóricos y prácticos, pero, si se dispone ya de un protocolo para obtener una serie temporal, es más importante mantener el método, para que las mediciones sean comparables. Sólo se puede cambiar de método después de haber hecho mediciones simultáneas de calibración (por el antiguo protocolo y por el nuevo) durante al menos un año. El protocolo que proponemos aquí está basado en Davies-Colley *et al.*, (1993):

En aguas marinas como las mediterráneas, donde la transparencia del agua puede llegar a superar los 50 m de profundidad, el disco de Secchi debe ser grande, para que no dejemos de verlo porque se haga muy pequeño, sino realmente por falta de contraste. Por tanto, el disco debe medir 40 ó 60 cm de diámetro y debe tener dos cuadrantes negros y dos cuadrantes blancos alternos. El acabado debe ser mate, no brillante y debe llevar un peso colgado por debajo, para que baje horizontal.

El cabo debe ser de material no elástico, pues se falsearía la medida de la profundidad. Por tanto no debe ser de algodón. Recomendamos que el cabo no tenga marcas de longitud, pues el conocimiento a priori de la visibilidad habitual del lugar puede inducir a que el medidor sesgue la medida.

La medición se debe hacer lo más cerca posible del mediodía solar, dos horas por encima o por debajo. La mar no debe estar demasiado agitada. La medición se debe hacer en un sitio que tenga al menos un 50% más de profundidad que la que se espera obtener del disco de Secchi.

La medición se puede hacer de varias maneras, pero es importante la consistencia. Aquí, basados en la experiencia de otras redes proponemos dos alternativas:

- Se hace descender el disco por el costado soleado de la barca y se observa su desaparición provisto de un mirafondos. Este aparato (una campana con base transparente) permite eliminar la pérdi-

da de contraste debida al oleaje y al deslumbramiento por el sol.

- Se observa el disco por encima de la superficie del agua, haciendo descender el disco por el costado no soleado de la barca (dando la espalda al sol). De este modo, se elimina el deslumbramiento por el sol sin necesidad de utilizar un mirafondos, pero si la sombra proyectada por la barca es profunda, de modo que la profundidad del disco de Secchi esté dentro de ella, la medición será algo inferior a la real, mientras que si queda fuera del alcance de esa sombra, no. Por tanto, la hora de medida influirá doblemente.
- Se hace descender el disco hasta que este no se distingue del fondo. Hay que dar tiempo a los ojos (alrededor de dos minutos) cuando se está cerca del punto de extinción, para que éstos se adapten al nivel de luminosidad. El observador debe tener una capacidad de visión normal y no llevar gafas de sol. A una señal del observador, la persona que está descendiendo el disco marca la profundidad de desaparición colocando una pinza en el cabo al ras del agua en ese momento.
- Se hace descender el disco aproximadamente medio metro más y se comienza a cobrar lentamente (ascender el disco). Se marca la profundidad de reaparición del disco colocando otra pinza en el cabo a ras de agua cuando el disco se vuelve a ver.
- La profundidad del disco de Secchi será la media entre las distancias de desaparición y reaparición del disco. Para medirla se realiza la siguiente operación: Una vez subido el disco de Secchi a bordo, se hace un bucle con el cabo entre las dos pinzas y se coloca una tercera pinza en el punto del cabo equidistante entre ellas (ver figura 3.14b), que se quitan acto seguido. Ésa es la profundidad de Secchi. Se vuelve a plegar el cabo, ahora entre esta pinza y el disco. Ésta es la mitad de la profundidad del disco de Secchi. Se mide la longitud de este tramo de cabo con una vara graduada al centímetro y se multiplica por 2 para obtener la medida de la profundidad del disco de Secchi.
- Se repite toda la operación en la estación una o, idealmente, 2 veces más (tres mediciones) para tomar una estima de la media y el error de la transparencia del agua en la estación.

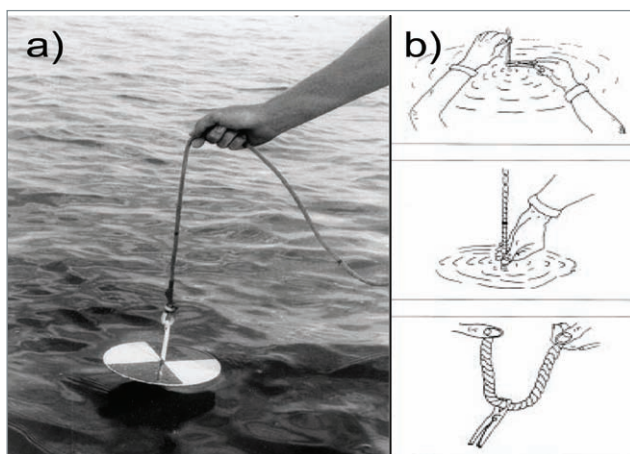


Figura 3.14

a) Disco de Secchi, en este caso de sólo 20 cm de diámetro a punto para ser descendido. b) (arriba) medición de la profundidad de desaparición colocando una pinza a ras del agua (en medio) elevación del disco de Secchi para medir la profundidad de reaparición colocando una segunda pinza y (abajo) colocación de una tercera pinza a mitad de distancia entre las otras dos, para obtener la medida de la profundidad de Secchi.

Tipología de “Estados de Conservación”

La profundidad potencial de las praderas disminuye exponencialmente con el aumento del coeficiente de extinción de luz, k . Reproducimos las ecuaciones que relacionan coeficiente de extinción de la luz y profundidad máxima potencial de la pradera, según Duarte *et al.*, (2007):

Para $k > 0.27 \text{ m}^{-1}$:

$$\log Z \text{ (m)} = -0,10(\pm 0,02) - 1,02(\pm 0,04) \cdot k \text{ (m}^{-1}\text{)}$$

Para $k < 0.27 \text{ m}^{-1}$:

$$\log Z \text{ (m)} = -0,34(\pm 0,08) - 1,60(\pm 0,10) \cdot k \text{ (m}^{-1}\text{)}$$

Para las praderas de *P. oceanica* basta con la primera ecuación, ya que los coeficientes de extinción en el mediterráneo casi nunca son tan bajos y, cuando lo son, generalmente las praderas de *P. oceanica* desaparecen en su totalidad. Estas ecuaciones, por tanto, nos permiten definir unos valores de transparencia del agua (k) favorables y desfavorables para la supervivencia de las praderas existentes, que proponemos a continuación:

- *Favorable*: la transparencia del agua determina una profundidad máxima potencial de la pradera que es superior al límite actual de ésta. Además, la transparencia del agua entre dos años no ha variado significativamente o ha aumentado. Además, no existen evidencias de reducción drástica de la transparencia del agua en los últimos veinte años.
- *Desfavorable-inadecuado*: la transparencia del agua entre dos años se ha reducido significativamente pero la profundidad potencial de la pradera es superior o igual a la profundidad del límite profundo de la pradera medido en la última ocasión.
- *Desfavorable-malo*: la profundidad potencial de la pradera, predicha por el modelo Duarte *et al.*, (2007), y también la profundidad máxima real, han retrocedido respecto a la profundidad del límite medido en la última ocasión.

■ Variable 2: Temperatura del agua

Los episodios veraniegos de alta temperatura del agua afectan negativamente al crecimiento y a la supervivencia de *P. oceanica* (Mayot *et al.*, 2005; Díaz-Almela *et al.*, datos no publicados). En el actual escenario de calentamiento global y de

mayor frecuencia de episodios climáticos extremos (Cubasch *et al.*, 2001) la temperatura del agua va probablemente a condicionar de forma cada vez más importante la estabilidad de las praderas. Por tanto, conviene mantener un registro detallado de la temperatura del agua en las praderas que están incluidas en un programa de monitorización, ya que, hoy en día, existe tecnología asequible para registrar la temperatura con una alta frecuencia: los termómetros data logger, o termómetros registradores, son unos termómetros conectados a una memoria de capacidad suficiente para guardar datos de frecuencia horaria de hasta dos años.

Tipo: estructural/función.

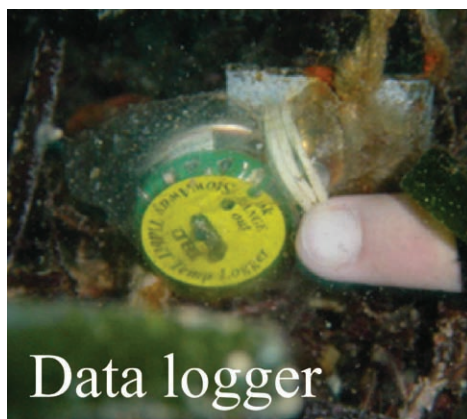
Aplicabilidad: obligatoria.

Frecuencia recomendada: se recomienda programar el termómetro registrador para que tome una medida de temperatura cada dos horas. Se recomienda descargar los datos dos veces por año o más para reducir la pérdida de datos en caso de pérdida del aparato.

Propuesta de métrica: el termómetro registrador provee la temperatura en grados centígrados cada 1 ó 2 horas. A partir de esta serie temporal bruta se obtienen las series de: la temperatura máxima, la mínima y la media diarias, la media y la moda mensual, la máxima y la mínima anuales. Para determinar si se han producido episodios de calor, se mide durante cada verano el tiempo (en días) que la temperatura del agua ha superado la temperatura promedio de los meses cálidos (julio y agosto) en esa zona durante varios años, así como la temperatura máxima registrada.

Procedimiento de medición: se recomienda la instalación de un termómetro registrador de temperatura sumergible por localidad, a menos que las condiciones hidrológicas sean iguales, en cuyo caso, bastaría con un aparato para esas localidades. Si la pradera tiene un rango amplio de profundidad, conviene instalar un termómetro registrador en una estación somera (menor de 15 m de profundidad) y otro en una estación profunda (mayor de 20 m de profundidad), ya que el régimen de temperatura varía con la formación de la termoclina durante los meses cálidos. En tierra

el termómetro registrador debe ser programado según las instrucciones del fabricante. Hay que calibrar el error sistemático de cada termómetro registrador con un único termómetro de mercurio de precisión, en agua a 0° (con hielo) y, por ejemplo, a 36,5 °C. En el campo, el termómetro registrador se ha de colocar a la altura de los rizomas, escondido, pero localizable por los buzos. Conviene proteger la parte del aparato,



que transmite las señales para evitar que se le incrusten organismos, pero el sensor de temperatura debe quedar libre (ver figura 3.15). Conviene limpiarlo y calibrar su error sistemático una vez al año. Unos meses antes del fin de la vida útil del aparato, hay que colocar un segundo aparato, junto al primero, para que tomen datos simultáneamente y evitar artefactos en la serie temporal de temperatura acumulada.

Figura 3.15

Termómetro registrador o data logger de temperatura, sumergible.

Modelo TidBit de la marca ONSET. El cuerpo del aparato se encuentra protegido dentro de una bolsita de plástico transparente, mientras que el sensor ha quedado fuera de ella. El aparato, de pocos centímetros de diámetro, se encuentra enganchado a una estaca metálica clavada al fondo; la cual en este caso se encuentra conectada mediante un cabo de fondo a una parcela señalizada.

Tipología de “Estados de Conservación”

No existe una relación general entre la temperatura absoluta y la mortalidad de la pradera, ya que las praderas de distintas latitudes están probablemente aclimatas al régimen térmico del lugar. Parece que las praderas de *P. oceanica* son sensibles a los episodios de calor extremo. Se ha estudiado la relación entre la temperatura y la dinámica de la población de haces para una pradera de *P. oceanica* somera (7 m de profundidad) a una latitud media (Mallorca, Islas Baleares). Allí se observó que la mortalidad mensual de los haces aumentaba linealmente con la temperatura media mensual del agua, un 0,2% por grado centígrado (Díaz-Almela *et al.*, datos no publicados). A pesar de que aún no se saben definir umbrales claros de impacto, recomendamos medir la temperatura del agua por su alto poder diagnóstico: si se registra una ola de calor, en la cual, por ejemplo, el agua ha estado un grado por encima de lo normal durante quince días o más, debemos estar alerta, ya que podemos esperar (o explicar) una mayor mortalidad durante el otoño-invierno siguiente (Díaz-Almela *et al.*, datos no publicados) y un crecimiento vertical menor de los haces super-

vivientes (Mayot *et al.*, 2005). La probabilidad de la pradera de florecer será más alta, ya que, en esta especie, la floración parece una respuesta al estrés térmico (Díaz-Almela *et al.*, 2007a). Además, otras especies de la pradera y de hábitat aledaños probablemente sufrirán también (Romano *et al.*, 2000), mientras que el crecimiento de algas invasivas de origen tropical probablemente se vea favorecido (Giaccone & Di Martinov, 2000).

Factor 4. Especies invasoras

■ **Variable/índice 1: Presencia y abundancia de *Caulerpa spp.* o *Lophocladia lallemandii***

Tipo: estructural/función.

Aplicabilidad: obligatoria.

Frecuencia recomendada: anual, en verano (entre julio y septiembre).

Propuesta de métrica: para cada estación se consigna un dato de presencia/ausencia. Además, para

las estaciones con presencia del alga se combinan los datos de cobertura (%) con los de peso seco recolectado en un área conocida, para obtener una estima promedio de la biomasa de alga en gramos por metro cuadrado ($g_{(MS)}/m^2$).

Procedimiento de medición: en cada estación visitada, en los mismos cuadros de cobertura y densidad de *Posidonia oceanica*, se estima la cobertura de *Caulerpa* spp. y la de *Lophocladia lallemandii*, según la proyección vertical de los frondes sobre el fondo. Además, se explora visualmente el área de la estación (unos 20 m en derredor) por si se encontraran estas algas en alguna zona externa a los transectos. En 3 subcuadros de 20x20 cm², con cobertura del 100% a ser posible, se arranca toda la *Caulerpa* que haya. En otros 3 subcuadros se arranca toda la *Lophocladia lallemandii* que haya. Todo ello, con cuidado de no dejar escapar fragmentos (para incrementar la exactitud de la medida y para evitar que el fragmento colonice otras zonas). Las seis muestras de algas se secan en una estufa a 60 °C durante toda la noche y se pesan.

Tipología de “Estados de Conservación”:

la clasificación se basa en resultados aún no publicados de Marbà *et al.*, para *Caulerpa* spp. y en los resultados de Ballesteros *et al.*, (2007), en el caso de *Lophocladia lallemandii*.

- *Favorable:* no se observa presencia de *Caulerpa taxifolia*, *Caulerpa racemosa* ni de *Lophocladia lallemandii* en la estación.
- *Desfavorable-inadecuado:* se observa presencia de *C. taxifolia* o *C. racemosa* en la estación, sólo en algunos claros. Las caulerpas no penetran entre los rizomas de la pradera. La biomasa de estas especies es menor de 10 $g_{(ms)}/m^2$. Y/o el alga *Lophocladia lallemandii* está presente en la estación, sólo como epífito en los rizomas y hojas de los bordes de los claros de la pradera y no forman estructuras densas sobre el dosel foliar.
- *Desfavorable-malo:* se observa presencia de *C. taxifolia* y/o *C. racemosa* en la estación. Estas algas penetran entre los rizomas de la pradera y pueden enroscarse a éstos y colonizar el dosel foliar. La biomasa de estas especies es superior a 10 $g_{(ms)}/m^2$. Y/o el alga *Lophocladia lallemandii* está presente en la estación y llega

a formar estructuras densas sobre el dosel foliar en los bordes o en las zonas poco densas de la pradera, de 500 cm² o mayores.

Aunque *C. prolifera* es una especie no exótica en el Mediterráneo, su proliferación también puede acelerar el declive de *P. oceanica* de la misma forma que con las caulerpas exóticas. Por tanto, para esta especie puede aplicarse la misma tipología de “Estados de Conservación” descritos en este apartado.

3.3.2. Protocolo para determinar el estado de conservación global de la estructura y función

Protocolo general

■ Por estación de la pradera

El estado de conservación global de la estructura y función de la pradera en una estación puede determinarse según el “Estado de conservación” de las distintas variables estructurales y dinámicas de *P. oceanica* y de las variables ambientales cuantificadas.

Variables estructurales de *P. oceanica*:

- límites someros
- límites profundos
- densidad global
- crecimiento neto de la población

Variables ambientales:

- tasa de sedimentación total, orgánica (o tasa de sedimentación de fósforo)
- concentración de sulfuro de hidrógeno en el sedimento
- transparencia del agua
- presencia y abundancia de *Caulerpa* spp. o de *Lophocladia lallemandii*

- Clasificación del estado de conservación global de la estación de la pradera

Favorable: todas las variables estructurales y ambientales se clasifican como “favorables”.

Desfavorable-inadecuado: algunas variables estructurales se clasifican como “favorables” y otras como “desfavorable-inadecuado”, o todas las variables estructurales se clasifican como “favorables”, pero al menos una variable ambiental se clasifica como “desfavorable-malo”, o bien más

de una variable ambiental se clasifica como “desfavorable-inadecuado”.

Desfavorable-malo: al menos una variable estructural se clasifica como “desfavorable-malo”

■ Por pradera o localidad

Cuando en una pradera se evalúa el estado de conservación en más de una estación proponemos clasificar el estado de conservación de la pradera entre “favorable, desfavorable-inadecuado y desfavorable-malo” de la forma siguiente:

Favorable: el estado de todas las estaciones es “favorable”

Desfavorable-inadecuado: el estado algunas estaciones es “favorable” y otras “desfavorable-inadecuado” o el estado de todas las estaciones es “desfavorable-inadecuado”.

Desfavorable-malo: el estado de alguna estación es “desfavorable-malo”

■ Por región biogeográfica

Se calcula el porcentaje de localidades examinadas que se encuentran en estado “favorable”, “desfavorable-inadecuado” y “desfavorable-malo”. A este respecto conviene recordar que, según la UE, si más de un 25% de las localidades examinadas se encuentran en estado “desfavorable”, se considera que el estado global del tipo de hábitat 1120* en la región mediterránea española es desfavorable-malo. El protocolo propuesto para determinar el estado de la conservación global del hábitat puede variar según avancen el desarrollo y la validación de indicadores de estado del tipo de hábitat 1120*. Varios grupos de investigación están trabajando en esta línea, con financiación nacional, autonómica y europea, con el fin de obtener indicadores y métricas útiles para la implementación de directivas (DMA).

3.3.3. Protocolo para establecer un sistema de vigilancia global del estado de conservación de la estructura y función

Red de muestreo

Como se puede observar en los mapas y tablas de la sección 2.2, una fracción importante del tipo de hábitat 1120* se encuentra dentro de zonas LIC costeras. Además, existe ya cierta infraestructura de

vigilancia del estado de este tipo de hábitat en el Mediterráneo español, consistente en una serie de redes de monitorización de las praderas de angiospermas marinas, organizadas o financiadas con fondos públicos y con una base de voluntariado.

Las redes de vigilancia de la salud de las praderas de angiospermas marinas se iniciaron para vigilar y alertar de las fuertes pérdidas de estos tipos de hábitat que se producían por el crecimiento de las construcciones y polución costeras y, también, como instrumentos de concienciación a la sociedad sobre la importancia de estos tipos de hábitat y los riesgos de su destrucción. Los primeros programas fueron iniciados hacia 1980 en Australia, EEUU y Francia. En la actualidad, más de 40 países han desarrollado programas de vigilancia de praderas para 31 especies de angiospermas marinas. Algunos de esos programas se han unido en redes internacionales, como *SeagrassNet* (<http://www.seagrassnet.org>).

Para las praderas de *P. oceanica*, existe una red nacional de seguimiento en Francia y 4 redes regionales de seguimiento en España: en la Región de Murcia, Comunidad Valenciana, Islas Baleares y Cataluña (ver tabla 3.4). No existe, aún, una red de seguimiento de las praderas andaluzas ni de las costas de Melilla. Sin embargo, en 1998 se constituyó la Red de Voluntarios Ambientales del Litoral Andaluz. Dentro de este programa, se pretende organizar una red de control de las praderas de *Posidonia oceanica*, que comenzará próximamente (Montero-Jiménez & Codina-Soler, 2004).

Fieles a su doble función de vigilancia y de concienciación y divulgación social, todas estas redes están integradas por técnicos de alguna institución pública o privada y por voluntarios, por lo general miembros y clientes de clubes de buceo o estudiantes.

Muchas de las praderas vigiladas por estas redes se encuentran en zonas LIC, aunque no todas. Hoy en día, la tendencia de estas redes, como ya ha ocurrido en otros países, es a coordinarse en una red nacional, para poner sus datos y experiencias en común y, así, obtener una visión general de la situación de las praderas de *P. oceanica* en las costas españolas. Es necesario, también, que armonicen sus metodologías y definir un núcleo de variables comunes, para que sus resultados sean más fáciles de comparar. Ha habido algún avance en esta dirección, ya que se han organizado dos puestas

Tabla 3.4

Redes de vigilancia de las praderas de *P. oceanica* en España.Datos basados en Montero-Jiménez & Codina-Soler, 2004; Ruiz-Fernández *et al.*, 2006a; e IEL, 2007.

Comunidad Autónoma	Integrantes y colaboradores	Año inicio	Número de praderas o estaciones	Cartografía	Variables medidas y otros datos disponibles	Dirección y teléfono:
Andalucía	Aula del Mar de Málaga Patrocinador: Junta de Andalucía			No, cartas de distribución: Moreno & Guirado, 2003; Moreno <i>et al.</i> , 2004		Secret. Téc. Red de Voluntarios Ambientales del Litoral Andaluz. Aula del Mar de Málaga Avda. Manuel Agustín Heredia, 35 29001 Málaga. Telf: 952 22 95 81 crema@auladelmar.info http://www.auladelmar.info
Región de Murcia	IEO - Murcia, 14 clubes de buceo, aprox. 50 voluntarios/año Col: Universidad de Murcia, FASRM	2004	13 Loc. 16 Est.	1988 1998	Cobertura, densidad, reclutamiento neto en parcelas fijas, enterramiento de haces, macrofauna, límites profundos, presencia de <i>Caulerpa racemosa</i> o <i>C. taxifolia</i>	Instituto Español de Oceanografía. Centro Oceanográfico de Murcia. C/. Varadero, 1. Lo Pagán 30740 San Pedro Del Pinatar Telf: 968 18 05 00 jmruiz@mu.ieo.es http://www.carm.es/cagric/home.jsp
Comunidad Valenciana	Instituto de Ecología Litoral, 16 clubes de buceo, aprox. 100 voluntarios/año Col: CAM, Diputación de Alicante, Volcam	2001	17 Loc. 31 Est.	No, algunas locales	Cobertura, densidad, presencia de <i>C. racemosa</i> o <i>C. taxifolia</i> , presencia y abundancia de nacras (<i>Pinna nobilis</i>)	Institut d'Ecologia Litoral C/. Jacinto Benavente, 21. 03560 El Campello Telf: 965 65 76 90 voluntariado@ecologia-litoral.com http://ecologia-litoral.com/volunt.htm

Sigue ►

en común en la isla de Tabarca, de las cuales salió un documento conjunto (Montero-Jiménez & Codina-Soler, 2004). Pero se hace necesario un mecanismo más estable de coordinación y apoyo mutuo. Una red nacional de vigilancia del tipo de hábitat de interés comunitario 1120* en las zonas LIC españolas podría ser el catalizador de esta coordinación. Sería deseable que, a su vez, esta red coordinada se integrara en alguna o varias de las redes internacionales, como *SeagrassNet* o *SeagrassWatch*, para el intercambio de experiencias, métodos y resultados con otros países.

Directrices

Corresponde a los actores que conforman estas redes de vigilancia establecer unas directrices y protocolos comunes, basándose en su experiencia acumulada y en el mantenimiento de las series temporales ya obtenidas. Sin embargo, vamos a realizar aquí una propuesta, tratando de obtener un máximo común denominador a partir de las estrategias de las distintas redes y proponiendo la incorporación de algunas variables (explicadas en la sección 3.3), basándonos en avances recientes en el conocimiento de los factores y predictores de la dinámica de poblaciones de las praderas de *P. oceanica*.

► Continuación Tabla 3.4

Comunidad Autónoma	Integrantes y colaboradores	Año inicio	Número de praderas o estaciones	Cartografía	VARIABLES medidas y otros datos disponibles	Dirección y teléfono:
Islas Baleares	DGP – CAIB, 14 clubes de buceo, 5 parques naturales, Fundación Rotger i Villalonga, grupo voluntarios de la UIB, grupo voluntarios R.M bahía de Palma, Prot. Civil Calvià. Aprox. 110 voluntarios/año Col: LIFE-Posidonia, IMEDEA	2002	30 Loc.	Algunas LIC: 2007 y algunas locales anteriores	Densidad, cobertura, reclutamiento neto, mortalidad y natalidad de haces en parcelas fijas, sedimentación bentónica, macrofauna	Dir. Gral. Pesca. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Govern de les Illes Balears C/. Foners, 10. 07006 Palma de Mallorca Telf: 971 17 61 00 lifeposidonia@dgmam-bie.caib.es http://lifeposidonia.caib.es
Cataluña	CRAM, 23 clubes de buceo, aprox. Aprox 75 voluntarios/año Col: DGPAM	1998	35 Loc.	2001	Límites profundos, densidad, cobertura	CRAM (Fundació per a la Conservació i Recuperació d'Animals Marins) Camí Ral, 239. 08330 Premià de Mar Telf: 93 752 45 81 fanerogames@cram.es, http://www.cram.es http://www.gencat.net/darp/faneroga.htm

Del examen de la tabla 3.4 se deduce rápidamente que los únicos parámetros medidos por todas las redes son la cobertura y densidad de las praderas. Casi todas las redes utilizan un muestreo estratificado irregular, con una o varias estaciones de medición por localidad o por pradera. Dependiendo de su superficie y rango de profundidades, el número y disposición de las estaciones de muestreo por pradera también varía: la red de vigilancia valenciana tiene dos estaciones por localidad, una somera y otra profunda, en casi todas las praderas, la red de las Islas Baleares tiene hasta cuatro estaciones de muestreo, siguiendo un gradiente de profundidades, y la red murciana tiene hasta seis subestaciones de muestreo por estación y un número variable de estaciones por pradera, dependiendo también de su extensión y rango de profundidades, pero en la práctica, suele medir solamente tres subestaciones por estación, debido al gran esfuerzo y despliegue humano que requeriría medir en todas.

Las estaciones y subestaciones de muestreo suelen estar marcadas por piquetas permanentes, o por

grupos de tres parcelas de contaje permanentes. Sólo dos redes complementan sus transectos con contajes de haces en parcelas permanentes (Región de Murcia e Islas Baleares), sólo una red mide el grado de desenterramiento de los haces (Región de Murcia) y sólo una mide las tasas de sedimentación bentónica y la temperatura (Islas Baleares), mientras que ninguna mide la transparencia del agua con disco de Secchi. Sin embargo, consideramos que todas estas mediciones, especialmente los predictores ambientales, son tan importantes como los muestreos de densidad y cobertura en transectos, y que deberían ser incorporadas rutinariamente a las redes, ya que, además, son parámetros fáciles de medir, según se detalla en la sección anterior.

Un mayor número de estaciones por pradera aumenta la precisión de las medidas, pero consume un esfuerzo que podría emplearse en vigilar más localidades (Short & Coles, 2001). Encontrar un compromiso no es sencillo y depende, en gran medida, del tamaño de cada pradera. Sugerimos un muestreo estratificado con un número variable de estaciones por

localidad, dependiendo del rango de profundidad de cada pradera: una pradera que tenga un rango amplio de profundidades (por ejemplo, entre 5 y 30 m de profundidad) tendría tres estaciones de muestreo, siguiendo el gradiente batimétrico: una estación somera (a 5-7 m de profundidad, otra intermedia (14-15 m de profundidad) y otra profunda, en el borde de la pradera. Si la pradera tiene un rango más estrecho de profundidad, o no es posible realizar ese

esfuerzo de muestreo, se puede eliminar la estación intermedia, quedando una estación profunda y otra somera por localidad. Incluso, para localidades con praderas muy poco extendidas o a manchas, se puede reducir a una sola estación. En el caso de praderas más o menos continuas, cada estación es señalizada por tres parcelas permanentes de contaje de haces, separadas 5-10 m entre sí, dispuestas más o menos paralelas a la costa (ver figura 3.16).

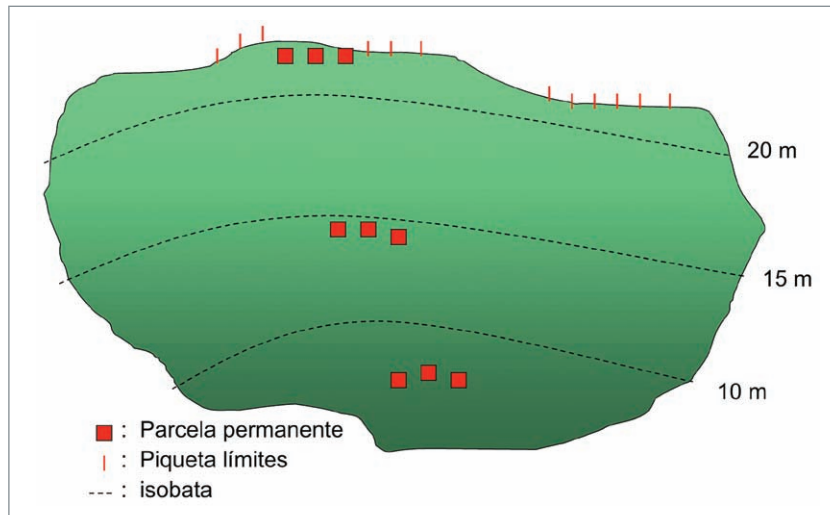


Figura 3.16

Esquema general de muestreo en una localidad o pradera extendida en un rango amplio de profundidades.

Cada conjunto de parcelas señala una estación en la pradera. De cada parcela parte un transecto de cobertura y densidad que constituye una subestación de muestreo.

En el límite profundo de la pradera se puede instalar un número variable de estaciones para la vigilancia de los límites de la pradera usando piquetas.

Cada pareja de buceadores realiza el contaje de densidad en la parcela permanente y además utiliza la parcela como punto de partida para realizar un transecto de cobertura de 20 m. Alrededor de cada transecto también se toman de 3 a 5 mediciones de densidad al 100% de cobertura, 3 a 5 medidas de enterramiento de los haces, contajes de macrofauna (holoturias, erizos, espirógrafos, nacras) en el mismo transecto de cobertura. Se recomienda, en lo posible, realizar muestreos específicos en el caso de las nacras, según se especifica en la sección 3.2, ya que se ha observado una gran diferencia entre los contajes casuales a lo largo del transecto de cobertura y los contajes en muestreos *ex profeso* (Ruiz-Fernández *et al.*, 2006b). En cambio, sólo se instalarían

dos trampas bentónicas por estación (dos someras, dos intermedias, dos profundas) y se recogerían de 5 a 10 haces verticales largos por estación.

Del contaje de los haces en las tres parcelas permanentes de cada estación, se obtendrá una densidad global promedio y una desviación estándar para la estación, cuya evolución interanual es más sensible a los cambios que la medida con los transectos (ver sección 3.3). La comparación con la densidad global promedio obtenida de los transectos de la estación permitirá comprobar que la densidad de las parcelas se corresponde con el rango de la estación y que su dinámica puede considerarse representativa de la estación.

En localidades a manchas pequeñas se sustituyen los contajes en parcelas permanentes por mediciones del tamaño de las manchas (ver sección 3.3.1).

La medición de la transparencia del agua basta realizarla en la estación profunda, cuando no se detecte variación espacial de la transparencia perpendicular a la costa. La medición del disco de Secchi debe hacerse siempre en un mismo punto y con la mayor frecuencia posible (ver sección 3.3.1).

Las parcelas de la estación profunda, al estar colocadas cerca del borde de la pradera, también servirán

para medir los avances o retrocesos del límite profundo (Ruiz *et al.*, 2006a). Se pueden añadir piquetas adicionales para extender la vigilancia del límite profundo a una longitud mayor de pradera.

Para vigilar los límites someros se realizarán, además ,transectos perpendiculares a la costa en los lugares amenazados o se compararán fotografías aéreas quinquenales en los lugares no amenazados, según se detalla en los protocolos de la sección 3.3.1.

En la tabla 3.5 resumimos las distintas variables (obligatorias y recomendadas) propuestas en la sección 3.3.1.

Variable/Índice	Pradera amenazada	Pradera no amenazada	Aplicabilidad
Límite profundo	Anual o bienal	Quinquenal	Obligatoria
Límite somero	Anual o bienal	Quinquenal	Obligatoria
Tamaño manchas	Anual	Bienal	Oblig. si aplicable
Cobertura	Anual	Bienal o quinquenal	Obligatoria
Índice de Conservación (IC)	Anual	Bienal o quinquenal	Oblig. si aplicable
Densidad global	Anual	Bienal o quinquenal	Obligatoria
Desenterramiento haces	Anual	Bienal	Obligatoria
Crec. neto población de haces	Anual	Bienal	Obligatoria
Mortalidad de haces	Anual	Bienal	Recomendada
Natalidad de haces	Anual	Bienal	Recomendada
Crecimiento vertical	Bienal	Quinquenal	Recomendada +
Sedimentación bentónica	Estacional el primer año, luego anual		Obligatoria
Sedimentación orgánica	Estacional el primer año, luego anual		Obligatoria
Sedimentación de fósforo	Estacional el primer año, luego anual		Recomendada
Sedimentación de hierro	Estacional el primer año, luego anual		Recomendada
Concentración de sulfhídrico	Estacional el primer año, luego anual		Recomendada
Transparencia del agua	Semanal - estacional	Semanal - anual	Obligatoria
Temperatura	Horaria (recogida semestral o anual)		Obligatoria
Algas invasoras	Anual	Anual	Obligatoria
Especies indicadoras	Anual	bienal	Recomendada

Tabla 3.5

Resumen de las variables e índices a medir en las praderas de *P. oceanica* vigiladas y sus frecuencias de muestreo recomendadas según las praderas tengan algún tipo de amenaza o no.

Estaciones de Referencia

En esta sección se indican como “Estaciones de Referencia” aquellas praderas que se considera que actualmente están en mejor estado de conservación para cada región natural. Proponemos las siguientes localidades y estaciones de referencia para la red de vigilancia del tipo de hábitat 1120* en las zonas LIC. La propuesta se basa en los resultados de las redes de vigilancia de las praderas de las 4 regiones (Montero-Jiménez & Codina-Soler, 2004; Ruiz-Fernández *et al.*, 2006), de Romero *et al.*, (2007) para las costas catalanas y de la segunda cartografía bionómica de los fondos de la Región de Murcia (Calvín-Calvo *et al.*, 2004). Para las praderas de Andalucía, la propuesta se basa en los datos y observaciones de Moreno & Guirado (2003).

■ Subregión 1: Golfo de León

En esta subregión, según los datos de la red catalana, puestos en común en el Encuentro de Tabarca, donde los datos de densidad y cobertura de todas las regiones fueron comparados, no existe ninguna pradera cuyo estado sea “óptimo”. Existen cinco praderas cuyo estado es “bueno”, doce localidades “con síntomas de alteración” y seis localidades cuyo estado está “muy alterado”, según la clasificación general de los autores (Montero-Jiménez & Codina-Soler, 2004). Un estudio reciente de Romero *et al.*, (2007) sobre el estado de las masas de agua costeras catalanas, evaluado utilizando como indicador biológico las praderas de *P. oceanica*, revela que existen tres localidades en “muy buen estado”, todas ellas en la zona del Cabo de Creus, trece en “buen estado”, tres en estado “mediano” a “malo” y tres en estado “malo” o “muy malo”. De entre estas praderas sugerimos dos para esta región natural: una en la zona del cabo de Creus y otra en el macizo de Cadiretes.

- **Localidad 1: Jugadora**
Cuadrícula UTM (1x1 km / 100x100 m)
Masa de Agua: 101005
Código espacio red Natura 2000: ES5120007
- **Localidad 2: Fenals**
Cuadrícula UTM (1x1 km / 100x100 m)
Masa de Agua: 101014
Código espacio red Natura 2000: ES5120013

■ Subregión 2: Delta del Ebro

En esta región proponemos una estación de referencia al norte del delta. Esta estación no es vigilada por la red catalana, aunque se encuentra cercana a la pradera de Vandellós, que sí es vigilada por la red. En cambio, la pradera que proponemos está integrada en la red de seguimiento de las masas de agua costeras catalanas (ACA). Según Montero-Jiménez & Codina-Soler (2004), en esta zona tampoco se encuentra ninguna pradera en estado óptimo. Al norte del delta se encuentran dos praderas cuyo estado es bueno, seis con síntomas de alteración y una muy alterada.

- **Localidad 1: P'Hospitalet de P'Infant**
Cuadrícula UTM (1x1 km / 100x100 m):
Masa de Agua: 101031
Código espacio red Natura 2000: ES5140001

Al sur del delta sólo se encuentran praderas con síntomas de alteración según la red valenciana (IEL, 2007). Habría que comprobar si las praderas que aparecen en el *Atlas de los Hábitat de España* entre Alcossebre y Oropesa (masas de agua 810003 y 810005 y zonas LIC ES5223036 y ES0000060), que por el momento no son seguidas por la red valenciana, se encuentran en mejor estado y podrían ser apropiadas como localidades de referencia. En caso negativo solamente habría una localidad de referencia para la subregión del delta del Ebro.

■ Subregión 3: Levante

Esta región baña tres comunidades autónomas. En dos de ellas (Región de Murcia y Comunidad Valenciana) existen redes de vigilancia de las praderas, mientras que en Andalucía esta red aún no existe. Propondremos dos localidades de referencia para cada Comunidad.

En las costas de Alicante, según Montero-Jiménez & Codina-Soler (2004) hay cuatro localidades monitoreadas cuyo estado es “óptimo”, cuatro cuyo estado es “bueno”, cuatro que presentan síntomas de alteración y una pradera alterada. Las praderas de Altea y Tabarca se encuentran en estado “óptimo”, aunque según la memoria más reciente de la red (IEL, 2007), el estado de estas praderas se ha reducido a “bueno”. Pero según este informe, no hay en 2007 ninguna pradera alicantina cuyo estado se

pueda considerar mejor, de modo que mantengamos la selección anterior. En la localidad de Altea no han aparecido caulerpas exóticas aún, mientras que en Tabarca ya se ha detectado *Caulerpa racemosa* (IEL, 2007).

- **Localidad 1 (Alicante): Altea**
Cuadrícula UTM (1x1 km / 100x100 m)
Masa de Agua: 810027
Código espacio red Natura 2000: ES5211009
- **Localidad 2 (Alicante): Tabarca**
Cuadrícula UTM (1x1 km / 100x100 m)
Masa de Agua: 810036
Código espacio red Natura 2000: ES5213024

En las costas murcianas, el estado de las praderas en 2004, visitadas entonces sólo una vez, fue tipificado como “bueno” en siete localidades, “con síntomas de alteración” en la isla del Fraile, y como “alterado” en San Pedro del Pinatar - El Mojón (Montero-Jiménez & Codina-Soler, 2004). En las siguientes visitas de la red, se ha podido constatar que el estado de las praderas es en general muy bueno y estable, salvo en Cala Cerrada (Cabo Tiñoso), debido a los fondeos incontrolados, en la Isla del Fraile y en El Mojón. Como localidades de referencia proponemos, en la zona norte, la pradera de Calblanque (localidad: Cala Reona) o bien la pradera de la Manga (localidad: Isla Grossa), las dos mayores praderas de la región (Calvín-Calvo *et al.*, 2004). Más al sur, proponemos como referencia la pradera de Puntas de Calnegre y Cabo Cope, por tratarse de un cinturón extenso de pradera y una zona no urbanizada. Sin embargo, los grandes planes de urbanización de la marina de Cope y Calnegre (proyectados por el ayuntamiento de Lorca y el gobierno de la Región de Murcia, que en estos momentos se encuentran recurridos judicialmente por el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino), de llevarse a cabo, podrían reducir la calidad de esta zona como referencia. Además, en este momento no hay ninguna estación de la red de vigilancia situada en esta zona. No obstante, consideramos que las praderas frente a puntas de Calnegre serían lugares adecuados, ya que estos montes quedan excluidos del proyecto de urbanización.

- **Localidad 3 (Región de Murcia): Calblanque – Cala Reona**
Cuadrícula UTM (1x1 km / 100x100 m)

Masa de Agua: 710015

Código espacio red Natura 2000: ES6200029 y ES6200048

- **Localidad 4 (Región de Murcia): Puntas de Calnegre (Tercera Cala – Calahonda)**
Cuadrícula UTM (1x1 km / 100x100 m)
Masa de Agua: 710012
Código espacio red Natura 2000: ES6200029 y ES6200048
- **Localidad 5 (Almería): Cala Cocedores – San Juan de Terreros**
Coordenadas: 37° 22,50' N; 1° 37,50' W
Masa de Agua: 710024
Código espacio red Natura 2000: ES6110010

Esta localidad se encuentra junto al límite meridional de la Región de Murcia. En esta zona hay praderas extensas (continuación de las del sur de la Región de Murcia) desde la orilla hasta los 30 m de profundidad, que llegan hasta Villaricos.

- **Localidad 6 (Almería): Morrón de los Genoveses**
Cuadrícula UTM (1x1 km / 100x100 m)
Masa de Agua: 610019
Código espacio red Natura 2000: ES0000046

Esta pradera tiene escaso desarrollo por la influencia de una rambla, pero ésta es la fisionomía de la mayor parte de las praderas al sur de Aguamarga, de modo que esta pradera resulta representativa de la zona. Además, la pradera del Morrón de los Genoveses se encuentra en una reserva integral.

■ Subregión 4: Promontorio Balear

Según Montero-Jiménez & Codina-Soler (2004), el estado de todas las praderas monitorizadas por la red balear en 2004 era “óptimo” en todas ellas, lo cual dificulta la elección de una pradera de referencia. Dada la gran extensión costera del archipiélago y sus múltiples orientaciones a los vientos, propondremos 1-2 praderas de referencia por isla, basándonos en la lejanía de estas praderas a lugares urbanizados, en su grado de protección legal y en el desarrollo y extensión de la pradera:

- **Localidad 1 (Menorca): Cala Algaiarens o bien Cala Tirant**

Cuadrícula UTM (1x1 km / 100x100 m)
Masa de Agua: 1110051
Código espacio red Natura 2000: ES5310069
o ES5310035

Ambas praderas se encuentran en la reserva marina del norte de Menorca y están entre las monitoreadas por la red balear de vigilancia de las praderas de *P. oceanica*.

- **Localidad 2 (Mallorca): Cala Matzoc**

Cuadrícula UTM (1x1 km / 100x100 m)
Masa de Agua: 1110042
Código espacio red Natura 2000: ES0000227

Esta pradera se encuentra entre las monitoreadas por la red balear de vigilancia de las praderas de *P. oceanica*.

- **Localidad 3 (Cabrera): Cala Santa María**

Cuadrícula UTM (1x1 km / 100x100 m)
Masa de Agua: 1110046
Código espacio ed Natura 2000: ES0000083

Esta pradera puede también constituir una referencia para las praderas del sur de Mallorca, dada su orientación y su cercanía a esta isla.

- **Localidad 4 (Ibiza): Tagomago o bien Islotes de Santa Eulalia**

Cuadrícula UTM (1x1 km / 100x100 m)
Masa de Agua: 1110059 o bien 1110060
Código espacio red Natura 2000: ES0000082,
ES5310107 o bien ES0000242

Las praderas de los islotes de Sta. Eulalia se encuentran entre las monitoreadas por la red balear de vigilancia de las praderas de *P. oceanica*.

- **Localidad 5 (Ibiza): Islotes de Poniente**

Cuadrícula UTM (1x1 km / 100x100 m)
Masa de Agua: 1110056
Código espacio red Natura 2000: ES5310023,
ES5010104

- **Localidad 6 (Formentera): Islote de Espardell**

Cuadrícula UTM (1x1 km / 100x100 m)
Masa de Agua: 1110063
Código espacio Red Natura 2000: ES0000084

Esta pradera se encuentra en la reserva marina integral del parque de Ses Salines de Ibiza y Formentera. Se encuentra alejada de influencias humanas aunque hasta ella han llegado las invasiones de *Lophocladia lallemandii* (Ballesteros *et al.*, 2007)

- **Localidad 7 (Formentera): La Mola**

Cuadrícula UTM (1x1 km / 100x100 m)
Masa de Agua: 1110065
Código espacio red Natura 2000: ES5310024

- **Localidad 8 (Formentera): W Cabo de Berbería**

Cuadrícula UTM (1x1 km / 100x100 m)
Masa de Agua: 1110064
Código espacio red Natura 2000: ES5310025

Proponemos ambos cabos porque la isla de Formentera es una divisoria natural de dos masas de agua marinas. Por ello, pese a la corta distancia, las diferentes orientaciones a los vientos y la diferencia entre las masas de agua pueden tener efectos diferentes en la dinámica de las praderas.

■ Subregión 5: Mar de Alborán

- **Localidad 1 (Almería): Roquetas de Mar y sus bajos**

Coordenadas: 36° 46,00' N; 2° 36,00' W
Masa de Agua: 610017
Código espacio red Natura 2000: ES56110019

- **Localidad 2 (Alemería): Punta Negra**

Coordenadas: 36° 44,50' N; 3° 12,50' W
Masa de Agua: 610015
Código espacio red Natura 2000: ES56140014

Frecuencia (periodicidad) de muestreo

La frecuencia de muestreo en cada tipo de hábitat de importancia comunitaria ha de ser de, al menos una vez por cada período de evaluación del estado de conservación en el que se deba presentar un informe a la Comunidad Europea (cada seis años), siendo no obstante recomendable realizar una evaluación más frecuente, al menos en el caso del tipo de hábitat de importancia comunitaria 1120*. Según la tabla 3.5, donde se resumen las variables a medir y la frecuencia de muestreo recomendada para cada

una de ellas, se recomienda realizar campañas anuales, para las praderas bajo algún tipo de amenaza (cercanas a lugares urbanizados, etc.) y bienales para el resto. Además, el muestreo de las variables ambientales predictivas debería ser anual para todas las praderas para poder evaluar el riesgo en todas ellas. Por último, dada la estacionalidad de muchas de estas variables ambientales, y de algunas estructurales, conviene realizar los muestreos anuales siempre en la misma estación del año para cada localidad, e incluso en el mismo mes, a ser posible entre mayo y agosto. Como se detalla más arriba, conviene muestrear la transparencia del agua con una frecuencia lo más alta posible, al menos en las localidades amenazadas. Los datos ambientales recomendados aquí son también útiles para la evaluación de las masas de agua, necesaria para la implantación de la Directiva Marco del Agua (2000/60/CEE).

3.4. EVALUACIÓN PERSPECTIVAS DE FUTURO

Metodología para la evaluación de presiones impacto-riesgo

Para estimar la presión a que están sometidas las distintas praderas, se aprovechará la información generada para la Directiva Marco del Agua (2000/60/

CEE) en cada masa de agua., el análisis de presiones en cada masa de agua se realizará a partir de los datos de cada demarcación hidrográfica donde se halle el LIC. Por una parte, se determinarán las presiones antrópicas que afectan a las masas de agua donde se encuentran los LIC. Por ejemplo, indicamos en la tabla 3.6 las presiones para las masas costeras medida por la Agencia Catalana del Agua (ACA, 2006, capítulo 3), algunas de los cuales han demostrado una clara correlación con la salud de las praderas de *P. oceanica* (Romero *et al.*, 2006).

El impacto se determinará directamente de los resultados obtenidos de estado ecológico, según la metodología propuesta. Finalmente, el riesgo será una combinación de los grados de presión y de impacto. Los análisis deberán adaptarse para que el resultado final para cada tipo de hábitat de interés comunitario sea “sin riesgo” o “con riesgo”. El análisis de riesgo se determinará primero para cada localidad o pradera, después, se calculará un riesgo global dentro de cada LIC. y, por último, se estimará el riesgo-impacto para cada masa de agua donde se encuentre el tipo de hábitat 1120* teniendo en cuenta los cambios en su superficie y distribución, en caso de que se hayan dado. Finalmente, a partir de estos riesgos por masa de agua, se calcula un riesgo-impacto medio global para cada subregión mediterránea.

Tabla 3.6

Presiones evaluadas y umbrales de significación considerados en el análisis de presiones e impactos en las masas de agua costeras y de transición –tipo Bahía- de Cataluña (MA: Masa de agua).

Las fórmulas de los índices utilizados se especifican en ACA, (2006, capítulo 4; Romero *et al.*, 2007).

Tipo de presión	Presión	Umbral
Alteraciones morfológicas	Artificialización de costa	0,5
	Regeneración de playas	80 miles de m ³ / km
Contaminación: Fuentes puntuales	Urbanos (sistemas de saneamiento)	175 kg/(día x km)
	Urbanos (deficiencias)	Criterio experto de la Agencia
	Urbanos (lluvias)	Criterio experto de la Agencia
	Industriales (biodegradables)	175 kg/ (día x km)
	Industriales (no biodegradables)	1.000 m ³ / (día x km)
	Ríos	100 kg / (día x km)
		100 kg / (día x km)
100 kg / (día x km)		
Fuentes difusas (usos del suelo)	Canales	100 kg / (día x km)
	Agrícolas	60 ha / km
	Urbanos	30 ha / km
Otras presiones	Turismo	5.000 plazas / km
	Pesca	500 miles euros / km
	Puertos	100 amarres / km
		7 embarcaciones / km
100 embarcaciones / km		



4. RECOMENDACIONES PARA LA CONSERVACIÓN

Esta sección es un resumen del manual de gestión del tipo de hábitat 1120* recientemente publicado en la página web de la red Natura 2000 (Díaz-Almela & Duarte, 2008).

■ Regulación

Las praderas de *P. oceanica* son tipos de hábitat naturales que, en principio, son capaces de automantenerse sin intervención humana, siempre que sus requerimientos ambientales se mantengan. Esta condición, en apariencia sencilla, se vuelve cada vez más difícil de asegurar ya que, las condiciones requeridas (aguas transparentes y pobres en nutrientes y sedimentos estables con poca materia orgánica) son precisamente las que se alteran con el incremento del desarrollo costero. El crecimiento extremadamente lento de esta planta agrava la sensibilidad de este tipo de hábitat al deterioro de las condiciones. Incluso si se han restablecido las condiciones iniciales del biotopo, la recuperación del área perdida puede requerir siglos. Por lo tanto, la gestión más efectiva es aquella que procure minimizar la pérdida de este tipo de hábitat, manteniendo las condiciones adecuadas de las aguas y los fondos y los cambios artificiales de las corrientes costeras, que pueden provocar fenómenos de erosión o enterramiento de las praderas. Sólo una filosofía de desarrollo sostenible es compatible con preservar este tipo de hábitat y su importante rol en el mantenimiento de un ambiente marino saludable.

Las praderas de *P. oceanica* están protegidas a nivel europeo como tipo de hábitat prioritario (Dir 92/42 CEE 21/05/92 y 97/62/CE 27/10/1997:) y como especie (Convención de Berna, anexo 1). La pesca de arrastre está expresamente prohibida también a este nivel (Regulación Pesquera 1626/94). A nivel nacional, el tipo de hábitat 1120* está protegido en España (RD 7/12/1995, BOE nº310) y Francia. En este país, además, *P. oceanica* está también protegida como especie (Arreté Ministeriel 19/07/1988). A nivel regional, también está protegida como especie en Cataluña (orden 91.210.098 DOGC nº 1479 12/08/1991),

junto las demás fanerógamas marinas mediterráneas. En la Comunidad Valenciana y las Islas Baleares, la pesca de arrastre también está expresamente prohibida desde 1993 (Gravez & Boudouresque 2003). En las Islas Baleares también la acuicultura está expresamente prohibida sobre las praderas de *P. oceanica* (orden nº 19611 21/09/1993).

Por desgracia, estos textos legales son eludidos a menudo porque en ningún texto legal se ha definido cuál es el área mínima de pradera que merece tal protección como tipo de hábitat. Nosotros hemos defendido aquí que, cualquier área, por pequeña que sea, ocupada por esta planta, debe considerarse (a efectos legales) como tipo de hábitat 1120* y beneficiarse de su protección. Debido a este problema, la protección legal de *P. oceanica* como especie ha resultado más efectiva que su protección como tipo de hábitat, frente a las fuertes presiones ejercidas por promotores y autoridades locales (Crebassa, 1992).

El nuevo enfoque dado por la DMA, cuyo objetivo es mantener las condiciones de las masas de agua a niveles compatibles con los hábitat que bañan, puede llegar a ser una herramienta potente de regulación. Los avances científicos en la definición de ciertos umbrales de contaminación orgánica incompatibles con la estabilidad del tipo de hábitat 1120*, algunos de los cuales han sido expuestos como criterios de valoración en la sección 3.3, pueden ser herramientas para definir los umbrales de contaminación máxima de la masa de agua, compatible con el tipo de hábitat 1120*. Resumimos aquí:

- Tasas máximas de sedimentación bentónica sobre las praderas (Díaz-Almela *et al.*, 2008a):

Total: $4 - 6 \text{ g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$
Materia orgánica: $1 - 2 \text{ g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$
Nitrógeno: $0,03 \text{ g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$
Fósforo: $0,04 \text{ g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$

Estas tasas de sedimentación máxima requeridas son muy bajas, típicas de una planta oligotrófica aclimata a las condiciones naturales del Mediterráneo. Para conseguir estos objetivos, se requiere que los efluentes urbanos e industriales sean sistemáticamente depurados para eliminar la materia orgánica y el exceso de nutrientes. Se requiere, también, que se conserven las bandas de vegetación de ribera alrededor de ríos y de los ecosistemas lagunares. Las granjas de acuicultura deben regular su posición y aplicar criterios de eficiencia para no superar esos umbrales de sedimentación. Por lo general, esto requiere que ninguna jaula de peces sea instalada a menos de 800 m del borde de una pradera (Marbà *et al.*, 2006) y siempre lo más alejada de la costa que sea posible.

- Las salmueras producidas por las plantas desaladoras, si son devueltas al mar, deben ser desviadas hacia mar abierto mediante emisarios y los niveles de salinidad en la pradera de *P. oceanica* cercanas no deben superar los 38,5 psu en más del 25% de las muestras de agua tomadas por debajo del dosel foliar. Ni superar los 40 psu en más del 5% de las muestras (VV.AA., 2006; Sánchez-Lizaso *et al.*, 2008).
- Las aguas marinas de refrigeración de centrales eléctricas devueltas al mar no deben incrementar la temperatura media del agua en la pradera más de 1°C por encima de la temperatura media de la región (Thorhaug *et al.*, 1978).
- Aunque la extracción de áridos en lugares donde se encuentra el tipo de hábitat 1120* está prohibida en la mayoría de las legislaciones nacionales europeas, experiencias recientes hacen recomendar que se ha de realizar una vigilancia más efectiva de estas actividades, para vigilar

que la extracción se realice exclusivamente dentro de la zona designada, respetando las distancias de seguridad a los tipos de hábitat protegidos. También es necesario, a estos efectos, que se completen las cartografías bionómicas de los fondos costeros españoles.

■ Protección activa

Arrecifes artificiales contra la pesca de arrastre ilegal

En España, Italia y Francia, las restricciones contra la pesca de arrastre sobre tipos de hábitat sumergidos sensibles, como las praderas de *P. oceanica* o los fondos de *maërl*, han tenido que ser reforzadas con la instalación de arrecifes artificiales de protección. Éstos se han puesto usualmente para proteger las áreas marinas protegidas (AMP), pero conviene instalarlos de forma generalizada en otros lugares donde este tipo de hábitat esté amenazado, ya que, a menudo, la protección de una AMP mediante arrecifes ha tenido como efecto el desvío del problema hacia otros lugares que no gozan de esa protección, pero que también tienen ese tipo de hábitat (ver figura. 4.1) Para ser efectivos, el peso de los módulos debe estar dimensionado de modo que los barcos arrastres no puedan moverlos. A estos efectos, hay que tener en cuenta que, la potencia de estos barcos es a menudo 2-5 veces superior a la declarada. Su forma y sus dimensiones también han de tener en cuenta con respecto a las condiciones ambientales del lugar (resistencia del sustrato, corrientes, etc.). Los arrecifes protectores son operativos durante décadas y no requieren mucho mantenimiento, sino revisiones anuales o bienales para comprobar su posición y que no tienen redes enganchadas (con sónar o con buzos).

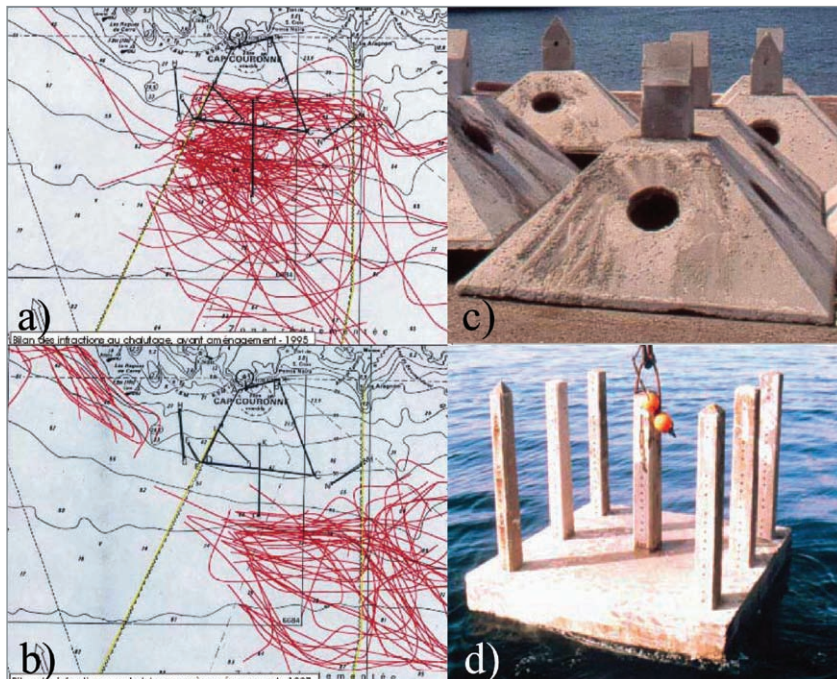


Figura 4.1

Trajectorias de los arrastreros en el AMP de Cap Couronne a) antes y b) después de la instalación de los arrecifes protectores. En negro se observa el polígono que delimita el AMP. c) Módulos de arrecife tipo "Sea-rock" y d) "Sotrape". Imágenes cedidas por Mr. Frédérick Bachet (director del AMP Parc Marin de la Côte Bleue)

Fondeos ecológicos y prohibición del fondeo libre sobre las praderas

Para evitar los daños erosivos del fondeo incontrolado sobre el tipo de hábitat 1120* y otros tipos de hábitat bentónicos, se han desarrollado fondeos "ecológicos" que minimizan el daño a estos tipos de hábitat (ver figura 4.2, Francour *et al.*, 2006). Si están disponibles, los marineros suelen preferir estos fondeos, que les resultan más seguros que el fondeo libre. Sin embargo, en áreas con una gran presión turística, como las Islas Baleares, donde recientemente se han instalado unos 400 fondeos ecológicos (dentro del proyecto EU Life-Posidonia, LIFE00/NAT/E/7303), éstos no suelen ser suficientes y la prohibición del fondeo libre necesita ser complementada con vigilancia efectiva y gestión de los fondeos ecológicos. Los fondeos ecológicos suelen instalarse en áreas marinas protegidas (AMP) en el marco de sus planes de gestión específicos, aunque pueden requerir la aprobación por parte de la administración regional y/o nacional.

Una guía muy útil para los fondeos ecológicos es el reciente trabajo de Francour *et al.*, (2006).

Según éste, es preferible instalar los fondeos en los claros de la pradera cuando sea posible. Para la arena existen unos anclajes con forma de tornillo de Arquímedes (ver figura 4.2a). Sobre los claros de roca se puede instalar un anclaje en placa (ver figura 4.2c). En los casos en que no se pueda evitar instalar un anclaje sobre pradera, existen los anclajes "Harmony", con forma de sacacorchos, diseñados para penetrar en la mata de *Posidonia*, aunque ésta debe ser compacta y tener un desarrollo superior a un metro (figura 4.2d). Los anclajes de arena y tipo Harmony son reversibles, es decir, se pueden sacar y colocar en otro lugar, sin dañar el fondo.

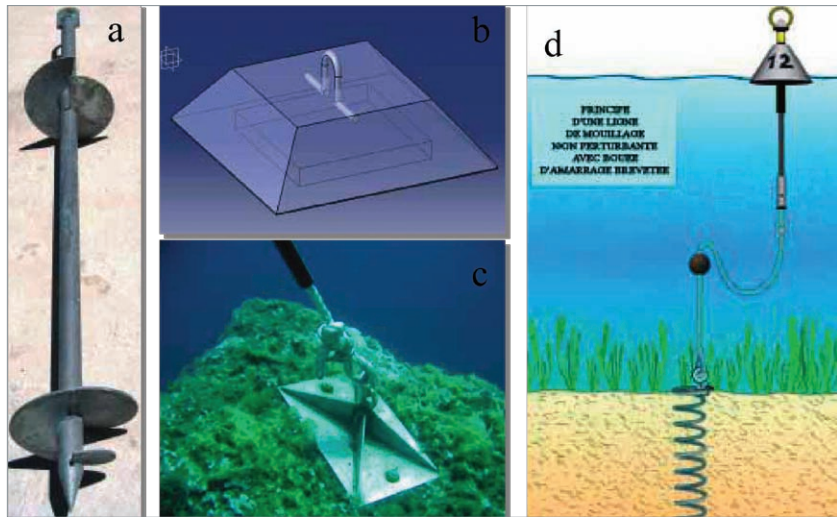
Los elementos intermedios del fondeo también están diseñados de forma que se evita el rozamiento de la cadena o del cabo con el fondo, impidiendo los característicos círculos erosivos que generan los fondeos clásicos (ver figura 4.2b).

La instalación de estos anclajes y sondeos ecológicos no requiere maquinaria pesada, aunque si buceo especializado.

Figura 4.2

Anclajes y fondeos ecológicos.

a) anclaje ecológico de arena, b) muerto de hormigón, a utilizar sólo en ciertos casos, en claros de arena, c) placa soldada a la roca y d) anclaje Harmony® y sistema intermedio de fondeo ecológico: un flotador a media agua impide que la cadena derive por el fondo, lo cual lo erosionaría.



Los fondeos ecológicos, sin embargo, no son totalmente inocuos. En bahías protegidas, con lenta renovación del agua y fuertemente visitadas, la sedimentación repetida de desechos orgánicos liberados por los barcos sin sentina de aguas sucias (en España la mayoría de los barcos de recreo), que se amarran repetidamente a un mismo lugar, pueden producir el declive de la pradera alrededor del fondeo. También podrían acumularse en esos puntos restos de pinturas *anti-fouling*, cuyos efectos en la planta de *P. oceanica* no son conocidos, aunque se sabe que son negativos para muchas especies de fauna. Estos problemas pueden ser minimizados permitiendo el uso de los fondeos ecológicos únicamente a embarcaciones provistas de tanque de aguas sucias y prohibiendo su descarga mientras se encuentren en el fondeo.

Gestión de las arribazones de hojarasca a las playas

Las arribazones de hojarasca de *P. oceanica* cumplen una función protectora y generadora de la arena para las playas (esto último debido a las conchas de los organismos calcáreos epífitos de las hojas de *P. oceanica*). Por tanto, la eliminación sistemática de esta hojarasca, a menudo reclamada por una parte de los usuarios de las playas, puede ir en detrimento de la estabilidad a medio plazo de la playa y de los límites someros de la pradera. La mejor política es dejar las arribazones

donde están, pero en playas muy turísticas esto no siempre es posible. En esos sitios, al menos se debe aprovechar la temporada baja para dejar la hojarasca en la playa. Otra práctica posible, pero que necesita ser experimentada, sería mezclar la hojarasca con arena, a fin de enterrarla y, así, evitar su vista y la pérdida de los minerales asociados.

Al mismo tiempo se pueden realizar campañas de concienciación pública dirigidas a turistas y empresarios de la zona, por ejemplo, mediante la distribución de folletos informando a los usuarios de los aspectos positivos de estas arribazones: de su importancia para la estabilidad de la playa y como fuente de las apreciadas arenas conchíferas y, así, reducir la demanda ciudadana de eliminar la hojarasca. La actitud de los usuarios podría ser monitorizada mediante encuestas o cuestionarios repartidos entre los usuarios para conocer su actitud hacia la hojarasca.

Cuando la eliminación de la hojarasca es inevitable, al menos se debe evitar el uso de maquinaria pesada, que puede erosionar la playa y llevarse una buena cantidad de arena de la playa junto con las hojas.

La hojarasca de *Posidonia* ha tenido, tradicionalmente, varios usos, muchos de los cuales se han perdido. Estos usos son desde medicinales, hasta

como material aislante en la construcción (por su concentración de lignina y de sales no arde fácilmente), o también como cama para el ganado (pues ahuyenta a pulgas y ácaros). Una práctica sostenible podría ser estimular a los ganaderos a utilizar este material, usando técnicas de extracción respetuosas con la estabilidad de la playa.

Eliminación de especies invasoras

Esta práctica se ha realizado durante 10 años para *Caulerpa taxifolia* (y ahora también para *C. racemosa*) en el Parque Nacional de Port Cros (Francia). Aunque no se consigue nunca erradicar del todo a estas especies, mediante campañas anuales con unos 40-50 buceadores voluntarios, realizadas durante unos cuantos días a fines de primavera o principios de verano, se llegan a mantener a raya las poblaciones invasivas en el AMP. Además, estas campañas con voluntarios ayudan a concienciar al público sobre el problema. Estas campañas, financiadas con fondos públicos y privados, cuestan unos 12.600 euros anuales. La estrategia también consiste en establecer acuerdos de cooperación con pescadores, clubes de buceo y otros profesionales del mar, para que informen de la presencia de estas algas y que sus prácticas reduzcan el riesgo de dispersión.

La UE ha financiado cuatro proyectos LIFE para vigilar y controlar la expansión de especies invasoras en las costas de Italia, Francia y España (LIFE92ENV/F/0066, LIFE92ENV/E/0067, LIFE92 ENV/IT/0068 y LIFE95ENV/F/782). El último involucró a 18 socios, incluyendo gobiernos nacionales y regionales, y en él se desarrollaron algunas técnicas para mantener a raya la expansión de las caulerpas. La proliferación del alga *C. taxifolia* parece haberse reducido (tal vez debido a la baja diversidad genética de sus poblaciones en el Mediterráneo, que parten de un número bajo de inóculos, y a la transferencia de patógenos propios de *C. prolifera*), pero le ha tomado el relevo *C. racemosa* (Piazzi *et al.*, 2005) la cual parece ser continuamente inoculada desde el canal de Suez, ganando en diversidad genética y que, además, parece tener efectos aún más negativos que *C. taxifolia* sobre las comunidades indígenas (Piazzi *et al.*, 2003) más difícil su erradicación (Cecherelli & Piazzi, 2005). Por

tanto, el control de esta nueva especie requiere un nuevo esfuerzo coordinado por parte de los países ribereños del Mediterráneo, como el que antes se hizo para *C. taxifolia*.

En todo caso, conviene recordar que las caulerpas suelen invadir praderas que ya se encuentran clareadas, en general por algún proceso de declive. Por ejemplo, en el Parque Nacional de Port Cros, las poblaciones más grandes de caulerpas se encontraban en áreas de pradera afectadas por pesca de arrastre (T. Houard Comm. Pers.). Por tanto, conservar la densidad y cobertura de las praderas de *P. oceanica* puede ser el mejor método para aumentar la propia resistencia de la pradera a la invasión.

Hay, también, que vigilar la aparición de una nueva invasora: *Lophocladia lallemandii*, que ha mostrado tener efectos negativos, incluso, sobre praderas aparentemente en buen estado (Ballesteros *et al.*, 2007).

Es, por tanto, necesario incorporar sistemáticamente a las redes de monitorización de las praderas de las zonas LIC la vigilancia de estas especies invasoras. Por ello, se han incluido entre las variables a muestrear en la sección 3.3, las cuatro redes existentes que ya incorporan el seguimiento de la presencia/ausencia de caulerpas en las praderas monitoreadas.

Recuperación de áreas dragadas

En zonas dragadas por la construcción, por ejemplo, de un emisario, conviene rellenar el hueco con material grueso, nunca fino, para permitir que la transparencia del agua vuelva cuanto antes a su estado inicial, evitando un impacto secundario en la pradera adyacente, y permitiendo el inicio del proceso de recolonización de la pradera (Badalamenti *et al.*, 2006; Di Carlo *et al.*, 2005).

Replacación mediante transplantes

La restauración de praderas de angiospermas marinas ha sido ensayada para varias especies con éxitos muy variables (Calumpong & Fonseca, 2001). Para las praderas de *P. oceanica*, se han hecho algunos experimentos a pequeña escala en Francia, Italia y España. La mayoría han tenido

éxitos pobres, dado el crecimiento extremadamente lento de esta planta y la falta de experiencia. Incluso aunque tuvieran éxito, la repoblación de una pradera de *P. oceanica* se habría de proyectar de modo que no dañase a las praderas donadoras y teniendo en cuenta que haría falta una gestión activa y recurrente durante varias décadas.

Por estas razones, la restauración de praderas de *P. oceanica* mediante trasplantes no se puede plantear como una medida compensatoria que justifique la destrucción de praderas ya existentes. Proyectos en este sentido, como los que permitieron aprobar la ampliación del puerto deportivo de Campomanes (Alicante) han demostrado el fracaso de tales estrategias (Fernández-Torquemada *et al.*, 2005; Sánchez-Lizaso *et al.*, 2007). Sin embargo, la experimentación de técnicas de trasplante para tratar de acelerar la recolonización de praderas en zonas que han sufrido un declive puede ser deseable, siempre que se den ciertas garantías.

Cualquier proyecto de trasplante de angiospermas marinas debe ser examinado de forma realista teniendo en cuenta (1) la superficie de pradera actual, (2) la tasa de pérdida, (3) la tasa natural de recuperación (si se da), (4) la aceleración de la recupera-

ción esperada a través de los trasplantes, (5) los costes del trasplante comparados con los efectos de una inversión equivalente para evitar impactos en otras zonas amenazadas (tratamiento del agua, arrecifes anti arrastre, etc.) y (6) el impacto, a corto y largo plazo, en las praderas donadoras debe ser mínimo, e inferior al beneficio que razonablemente se espera obtener con la repoblación (Gravez & Boudouresque, 2003).

Además, se debe comprobar que (1) las condiciones del medio vuelven a ser adecuadas para el crecimiento de las praderas, (2) que en el lugar hay o ha habido praderas de *P. oceanica*: no tiene sentido tratar de “compensar” la pérdida de praderas en una zona, realizando trasplantes a un lugar que no ha tenido praderas de *P. oceanica*, ya que su ausencia indica que, probablemente, las condiciones naturales del lugar no son compatibles con el crecimiento de *P. oceanica* (3) y que siempre se realicen ensayos preliminares, con pocas plantas, para calibrar el éxito esperado.

En Borum *et al.*, 2004 y en Díaz Almela *et al.*, 2008b se puede encontrar una revisión de las distintas estrategias y experiencias en repoblación de praderas de *P. oceanica* hasta el momento, sus aciertos y fracasos.



5. INFORMACIÓN COMPLEMENTARIA

5.1. BIENES Y SERVICIOS

Las praderas de *P. oceanica* son ecosistemas clave en las costas del mar mediterráneo y una de las comunidades climáticas más importantes de este mar (Giaccone & Di Martinov, 2000). Su alta tasa de producción primaria ($200 \pm 300 \text{ g}_{(\text{ms})}/\text{m}^2 \text{ año}$), debida, principalmente, al crecimiento anual de las hojas y al crecimiento de las algas epífitas (los epífitos pueden suponer el 20–30% de la biomasa del dosel foliar), es la base de una alta producción secundaria *in situ* y en otras comunidades detritívoras (hasta un 80% de la producción es exportada, según Cebrián & Duarte, 2001, por lo general entre el 20 y el 60% según Romero, (2004) sosteniendo complejas redes tróficas desde la playa hasta los fondos batiales (vease el apartado “Redes tróficas” en la sección de “Especies características y diagnósticas”).

Una pradera de *P. oceanica* de 1 km de anchura puede acumular unos $125 \text{ kg}_{(\text{ms})}$ de hojarasca por metro de costa y por año, la mayor parte en otoño (Borum *et al.*, 2004). Esta hojarasca puede formar “colchones” de hasta 4 m de altura (ver figura 3.20), los cuales, además de sostener una compleja red trófica, protegen la línea de costa de las tormentas erosivas otoñales y primaverales, y aportan arena conchífera, a partir de los esqueletos de sílice y de carbonato de los epífitos muertos (Canals & Ballesteros, 1997). Cuando las hojas son transportadas playa adentro pueden actuar como cebadores para la formación de dunas (Borum *et al.*, 2004).

Una parte de la materia orgánica producida por las praderas es secuestrada a largo plazo en los arrecifes biogénicos milenarios (Mateo *et al.*, 1997) que tienden a formar en su base (mata). Los restos de hojas, rizomas y raíces de esta planta acumulados en la mata misma son refractarios a la degradación, por ser muy ricos en lignina y taninos. Como

consecuencia, las matas de *P. oceanica* constituyen trampas de CO_2 cuya importancia depende de la extensión y potencia (altura) de la mata (Gacia *et al.*, 2002; Romero, 2004). La tasa anual de acumulación de necromasa se estima en 70 a $660 \text{ g}_{(\text{ms})}/\text{m}^2$. Extrapolando estos datos a la superficie total estimada de las praderas españolas, se estima que éstas, en conjunto, secuestran cada año en torno a un millón toneladas de necromasa, cuya descomposición es extremadamente lenta (Romero, 2004). Se calcula que, para un espesor de mata de entre 1 y 4 m, la cantidad de carbono orgánico secuestrado puede ser de 40 a $160 \text{ kg}/\text{m}^2$.

Las praderas de *P. oceanica* aumentan la transparencia del agua porque frenan las partículas en suspensión y reducen la resuspensión (Terrados, 2000; Duarte, 2004) y oxigenan las aguas circundantes durante el día (Bay, 1984; Gazeau *et al.*, 2005). Por su acción combinada de retención y producción de sedimentos y de acumulación de hojas en la línea de costa, las praderas contribuyen a reducir la erosión de las playas.

El tipo de hábitat 1120* sostiene una comunidad muy compleja y diversa, constituyendo una “encrucijada ecológica” (Bianchi *et al.*, 1989) y es el criadero natural de varias especies de peces comerciales (Jiménez *et al.*, 1996; Francour, 1997).

Finalmente, por su carácter estenoico, las praderas son excelentes indicadores de la calidad ambiental de las aguas y de los sedimentos marinos. Además, sus rizomas y sus matas acumulan metales pesados (Romeo *et al.*, 1995, Pergent-Martini & Pergent, 2000), elementos radiactivos (Calmet *et al.*, 1991; Molero *et al.*, 1999; Sánchez-Cabeza & Molero, 2000) o compuestos químicos recalcitrantes, resultando un auténtico registro de la contaminación pasada y presente, a escala de décadas (haces) o, incluso, siglos (mata).



Figura 5.1

Arribazón de restos de *Posidonia oceanica* en la orilla de la playa.

5.2. LÍNEAS PRIORITARIAS DE INVESTIGACIÓN

A continuación, enunciamos algunas de las líneas de investigación que, a nuestro juicio, son muy importantes para avanzar en la conservación del tipo de hábitat 1120*.

- Cartografiado y catalogación del tipo de hábitat 1120*.
- Refinamiento de los umbrales sostenibles de factores ambientales (por ejemplo, contaminación orgánica).
- Desarrollo y validación de indicadores de estado de conservación, estructura y función del tipo de hábitat 1120*.
- Potencial de altura del frente óxico como predictor de la salud de las praderas.
- Perspectivas del efecto del calentamiento global en las praderas de *P. oceanica*.
- Efecto de las especies invasoras y de los episodios más o menos prolongados de recubrimiento del dosel foliar y del estrato del rizoma en las condiciones del sedimento y en la supervivencia y crecimiento de los haces de *P. oceanica*.
- Estrategias de biorremediación y quimiorremediación de sedimentos de las praderas contaminados por materia orgánica, con problemas de anoxia y altos niveles de sulfuros (H_2S , HS^- , S^{2-}). A este respecto, existen algunos resultados alentadores con la inyección de quelatos de hierro a sedimentos de praderas contaminados con materia orgánica lábil (Marbà *et al.*, 2007).
- Posibles usos de la hojarasca de *P. oceanica* ignífuga y rica en taninos y sales, y modos sostenibles de explotación.



6. BIBLIOGRAFÍA CIENTÍFICA DE REFERENCIA

- AGENCIA CATALANA DEL AGUA (ACA), 2006. *Caracterización de las masas de agua y análisis del riesgo de incumplimiento de los objetivos de la Directiva Marco del Agua (2000/60/CEE) en las cuencas internas de Cataluña*. <http://mediambient.gencat.net/aca/es//planificacio/directiva/impress.jsp>
- ALCOVERRO, T. DUARTE, C.M. & ROMERO J., 1997. The Influence of Herbivores on *Posidonia oceanica* epiphytes. *Aquatic Botany* 56: 93-104.
- ALCOVERRO, T., MANZANERA, M. & ROMERO, J., 2001. Annual Metabolic Carbon Balance of the Seagrass *Posidonia oceanica*: The Importance of Carbohydrate Reserves. *Marine Ecology-Progress Series* 211: 105-116.
- ALÓS, C., 1983. Anélidos Poliquetos del Cabo de Creus. II. Hojas de *Posidonia oceanica*. *Publicaciones del Departamento de Zoología de Barcelona* 9: 23-30.
- ALÓS, C., 1984. Anélidos Poliquetos del Cabo de Creus. I. Rizomas de *Posidonia oceanica*. *Cuadernos Marisqueros* 7: 89-101.
- ALÓS, C. & PEREIRA, F., 1989. Estudio de la población de Anélidos Poliquetos de *Posidonia oceanica*. *Posidonia Newsletter* 2 (1): 5-16.
- ANTOLIC, B., 1986. Epiphytic Flora on Leaves of *Posidonia oceanica* (L.) Delile from the Area of Dubrovnik (South Adriatic). *Acta Adriatica* 27: 37-49.
- AZZOLINA, J.F. & HARMELIN, J.G., 1989. Répartition et fluctuations de densité de trois espèces littorales d'Holoturias à Port-Cros (Méditerranée, France). En: Boudouresque, C.F., Meinesz, A., Fresi, E., & Gravez, V., (eds.) *The Second International Workshop on Posidonia Beds*. Publ. GIS - Posidonie. Ischia (Italia), 7-11 de octubre de 1985. Volumen 2: 219-230.
- BADALAMENTI, F., CARLO, G., D'ANNA, G., GRISTINA, M. & TOCCACELI, M., 2006. Effects of Dredging Activities on Population Dynamics of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in the Mediterranean sea: The Case Study of Capo Feto (SW Sicily, Italy). *Hydrobiologia* 555: 253-261.
- BALLESTEROS, E., GARCÍA-RUBIÉS, A., LOBO, A. & ROMERO, J., 1984. L'alguer de *Posidonia oceanica* de les illes Medes. En: Ros, J., Olivella, I., Gili, J.M. (eds.) *Els sistemes naturals de les illes Medes*. pp 739-760. Institut d'Estudis Catalans. Barcelona. 828 p.
- BALLESTEROS, E., 1987. Estructura i dinàmica del poblament algal de les fulles de *Posidonia oceanica* (L.) Delile als herbeis de Tossa de Mar (Girona). *Bulletí de la Institució Catalana d'Història Natural* 54: 19-30.
- BALLESTEROS, E., CEBRIÁN, E. & ALCOVERRO, T., 2007. Mortality of Shoots of *Posidonia oceanica* Following Meadow Invasion by the Red Alga *Lophocladia lallemandii*. *Botanica Marina* 50: 8-13. DOI 10.1515/BOT.2007.002. Descargable una presentación del mismo autor sobre el tema en: www.medpan.org/_upload/929.pdf.
- BARBERÁ-CEBRIÁN, C., RIBEIRO DA CUNHA, M., SÁNCHEZ-JEREZ, P., & RAMOS-ESPLÁ, A.A., 2001. Misidáceos asociados a fanerógamas marinas en el sudeste ibérico. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 17 (1 y 2): 97-106.
- BARRÓN, C., DUARTE, C.M., FRANKIGNOULE, M. & VIEIRA BORGES, A., 2006. Organic Carbon Metabolism and Carbonate Dynamics in a Mediterranean Seagrass (*Posidonia oceanica*) Meadow. *Estuaries and Coasts* 29: 417-426.
- BAY, D., 1984. A Field Study of the Growth Dynamics and Productivity of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in Calvi Bay, Corsica. *Aquatic Botany* 20: 43-64.
- BEN, D., 1971. Les épiphytes des feuilles de *Posidonia oceanica* Delile sur les côtes françaises de la Méditerranée. *Mémoires de l'institut royal des sciences naturelles de Belgique* 168: 1-101.
- BERNER, R.A., 1984. Sedimentary Pyrite Formation: An Update. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 48: 605-615.

- BERTALANFFY VON, L., 1938. A Quantitative Theory of Organic Growth (Inquiries on Growth Laws II). *Human Biology* 10: 181–213
- BETHOUX, J.P. & GENTILI, B., 1996. The Mediterranean Sea, Coastal and Deep-Sea Signatures of Climatic and Environmental Changes. *Journal of Marine Systems* 7: 383–394.
- BETHOUX, J. P., GENTILI, B., RAUNET, J. *et al.*, 1990. Warming Trend in the Western Mediterranean Deep Water. *Nature* 347: 660–662.
- BIANCHI, C.N., BEDULLI, D., MORRI, C. & OCCHIPINTI AMBROGI, A., 1989. L'herbier de Posidonies: écosystème ou carrefour éco-éthologique?. En: Boudouresque, C.F., Meinesz, A., Fresi, E., & Gravez, V., (eds.) *The Second International Workshop on Posidonia beds*. GIS - Posidonie. Ischia (Italia), 7-11 de octubre de 1985. Volumen 2: 257-272.
- BLANC, J.J. & JEUDY DE GRISSAC, A., 1984. Erosions sous-marines des herbiers à *Posidonia oceanica* (Méditerranée). En: Boudouresque, C.F., Jeudy de Grissac, A. & Olivier, J. (eds.) *International Workshop on Posidonia oceanica Beds*. Porquerolles, 12-15 de Octubre de 1983. GIS - Posidonie. Volumen 1: 23-28.
- BLANC, J.J. & JEUDY DE GRISSAC, A., 1989. Réflexions géologiques sur la regresión des herbiers à Posidonies (département du Var et des Bouches du Rhône). En: Boudouresque, C.F., Meinesz, A., Fresi, E., & Gravez, V., (eds.) *The Second International Workshop on Posidonia Beds*. GIS - Posidonie. Ischia (Italia), 7-11 de octubre de 1985. Volumen 2: 273-283.
- BLOMQUIST, S., & HAKANSON, L., 1989. A Review on Sediment Traps in Aquatic Environments. *Arch. Hydrobiol.* 91 (1): 101–132.
- BOERO, F., 1981. Systematics and Ecology of the Hydroid Population of Two *Posidonia oceanica* Meadows. *PSZN I Marine Ecology* 2 (3): 181-197.
- BOERO, F., CHESSA, L., CHIMENZ, C. & FRESI, E., 1985. The Zonation of Epiphytic Hydroids on the Leaves of Some *Posidonia oceanica* (L.) Delile Beds in the Central Mediterranean. *PSZN I Marine Ecology* 6 (1): 27-33.
- BORUM, J., DUARTE, C.M., KRAUSE-JENSEN, D. & GREVE, T.M. (eds.), 2004. *European Seagrasses: An Introduction to Monitoring and Management. EU Project Monitoring and Management of European Seagrass Beds*. 88 p. ISBN: 87-89143-21-3. www.seagrasses.org en www.medpan.org.
- BORUM, J., SAND-JENSEN, K., BINZER, T., PEDERSEN, O. & GREVE, T.M., 2005a. Oxygen Movement in Seagrasses. En: Larkum, A.W.D., Orth, R.J. & Duarte, C.M. (eds.), *Seagrass Biology: A Treatise*. Dordrecht: Kluwer Academic. pp 255-270.
- BORUM, J., PEDERSEN, O., GREVE, T.M., FRANKOVICH, T.A., ZIEMAN, J.C., FOURQUIREAN, J.W. & MADDEN, C.J., 2005b. The Potential Role of Plant Oxygen and Sulphide Dynamics in Die-Off Events of the Tropical Seagrass, *Thalassia testudinum*. *Journal of Ecology* 93: 148–158.
- BOUDOURESQUE, C.F., 1968. Contribution à l'étude du peuplement épiphyte des rhizomes de posidonies (*Posidonia oceanica* Delile). *Recueils des Travaux de la Station Marine d'Endoume* 43 (59): 45-64.
- BOUDOURESQUE, C.F., 1974. Recherches de biologie analytique, structurale et expérimentale sur les peuplements benthiques sciaphiles de Méditerranée Occidentale (fraction algale): le peuplement épiphyte des rhizomes de Posidonies (*Posidonia oceanica* Delile). *Bulletin du Museum d'Histoire Naturelle de Marseille* 34: 269-283.
- BUIA, M.C., CORMACI, M., FURNARI, G. & MAZZELLA, L., 1989. *Posidonia oceanica* off Capo Passero (Sicily, Italy): Leaf Phenology and Leaf Algal Epiphytic Community. En: Boudouresque, C.F., Meinesz, A., Fresi, E., & Gravez, V., (eds.) *The Second International Workshop on Posidonia Beds*. GIS - Posidonie. Ischia (Italia), 7-11 de octubre de 1985. Volumen 2: 127-143.
- BULLERI, F., BENEDETTI-CECCHI, L. & CINELLI, F., 1999. Grazing by the Sea Urchins *Arbacia lixula* (L.) and *Paracentrotus lividus* Lam. in the Northwest Mediterranean. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 241 (1): 81-95.
- BULTEEL, P., JANGOUX, M. & COULON, P., 1992. Biometry, Bathimetric Distribution, and Reproductive-Cycle of the Holothuroid *Holothuria tubulosa* (Echinodermata) from Mediterranean Seagrass Beds. *Mar. Ecol. PSZN* 13 (1): 53-62.
- CABAÇO, S., SANTOS, R. & DUARTE, C.M., 2008. The Impact of Sediment Burial and Erosion on Seagrasses: A Review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 79: 354–366.
- CABIOCH, J., FLOCH, J.Y., LE TOQUIN, A., BOUDOURESQUE, C.F., MEINESZ, A. & VERLAQUE, M., 2006. *Guide des algues des mers d'Europe*. Delachaux et Niestlé. Paris. 2ª Edición. pp 1-272.

- CALLEJA, M., MARBÀ, N. & DUARTE, C.M., 2007. The Relationship Between Seagrass (*Posidonia oceanica*) Decline and Porewater Sulfide Pools in Carbonate Sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 73: 583-588.
- CALMET, D., CHAMARSSON, S., GONTIER, G., MEINERZ, A. & BOUDOURESQUE, C. F., 1991. Chernobyl radionuclides in the Mediterranean Seagrass *Posidonia oceanica*, 1986-1987. *Journal of Environmental Radioactivity* 13 (2): 157-173.
- CALUMPONG, H.P. & FONSECA, M.S., 2001. Seagrass Transplantation and Other Seagrass Restoration Methods. In: Short, F.T., Coles, R.G. (eds.) *Global Seagrass Research Methods*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers B.V. pp 425-442.
- CALVÍN-CALVO, J.C., 1999. *El litoral sumergido de la Región de Murcia*. Murcia: Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. 127 p.
- CALVIN-CALVO, J.C., 2001. *Especies marinas singulares en el litoral de Murcia*. Murcia: Dirección General del Medio Natural, Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. 63 p.
- CALVÍN-CALVO, J.C., FRANCO, I., MARÍN ATUCHA, A., MARTÍNEZ, A.M., BELMONTE, A., RUIZ, J.M. *et al.*, 2004. El litoral sumergido de la región de Murcia. Cartografía bionómica y valores ambientales. Murcia: Dirección General de Medio Natural, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del territorio. 127 p. ISBN:84-930442-0-2. D.L.:MU-2.375-2004.
- CALVÍN, J.C., FRANCO, I., MARTÍNEZ INGLÉS, A.M., MARÍN, A., BELANDO, A. & BALLESTER, R., 1989. *Caracterización, valoración ecológica y determinación de áreas a proteger en el litoral sumergido de la Región de Murcia*. Murcia: Agencia para el Medio Ambiente y la Naturaleza.
- CALVÍN, J.C., BELMONTE, A., FRANCO, I., MARTÍNEZ, A.M., MARÍN, A., RUIZ, J.M., VICENTE, M., BELANDO, A. & BALLESTER, R., 1998. *Revisión y actualización de la cartografía bionómica del litoral sumergido de la Región de Murcia*. Murcia: Dirección General del Medio Natural, Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua.
- CANALS, M. & BALLESTEROS, E., 1997. Production of Carbonate Particles by Phytobenthic Communities on the Mallorca-Menorca Shelf, Northwestern Mediterranean Sea. *Deep-Sea Research Part II-Topical Studies in Oceanography* 44: 611-629.
- CANCEMI, G., DE FALCO, G. & PERGENT, G., 2003. Effects of Organic Matter Input from a Fish Farming Facility on a *Posidonia oceanica* Meadow. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56: 961-968.
- CASOLA, E., SCARDI, M., MAZZELLA, L. & FRESI, E., 1987. Structure of the Epiphytic Community of *Posidonia oceanica* Leaves in a Shallow Meadow. *Marine Ecology* 8: 285-296.
- CEBRIÁN, J., ENRÍQUEZ, S., FORTES, M., AGAWIN, N., VERMAAT, J.E. & DUARTE, C.M., 1999. Epiphyte Accrual on *Posidonia oceanica* (L.) Delile Leaves: Implications for Light Absorption. *Botanica Marina* 42 (2): 123-128.
- CEBRIÁN, J. & DUARTE, C.M., 2001. Detrital Stocks and Dynamics of the Seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile in the Spanish Mediterranean. *Aquatic Botany* 70: 295-309.
- CECCHERELLI, G. & PIAZZI, L., 2005. Exploring the Success of Manual Eradication of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (*Caulerpales*, *Chlorophyta*): The Effect of Habitat. *Cryptogamie Algologie* 26: 319-328.
- CHAMBERS, R.M., FOURQUREAN, J.W., MACKO, S.A. & HOPPENOT, R., 2001. Biogeochemical Effects of Iron Availability on Primary Producers in a Shallow Marine Carbonate Environment. *Limnology and Oceanography* 46: 1.278-1.286.
- CHISHOLM, J.R.M, FERNEX, F., MATHIEU, D. & JAUBERT, J.M., 1995. Links Between Sediment Pollution and *Caulerpa taxifolia* Proliferation. *Rapp.Comm. int. Mer Médit.* 34: 24 p.
- CINELLI, F., CORMACI, M., FURNARI, G. & MAZZELLA, L., 1984. Epiphytic Macroflora of *Posidonia oceanica* (L.) Delile Leaves Around the Island of Ischia (Gulf of Naples). In: Boudouresque, C.F., Jeudy de Grissac, A. & Olivier, J. (eds.), *International Workshop on Posidonia oceanica Beds*. Porquerolles, 12-15 de Octubre de 1983. Publ.: GIS - Posidonie. Volumen 1: 91-99.
- CLINE, J.D., 1969. Spectrophotometric Determination of Hydrogen Sulfide in Natural Waters. *Limnology and Oceanography* 14: 454-458.
- COLOM, G., 1974. Foraminíferos ibéricos. Introducción al estudio de las especies bentónicas recientes. *Investigación Pesquera* 38: 1-345.
- CRAWFORD, G.H., & RICHARDSON, W.N., 1972. Heterotrophic Potential of the Macroscopic Alga *Caulerpa racemosa*. *Proc. of the 7th Int. Seaweed Symp.* 1971: 262 p.

- CREBASSA, P., 1992. Evaluation des mesures de protection des herbiers à *Posidonia oceanica*. Mém. Stage Ecole Polytechnique, Fr.: 1-52.
- CROUZET, A., 1984. Contribution à l'étude anatomique des feuilles de *Posidonia oceanica* (Potamogetonaceae). Variations de la structure de long d'une ecaille epaisse. En: Boudouresque, C.F., Jeudy de Grissac, A. & Olivier, J. (eds.) *International Workshop on Posidonia oceanica Beds*. Porquerolles, 12-15 de Octubre de 1983. GIS - Posidonie. Volumen 1: 109-117.
- CUBASCH, U., MEEHL, G.A., BOER, G.I., et al., 2001. Projections of Future Climate Change. In: Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., et al., (eds.), *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge and New York: Cambridge University Press. pp 525-582.
- DANOVARO, R., 1996. Detritus-Bacteria-Meiofauna Interactions in a Seagrass Bed (*Posidonia oceanica*) of the NW Mediterranean. *Marine Biology* 127: 1-13.
- DANOVARO, R., MARRALE, D., DELL'ANNO, A., DELLA CROCE, N., TSELEPIDES, A. & FABIANO, M., 2000. Bacterial Response to Seasonal Changes in Labile Organic Matter Composition on the Continental Shelf and Bathyal Sediments of the Cretan Sea. *Progress in Oceanography* 46: 345-366.
- DANOVARO, R., GAMBI, M.C. & MIRTO, S., 2002. Meiofaunal Production and Energy Transfer Efficiency in a Seagrass *Posidonia oceanica* Bed in the Western Mediterranean. *Marine Ecology-Progress Series* 234: 95-104.
- DAVIES-COLLEY, R.J., VANT, W.N. & SMITH, D.G., 1993. *Colour and Clarity of Natural Waters*. Ellis Horwood.
- DE BOER, W.F., 2007. Seagrass-Sediment Interactions, Positive Feedbacks and Critical Thresholds for Occurrence: A Review. *Hydrobiologia* 591: 5-24.
- DE GAULEJAC, B. & VICENTE, N., 1990. Ecologie de *Pinna nobilis* (L.) mollusque bivalve sur les côtes de Corse. Essais de transplantation et expériences en milieu contrôlé. *Haliotis* 10: 83-100.
- DEMIR, M., 2003. Shells of Mollusca Collected from the Seas of Turkey. *Turk. J. Zool* 27: 101-140.
- DEN HARTOG, C., 1970. *The Seagrasses of the World*. Amsterdam: North Holland Publishing Company. 275 p.
- DGPAM., 2001. *Les Fanerògames marines de la costa catalana*. Generalitat de Catalunya, Cartografia editada por la Direcció General de Pesca i Afers Marítims. Depósito Legal: B-37.104-2001.
- DÍAZ-ALMELA, E., MARBÀ, N. & DUARTE, C.M., 2007a. Consequences of Mediterranean Warming Events in Seagrass (*Posidonia oceanica*) Flowering Records. *Global Change Biology* 13: 224-235. DOI 10.1111/j.1365-2486.2006.01260.x.
- DÍAZ-ALMELA, E., ARNAUD-HAOND, S., VLIET, M.S., ÁLVAREZ, E., MARBÀ, N., DUARTE, C.M. & SERRAO, E., 2007b. Feed-Backs Between Genetic Structure and Perturbation-Driven Decline in Seagrass (*Posidonia oceanica*) Meadows. *Conservation Genetics* 8: 1.377-1.391. DOI 10.1007/s10592-007-9288-0.
- DÍAZ-ALMELA, E., MARBÀ, N., ÁLVAREZ, E., SANTIAGO, R., HOLMER, M., GRAU, A., MIRTO, S., DANOVARO, R., PETROU, A., ARGYROU, M., KARAKASSIS, I. & DUARTE, C.M., 2008. Benthic Input Rates Predict Seagrass (*Posidonia oceanica*) Fish Farm-Induced Decline. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1.332-1.342. Una versión previa de este artículo se puede descargar gratuitamente de la base de datos de Los Álamos (Nº registro: q-bio.QM/0611006). www.arxiv.org
- DÍAZ-ALMELA, E. & DUARTE, C.M., 2008. Management of Natura 2000 hábitats. 1120 *Posidonia beds* (*Posidonium oceanicae*). European Commission. ISBN: 978-92-79-08314-3. http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/habitats/models_en.htm.
- DI CARLO, G., BADALAMENTI, F., JENSEN, A.C., KOCH, E.W. & RIGGIO, S., 2005. Colonisation Process of Vegetative Fragments of *Posidonia oceanica* (L.) Delile on Rubble Mounds. *Marine Biology* 147: 1.261-1.270.
- DIRECCIÓN GENERAL DEL AGUA. *Base de datos y cartografía digital de masas de agua*, 2008. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.
- DUARTE, C.M., 1991. Allometric Scaling of Seagrass Form and Productivity. *Marine Ecology-Progress Series* 77: 289-300.
- DUARTE, C. M., MARBÀ, N., AGAWIN, N.S.R., CEBRIÁN, J., ENRÍQUEZ, S., FORTES, M.D., GALLEGOS, M.E., MERINO, M., OLESEN, B., SAND-JENSEN, K., URL J.S. & VERMAAT J.E., 1994. Reconstruction of Seagrass Dynamics: Age Determinations and Associated Tools for the Seagrass Ecologist. *Marine Ecology Progress Series* 107: 195-209.

- DUARTE, C.M., 1995. Submerged Aquatic Vegetation in Relation to Different Nutrient Regimes. *Ophelia* 41: 87-112.
- DUARTE, C.M., AGUSTÍ, S., KENNEDY, H. & VAQUÉ, D., 1999. The Mediterranean Climate as a Template for the Mediterranean Marine Ecosystem: The Example of the NE Spanish Littoral. *Progress in Oceanography* 44: 245-270.
- DUARTE, 2004. El papel de las praderas en la dinámica costera. En: Luque, A.A. & Templado, J. (coords.) *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Sevilla: Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. pp 81-85.
- DUARTE, C.M., MARBÀ, N., KRAUSE-JENSEN, D. & SÁNCHEZ-CAMACHO., 2007. Testing the Predictive Power of Seagrass Depth Limit Models. *Estuaries and Coasts* 30 (4): 652-656.
- DUARTE, C.M., DENNISON, W.C., ORTH, R.J.W. & CARRUTHERS, T.J.B., 2008. The Charisma of Coastal Ecosystems: Addressing the Imbalance. *Estuaries and Coasts* DOI 10.1007/s12237-008-9038-7.
- FERNÁNDEZ-TORQUEMADA & GONZÁLEZ-CORREA, J.M., SÁNCHEZ-LIZASO, J.L., 2005. *Análisis de la viabilidad del proyecto : restauración ambiental de la pradera de Posidonia oceanica y reimplante de Pinna nobilis en relación al proyecto de ampliación del puerto deportivo Luis Campomanes (T.M. Altea, Alicante)*. Universidad de Alicante para WWF. http://assets.wwf.es/downloads/restauracion_ambiental_de_la_pradera_de_posidonia.pdf
- FORNES, A., BASTERRETXEA, G., ORFILA, A., JORDI, A., ÁLVAREZ, A. & TINTORÉ, J., 2006. Mapping *Posidonia oceanica* From IKONOS. *ISPRS J. Photogramm. Remote. Sens* 60: 315-322.
- FOULQUIE, M. & DUPUY, G., 2003. Mise en place d'un suivi des grandes nacres (*Pinna nobilis*) dans la zone Natura 2000 des "Posidonies du Cap d'Agde", Hérault, France. *Mem. Inst. Oc. Paul Ricard*. pp 49-55.
- FRADÀ-ORESTANO, C., CALVO, S., SIRCHIA, B. & TOMASELLO, A., 1993. Preliminary Observations on Epiphytic Macroflora of *Posidonia oceanica* Leaves in Two Distinct Shallow Meadows in North Western Sicily. *Giorn. Bot. Ital* 127: 496 p.
- FRANCOUR, P., 1989. Repartition and Abundance of Holothurians (*Holothuria polii* and *H. tubulosa*) from a *Posidonia* bed of Port-Cros (Var, France). En: Boudouresque, C.F., Meinesz, A., Fresi, E., & Gravez, V., (eds.) *The Second International Workshop on Posidonia Beds*. GIS - Posidonie. Ischia (Italia), 7-11 de octubre de 1985. Volumen 2: 231-241.
- FRANCOUR, P., 1997. Fish Assemblages of *Posidonia oceanica* Beds at Port Cros (France, NW Mediterranean): Assessment of Composition and Long-Term Fluctuations by Visual Census. *Marine Ecology PSZN I* 18 (2): 157-173.
- FRANCOUR, P., GANTEAUME, A. & POULAIN, M., 1999. Effects of Boat Anchoring in *Posidonia oceanica* Seagrass Bed in the Port-Cross National Park (North-Western Mediterranean Sea). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 9: 391-400.
- FRANCOUR, P., MAGRÉAU, J. F., MANNONI, P. A., COTTALORDA, J. M. & GRATIOT, J., 2006. *Management guide for Marine Protected Areas of the Mediterranean sea: Permanent Ecological Moorings*. Université de Nice-Sophia Antipolis & Parc National de Port-Cros, Nice. También en francés. www.medpan.org/_upload/915.pdf.
- FRANKIGNOULLE, M., BOUQUEGNEAU, J.M., ERNST, E., BIONDO, R., RIGO, M. & BAY, D., 1984. Contribution de l'activité de l'herbier de posidonies au métabolisme global de la baie de Calvi. Premiers résultats. En: Boudouresque, C.F., Jeudy de Grissac, A. & Olivier, J. (eds.) *International Workshop on Posidonia oceanica Beds*. Porquerolles, 12-15 de Octubre de 1983. GIS - Posidonie. Volumen 1: 277-282.
- FREDERIKSEN, M., 2005. *Seagrass Response to Organic Loading of Meadows Caused by Fish Farming or Eutrophication*. Tesis Doctoral. Odense: University of Southern Denmark.
- FREDERIKSEN, M.S., HOLMER, M., DÍAZ-ALMELA, E., MARBÀ, N. & DUARTE, C.M., 2007. Sulfide Invasion in the Seagrass *Posidonia oceanica* at Mediterranean Fish Farms: Assessment Using Stable sulfur Isotopes. *Marine Ecology Progress Series* 345: 93-104.
- GACIA, E., DUARTE, C.M. & GRANATA, T., 1999. An Approach to the Measurement of Particle Flux and Sediment Retention Within Seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows. *Aquat. Bot.* 65: 255-268.
- GACIA, E. & DUARTE, C.M., 2001. Elucidating Sediment Retention by Seagrasses: Sediment Deposition and Resuspension in a Mediterranean (*Posidonia oceanica*) Meadow. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 52: 505-514.

- GACIA, E., DUARTE, C.M. & MIDDELBURG, J.J., 2002. Carbon and Nutrient Deposition in a Mediterranean Seagrass (*Posidonia oceanica*) Meadow. *Limnology and Oceanography* 47: 23-32.
- 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: 579-590.
- GARCÍA-GÓMEZ, J.C., 1983. Estudio comparado de las tanatocenosis y biocenosis malacológicas del Estrecho de Gibraltar y áreas próximas. *Iberus* 3: 75-90. (1-2): 341-345.
- GARCÍA-MARCH, J.R. & FERRER, J., 1995. Biometría de *Pinna nobilis* L., 1758: una revisión de la ecuación de de Gaulejac y Vicente (1990). *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 11: 175-181.
- GARCÍA-MARCH, J.R., GARCÍA-CARRASCOSA, A. M. & PEÑA A.L., 2002. *In situ* Measurement of *Pinna nobilis* Shells for Age and Growth Studies: A New Device, *Mar. Ecol. PSZN* 23 (3): 207-217.
- GARCÍA-MARCH, J.R., 2003. Contribution to the Knowledge of the Status of *Pinna nobilis* (L.) 1758 in Spanish Coasts. *Mem. Inst. Oc. Paul Ricard.* pp 29-41.
- 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/.
- GARCÍA-RUBIÉS, A., 1986. Estudi sistemàtic i ecològic dels cnidaris associats a les fulles de *Posidonia oceanica* (L.) Delile. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Barcelona.
- GARCÍA-RUBIÉS, A., 1992. Hábitat differentiation Among Epiphytic Hydroids of the Seagrass *Posidonia oceanica* from the Medes Islands (NE Catalonia, Spain). *Scientia Marina* 56 (2-3): 263-267.
- GATTUSO, J.P., GENTILI, B., DUARTE, C. M., KLEYPAS, J.A., MIDDELBURG, J.J. & ANTOINE, D., 2006. Light Availability in the Coastal Ocean: Impact on the Distribution of Benthic Photosynthetic Organisms and their Contribution to Primary Production. *Biogeosciences* 3: 489-513.
- GAZEAU, F., DUARTE, C.M., GATTUSO, J.P., BARRÓN, C., NAVARRO, N., RUIZ, S., PRAIRIE Y. T., CALLEJA, M., DELILLE, B., FRANKIGNOULLE, M. & BORGES, A.V., 2005. Whole-System Metabolism and CO₂ Fluxes in a Mediterranean Bay Dominated by Seagrass Beds (Palma Bay, NW Mediterranean). *Biogeosciences* 2: 43-60.
- GIACCONE, G. & DI MARTINOV, 2000. Past, Present and Future of Vegetational Diversity and Assemblages on Mediterranean Sea. In: *Proceedings of the First Mediterranean Symposium on Marine Vegetation*. Ajaccio (Francia), 3-4 octubre 2000. RAC/SPA. pp 34-59. www.rac-spa.org.tn
- GRAVEZ, V. & BOUDOURESQUE, C.F., 2003. *L'herbier à Posidonia oceanica en Méditerranée: protection légale et gestion*. GIS - Posidonie. www.com.univ-mrs.fr/ligisposilspip.php?article89#ancreforum.
- GREEN, P. & SHORT, F.T., 2003. *World Atlas of Seagrasses*. UNEP-WCMC. University of California Press. www.unep-wcmc.org/marine/seagrassatlas/index.htm.
- GREVE, T.M., BORUM, J. & PEDERSEN, O., 2003. Meristematic Oxygen Variability in Eelgrass (*Zostera marina*). *Limnology and Oceanography* 48: 210-216.
- HARGRAVE, B.T. & BURNS, N.M., 1979. Assessment of Sediment Trap Collection Efficiency. *Limnology and Oceanography* 24: 1.124-1.136.
- HARMELIN, J.G., 1964. Étude de l'endofaune des "mattes" d'herbiers de *Posidonia oceanica* Delile. *Recueils des Travaux de la Station Marine d'Endoume* 35 (51): 43-106.
- HARMELIN, J.G., BOUCHON, C. & HONG, J.S., 1981. Impact de la pollution sur la distribution des Echinodermes des substrats durs en Provence (Méditerranée nord-occidentale). *Téthys*, Fr. 10 (1): 13-36.
- HEIDELBAUGH, W.S.N & NELSON, W.G., 1996. A Power Analysis of Methods for Assessment of Change in Seagrass Cover. *Aquatic Botany* 53: 227-233.
- HEMMINGA, M.A. & DUARTE, C.M., 2000. *Seagrass Ecology*. Cambridge University Press. 298 p. ISBN: 0-521-66184-6.
- HENDRIKS, I.E., *et al.*, 2008a. Experimental Assessment and Modeling Evaluation of the Effects of Seagrass (*Posidonia oceanica*) on Flow and Particle Trapping. *Marine Ecology Progress Series* 356: 163-173.
- HENDRIKS, I., DEUDERO, S., MARBÀ, N., CABANELLAS, M., ÁLVAREZ, E. & DUARTE, C.M., 2008b. Estructura poblacional de la nacra *Pinna nobilis* en praderas de *Posidonia oceanica* en las Islas

- Baleares. V *Jornades de Medi Ambient de les Illes Balears*. Palma de Mallorca.
- HOLMER, M., DUARTE, C.M. & MARBÀ, N., 2003. Sulfur Cycling and Seagrass (*Posidonia oceanica*) Status in Carbonate Sediments. *Biogeochemistry* 66: 223–239.
- HOLMER, M., DUARTE, C.M., BOSCHKER, H.T.S. & BARRÓN, C., 2004. Carbon Cycling and Bacterial Carbon Sources in Pristine and Impacted Mediterranean Ceagrass Sediments. *Aquatic Microbial Ecology* 36: 227–237.
- HOLMER, M., DUARTE, C.M. & MARBÀ, N., 2005. Iron Additions Reduce Sulphate Reduction Rates and Improve Seagrass Growth on Organic-Enriched Carbonate Sediments. *Ecosystems* 8: 721–730.
- HOLMER, M. & FREDERIKSEN, M.S., 2007. Stimulation of Sulfate Reduction Rates in Mediterranean Fish Farm Sediments Inhabited by the Seagrass *Posidonia oceanica*. *Biogeochemistry* 85: 169–184.
- HUGHES, R.A. & STACHOWICZ, J.J., 2004. Genetic Diversity Enhances the Resistance of a Seagrass Ecosystem to Disturbance. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 101: 8.998–9.002.
- INSTITUTO DE ECOLOGÍA LITORAL (IEL), 2007. Red de control de las praderas de *Posidonia oceanica* en la Comunidad Valenciana. *Memoria Voluntariado Litoral 2007*. www.ecologialitoral.com/EA/voluntariado/Memoria.pdf.
- JIMÉNEZ, S., CANO, R., BAYLE, J. & SÁNCHEZ-LIZASO, J.L., 1996. Las praderas de *Posidonia oceanica* (L.) Delile como zona de protección de juveniles de especies de interés comercial. En: Perejón, A., et al., (eds.), *Real Sociedad Española de Historia Natural: tomo extraordinario publicado con motivo del 125 aniversario de su fundación*. Madrid: Real Sociedad Española de Historia Natural. pp 375–378.
- KATSANEVAKIS, S., 2007. Growth and Mortality Rates of the Fan Mussel *Pinna nobilis* in Lake Vouliagmeni (Korinthiakos Gulf, Greece): A Generalized Additive Modelling Approach. *Marine Biology* 152: 1.319–1.331. DOI 10.1007/s00227-007-0781-2.
- KENDRICK, G.A., MARBÀ, N. & DUARTE, C.M., 2005. Modelling Formation of Complex Topography by the Seagrass *Posidonia oceanica*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 65 (4): 717–725.
- KERNEIS, A., 1960. Contribution à l'étude faunistique et écologique des herbiers de posidonies de la région de Banyuls. *Vie et Milieu, Fr.* 11 (2): 145–187.
- KIRKMAN, H. & YOUNG, P.C., 1981. Measurement of Health, and Echinoderm Grazing on *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Aquatic Botany* 10: 329–338.
- KOCAK, F. & BALDUZZI, A. & AVNI BENLI, H., 2002. Epiphytic Bryozoan Community of *Posidonia oceanica* (L.) Delile Meadow in the Northern Cyprus (Eastern Mediterranean). *Indian Journal of Narine Sciences* 31 (3): 235–238.
- KOROLEFF, F., 1983. Determination of Nutrients. In: Grasshof, K., Ehrhardt, M., Kremling, K., (eds.). *Methods of Seawater Analysis*. Weinheim: Verlag Chemie. pp 125–139.
- LECCHINI, D., LENFANT, P. & PLANES, S., 2002. Variations in Abundance and Population Dynamics of the Sea Urchin *Paracentrotus lividus* on the Catalan Coast (North-Western Mediterranean Sea) in Relation to Habitat and Marine Reserve. *Vie et Milieu* 52 (2-3): 111–118.
- LEPOINT, G., HAVELANGE, S., GOBERT, S. & BOUQUEGNEAU, J.M., 1999. Fauna vs Flora Contribution to the Leaf Epiphytes Biomass in a *Posidonia oceanica* Seagrass Bed (Revellata Bay, Corsica). *Hydrobiologia* 394: 63–67.
- LÓPEZ, N.I., DUARTE, C.M., VALLESPINÓS, F., ROMERO, J. & ALCOVERRO, T., 1995. Bacterial Activity in NW Mediterranean Seagrass (*Posidonia oceanica*) Sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 187: 39–49.
- LORENTI, M., BUIA, M.C., DI MARTINO, V. & MODIGH, M., 2005. Occurrence of Mucous Aggregates and their Impact on *Posidonia oceanica* beds. *Science of the Total Environment* 353 (1-3): 369–379.
- MARBÀ, N., CEBRIÁN, J., ENRÍQUEZ, S. & DUARTE, C.M., 1996a. Growth Patterns of Western Mediterranean Seagrasses: Species-Specific Responses to Seasonal Forcing. *Marine Ecology Progress Series* 133: 203–215.
- MARBÀ, N., DUARTE, C.M., CEBRIÁN, J., GALLEGOS, M.E., OLESEN, B. & SAND-JENSEN, K., 1996b. Growth and Population Dynamics of *Posidonia oceanica* on the Spanish Mediterranean Coast: Elucidating Seagrass Decline. *Marine Ecology Progress Series* 137: 203–213.
- MARBÀ, N. & DUARTE, C.M., 1997. Interannual Changes in Seagrass (*Posidonia oceanica*) Growth

- and Environmental Change in the Spanish Mediterranean Littoral Zone. *Limnology and Oceanography* 42 (5): 800-810.
- MARBÀ, N. & DUARTE, C.M., 1998. Rhizome Elongation and Seagrass Clonal Growth. *Marine Ecology Progress Series* 174: 269-280.
- MARBÀ, N., DUARTE, C.M., DÍAZ-ALMELA, E., TERRADOS, J., ÁLVAREZ, E., MARTÍNEZ, R., SANTIAGO, R., GACIA, E. & GRAU, A.M., 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, C.M., 2006. Seagrass (*Posidonia oceanica*) Vertical Growth as an Early Indicator of Fish Farm-Derived Stress. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67: 475-483.
- MARBÀ, N., CALLEJA, M., DUARTE, C.M., ÁLVAREZ, E., DÍAZ-ALMELA, E. & HOLMER, M., 2007. Iron Additions Revert Seagrass (*Posidonia oceanica*) Decline in Carbonate Sediments. *Ecosystems* 10: 745-756, DOI: 10.1007/s10021-007-9053-8.
- MARBÀ, N., DUARTE, C.M., HOLMER, M., CALLEJA, M.L., ÁLVAREZ, E., DÍAZ-ALMELA, E. & GARCÍAS-BONET, N., 2008. Sedimentary Iron Inputs Stimulate Seagrass (*Posidonia oceanica*) Population Growth in Carbonate Sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76: 710-713.
- MARION, A.F., 1883. Esquisse d'une topographie zoologique du Golfe de Marseille. *Ann. Mus. Hist. Nat. Marseille* 1: 6-108.
- 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 del Instituto Español de Oceanografía*. pp 111-122.
- MATEO, M.A., ROMERO, J., PÉREZ, M., LITTLER, M.M. & LITTLER, D.S., 1997. Dynamics of Millenary Organic Deposits Resulting from the Growth of the Mediterranean Seagrass *Posidonia oceanica*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 44: 103-110.
- MAYOT, N., BOUDOURESQUE, C.F. & LERICHE, A., 2005. Unexpected Response of the Seagrass *Posidonia oceanica* to a Warm-Water Episode in the North Western Mediterranean Sea. *C.R. Biologies* 328: 291-296.
- MAZZELLA, L. & OTT, J.A., 1984. Seasonal Changes in Some Features of *Posidonia oceanica* (L.) Delile Leaves and Epiphytes at Different Depths. In: Boudouresque, C.F., Jeudy de Grissac, A. & Olivier, J. (eds.) *International Workshop on Posidonia oceanica Beds*. Porquerolles, 12-15 de Octubre de 1983. GIS - Posidonie. Volumen 1: 119-127.
- MEDINA, J.R., TINTORÉ, J. & DUARTE, C.M., 2001. Las praderas de *Posidonia oceanica* y la regeneración de playas. *Revista de Obras Públicas* 3409: 31-43.
- MEINESZ, A., LAURENT, R., 1978. Cartographie et état de la limite inférieure de l'herbier de *Posidonia oceanica* dans les Alpes-Maritimes (France). Campagne Poseidon 1976. *Botanica Marina* 21: 513-526.
- MEINESZ, A. & LEFEVRE, J.R., 1984. Régénération d'un herbier de *Posidonia oceanica* quarante années après sa destruction par une bombe dans la rade de Villefranche (Alpes-Maritimes - France). En: Boudouresque, C.F., Jeudy de Grissac, A. & Olivier, J. (eds.) *International Workshop on Posidonia oceanica beds*. Porquerolles, 12-15 de Octubre de 1983. GIS - Posidonie. Volumen 1: 39-44.
- Ministerio de Medio Ambiente, 2006. *Especies amenazadas: Pinna nobilis*. www.mma.es/secciones/biodiversidad/especies_amenazadas/catalogo_especies/no_artropodos/pdf/INV13.pdf
- MOISSETTE, P., KOSKERIDOU, E., CORNÉE, J.J., GUILLOCHEAU, F. & LÉCUYER, C., 2007. Spectacular Preservation of Seagrasses and Seagrass-Associated Communities from the Pliocene of Rhodes, Greece. *Palaïos* 22: 200-211.
- MOLERO, J., SÁNCHEZ-CABEZA, J.A., MERINO, J., MITCHELL, P.I. & VIDAL-QUADRAS, A., 1999. Impact of Cs-134 and Cs-137 from the Chernobyl Reactor Accident on the Spanish Mediterranean Marine Environment. *Journal of Environmental Radioactivity* 43 (3): 357-370.
- MONTEFALCONE, M., ALBERTELLI, G., BIANCHI, C. N., MARIANI, M. & MORRI, C., 2006. A New Synthetic Index and a Protocol for Monitoring the Status of *Posidonia oceanica* Meadows: A Case Study at Sanremo (Ligurian Sea, NW Mediterranean). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16: 29-42.
- MONTEFALCONE, M., CHIANTORE, M., LANZONE, A., MORRI, C., ALBERTELLI, G. & BIANCHI C. N., 2008. BACI Design Reveals the Decline of the Seagrass *Posidonia oceanica* Induced by Anchoring. *Marine Pollution Bulletin* (In press).

- MONTERO JIMÉNEZ, M. & CODINA SOLER A., 2004. + *Posidonia = mar + vivo*. Red de Control de las praderas de *Posidonia oceanica*. Instituto de Ecología Litoral. www.ecologialitoral.com/EA/material/Posi.pdf
- MORENO, D., AGUILERA, P.A., CASTRO, H., MARTÍNEZ VIDAL, J.L., MARTÍNEZ SOLA, F. & SANZ, F., 1999. Valoración del impacto de los vertidos hídricos industriales en el litoral: aproximación metodológica al estudio de la pradera de *Posidonia oceanica* (L.) Delile. En: Navarro Flores, A., Sánchez Garrido, J.A. & Collado Fernández, M.D. (eds.). *Minería, Industria y Medio Ambiente en la cuenca mediterránea*. Universidad de Almería. pp 227-236.
- MORENO, D., AGUILERA, P.A. & 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: 325-332.
- MORENO, D. & GUIRADO, J., 2003. Nuevos datos sobre la distribución de las fanerógamas marinas en las provincias de Almería y Granada (SE España). *Acta Botanica Malacitana* 28: 105-120.
- MORENO, D., LUQUE, A.L. & TEMPLADO, J., 2004. Distribución en Andalucía. En: Luque A.A. & Templado, J. (coords.). *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Sevilla: Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente. pp 60-63.
- NOVAK, R., 1982. Spatial and Seasonal Distribution of the Meiofauna in the Seagrass *Posidonia oceanica*. *Neth J Sea Res.* 16: 380-388.
- PANAYOTIDIS, P., 1980. Contribution à l'étude qualitative et quantitative de l'association *Posidonietum oceanicae* Funk 1927. Tesis doctoral. Universidad de Aix-Marseille II.
- PANSINI, M. & PRONZATO, R., 1985. Distribution and Ecology of Epiphytic Porifera in Two *Posidonia oceanica* (L.) Delile Meadows of the Ligurian and Tyrrhenian Sea. *PSZNI: Marine Ecology* 6 (1): 1-11.
- PASQUALINI, V., PERGENT-MARTINI, C., CLABAUT, P. & PERGENT, G., 1998. Mapping of *Posidonia oceanica* Using Aerial Photographs and Side Scan Sonar: Application off the Island of Corsica (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 47: 359-367.
- PÉRÈS, J.M. & PICARD, J., 1964: Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Recl. Trav. Stn. Mar. Endoume* 31 (47): 1-140.
- PÉREZ, M., INVERS, O., RUIZ, J.M., FREDERIKSEN, M.S. & HOLMER, M., 2007. Physiological Responses of the Seagrass *Posidonia oceanica* to Elevated Organic Matter Content in Sediments: An Experimental Assessment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 344: 149-160.
- PERGENT, G. & PERGENT-MARTINI, C., 1990. Some Applications of Lepidochronological Analysis in the Seagrass *Posidonia oceanica*. *Botanica Marina* 33: 299-310.
- PERGENT, G., PERGENT-MARTINI, C. & BOUDOURESQUE, C.F., 1995. Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée: Etat des connaissances. *Mesogée* 54: 3-27.
- PERGENT-MARTINI, C. & PERGENT, G., 1996. Spatio-Temporal Dynamics of *Posidonia oceanica* Beds Near a Seawage Outfall (Mediterranean - France). En: Kuo, J., Phillips, R.C., Walker, D.I. & Kirkman, H. (eds.). *Seagrass Biology: Proceedings of an International Workshop*. Rottneest Island (Western Australia) 25-29 de enero de 1996. pp 299-306.
- PERGENT-MARTINI, C. & PERGENT, G., 2000. Marine Phanerogams as a Tool in the Evaluation of Marine Trace-Metal Contamination: An Example from the Mediterranean. *International Journal of Environment and Pollution* 13 (1-6): 126-147.
- PIAZZI, L., 2002. Epiphytic Macroalgal Assemblages of *Posidonia oceanica* Rhizomes in the Western Mediterranean. *European Journal of Phycology* 37: 69-76.
- PIAZZI, L., BALATA, D., CECCHI, E. & CINELLI, F., 2003. Co-occurrence of *Caulerpa taxifolia* and *C. racemosa* in the Mediterranean Sea: Interspecific Interactions and Influence on Native Macroalgal Assemblages. *Cryptogamie Algologie* 24: 233-243.
- PIAZZI, L., MEINESZ, A., VERLAQUE, M., et al., 2005. Invasion of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (*Caulerpales*, *Chlorophyta*) in the Mediterranean Sea: An Assessment of the Spread. *Cryptogamie Algologie* 26 (2): 189-202.
- PICARD, J., 1985. Réflexions sur les écosystèmes marins benthiques: hiérarchisation, dynamique spatio-temporelle. *Téthys, Fr.* 11 (3-4): 230-242.
- PIRC, H., 1984. Depth Adaptation in *Posidonia oceanica* (L.) Delile. En: Boudouresque, C.F., Jeudy de Grissac, A. & Olivier, J. (eds.) *International*

- Workshop on Posidonia oceanica Beds*. Porquerolles, 12-15 de Octubre de 1983. Publ: GIS - Posidonie. Volumen 1: 227-234.
- POOLE, H.H. & ATKINS, W.R.G., 1929. Photoelectric Measurements of the Penetration of Light Into Sea Water. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* 16: 297 P.
- PRADO, P., ALCOVERRO, T., MARTÍNEZ-CREGO, B., VERGÉS, A., PÉREZ, M. & ROMERO, J., 2007. Macrograzers Strongly Influence Patterns of Epiphytic Assemblages in Seagrass Meadows. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 350: 130-143.
- PROCACCINI, G. & PIAZZI, L., 2001. Genetic Polymorphism and Transplantation Success in the Mediterranean Seagrass *Posidonia oceanica*. *Restoration Ecology*.
- PROCACCINI, G., ORSINI, L., RUGGIERO, M.V. & SCARDI, M., 2001. Spatial Patterns of Genetic Diversity in *Posidonia oceanica*, An Endemic Mediterranean Seagrass. *Molecular Ecology* 10: 1.413-1.421.
- RAMOS-ESPLÁ, A., 1984. Cartografía de la pradera superficial de *Posidonia oceanica* en la bahía de Alicante (SE. España). En: Boudouresque, C.F., Jedy de Grissac, A. & Olivier, J. (eds.) *International Workshop on Posidonia oceanica beds*. Porquerolles, 12-15 de Octubre de 1983. GIS - Posidonie. Volumen 1: 57-61.
- REÑONES, O., MASSUTÍ, E., MORANTA, J., COLL, J. & MORENO, I., 1995. Fish Fauna of *Posidonia oceanica* Seagrass Meadows in Palma Bay (Balearic Islands). *Cybium* 19(2): 201-206.
- REUSCH, T.B., EHLERS, A., HÄMMERLI, A., et al., 2005. Ecosystem Recovery After Climatic Extremes Enhanced by Genotypic Diversity. *Proceedings National Academy of Sciences USA* 102: 2.826-2.831.
- REY, J. & DÍAZ DEL RIO, V., 1989. Cartografía de los fondos marinos de la bahía de Palma (Islas Baleares, España): distribución de las praderas vegetales y sedimentos superficiales. En: Boudouresque, C.F., Meinesz, A., Fresi, E., & Gravez, V., (eds.) *The Second International Workshop on Posidonia Beds*. GIS - Posidonie. Ischia (Italia), 7-11 de octubre de 1985. Volumen 2: 29-41.
- RIBES, T. & GRACIA, M.P., 1991. Foraminifères des herbiers des posidonies de la Méditerranée occidentale. *Vie et Milieu* 41 (2-3): 192-201.
- ROBERTS, D., GEBRUK, A., LEVIN, V., et al., 2000. Feeding and Digestive Strategies in Deposit-Feeding Holothurians. *Oceanography and Marine Biology* 38: 257-310.
- ROMANO, J.C., BENSOUSSAN, N., YOUNES, W. A.N. & ARLHAC, D., 2000. Anomalie thermique dans les eaux du golfe de Marseille durant l'été 1999. Une explication partielle de la mortalité d'invertébrés fixés?. *C.R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la vie / Life Sciences* 323: 415-427.
- ROMEO, M., GNASSIA-BARELLI, M., JUHEL, T. & MEINESZ, A., 1995. Memorization of Heavy Metals by Scales of the Seagrass *Posidonia oceanica*, Collected in the NW Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 120: 211-218.
- ROMERO, J., 2004. La producción primaria y su destino. Características de los restos de la planta. En: Luque, A.A. & Templado, J. (coords) *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Sevilla: Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente. pp 74-81.
- 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.
- ROS, J., OLIVELLA, I. & GIL, J., 1984. *Els Sistemes Naturals de les Illes Medes*. Inst. Estud. Cat., Arx. Sec. Cien. 73. Barcelona. 828 p.
- RUIZ, J.M., PEREZ, M. & ROMERO, J., 2001. Effects of Fish Farm Loadings on Seagrass (*Posidonia oceanica*) Distribution, Growth and Photosynthesis. *Marine Pollution Bulletin* 42: 749-760.
- RUIZ, J.M., BARBERÁ, C., MARÍN, L. & GARCÍA, R., 2006a. *Las praderas de Posidonia en Murcia*. Red de seguimiento y voluntariado ambiental. Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Murcia. www.ieo.es/posidonia.htm.
- RUIZ FERNÁNDEZ, J.M., RAMOS SEGURA, A., GARCÍA MUÑOZ, R. & SANDOVAL GIL, J.M., 2006b. *Informe anual de resultados del tercer año de seguimiento (2006) de la red de Posidonia oceanica de la Región de Murcia*. Murcia: Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Murcia. 108 pp. www.ieo.es/posidonia.htm.
- SABAH, S.C., RUIZ, J.M. & MAS, J., 2003. Response of the Mediterranean Seagrass *Posidonia oceanica* to Salinity Increase: A *in situ* Experimental Approach. In: *Proceedings of the 38th European*

- Marine Biology Symposium*. Aveiro (Portugal), 8-12 de Septiembre, 2003. pp 187-188.
- SALAT, J. & PASCUAL, J., 2002. The Oceanographic and Meteorological Station at L'Estartit (NW Mediterranean). In: Briand, F. (ed.), *Tracking Long-Term Hydrological Change in the Mediterranean Sea*. Monaco: CIESM Workshop Series. Volumen 16, 22-24 de Abril, 2002. pp 29-32.
- SÁNCHEZ-CABEZA, J.A. & MOLERO, J., 2000. Plutonium, Americium and Radiocaesium in the Marine Environment Close to the Vandellos I Nuclear Power Plant Before Decommissioning. *Journal of Environmental Radioactivity* 51 (2): 211-228.
- SÁNCHEZ LIZASO, J.L., FERNÁNDEZ TORQUEMADA, Y. & GONZÁLEZ CORREA, J.M., 2007. *Efectividad de los trasplantes de Posidonia oceanica efectuados en el entorno del Puerto deportivo Luis Campomanes (Altea)*. Informe elaborado por la Universidad de Alicante y WWF.
- SÁNCHEZ-LIZASO, J.L., ROMERO, J., RUIZ, J.M., et al., 2008. Salinity Tolerance of the Mediterranean Seagrass *Posidonia oceanica*: Recommendations to Minimize the Impact of Brine Discharges from Desalination Plants. *Desalination* 221 (1-3): 602-607.
- SÁNCHEZ-POVEDA, M., MARTÍN, M.A. & SÁNCHEZ-LIZASO, J.L., 1996. Un nuevo índice para caracterizar el estado de conservación de las praderas de *Posidonia oceánica* (L.) Delile. 12ª reunión bienal de la Real Sociedad Española de Historia Natural. Tomo extraordinario. 125 Aniversario de la R.S.E.H.N. pp 448-450.
- SAN MARTÍN, G., 1984. *Estudio biogeográfico, faunístico y sistemático de los poliquetos de la familia sílidos (Syllidae: Polychaeta) en las Islas Baleares*. Madrid: Publicaciones de la Universidad Complutense de Madrid. 581 pp.
- SAN MARTÍN, G. & VIEITEZ, J.M., 1984. Anélidos poliquetos de los rizomas de *Posidonia oceanica* en las costas de Cabo de Palos (Murcia, España). En: Boudouresque, C.F., Jeudy de Grissac, A. & Olivier, J. (eds.) *International Workshop on Posidonia oceanica beds*. Porquerolles, 12-15 de Octubre de 1983. GIS - Posidonie. Volumen 1: 149-157.
- SAN MARTÍN, G., ESTAPÉ, S., GARCÍA-OCEJO, A., GÓMEZ, C. & JIMÉNEZ, P., 1990. Estudio de la taxocenosis de anélidos poliquetos de rizomas de *Posidonia oceanica* en las costas de Almería. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 6 (1): 41-58.
- Segundo Inventario Nacional de los Hábitat de España (II-INHE) www.mma.es/portallsecciones/biodiversidad/rednaturaleza2000/documentos_rednaturaleza/habitat_costeros.htm.
- SHORT, F.T. & COLES, R.G., 2001. *Global Seagrass Research Methods*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers B.V.
- SIRIBELLI, L., 1963. Considerazioni sulla fauna di Poriferi delle praterie di *Posidonia* del Golfo di Napoli. *Ann. Ist. Mus. Zool. Univ. Napoli* 15 (4): 1-8.
- SMITH, R.D., DENNISON, W.C. & ALBERTE, R. S., 1984. Role of Seagrass Photosynthesis in Root Aerobic Processes. *Plant Physiology*. 74: 1.055-1.058.
- SMITH, R. D, PREGNALL, A. M. & ALBERTE, R. S., 1988. Effects of Anaerobiosis on Root Metabolism of *Zostera marina* (eelgrass): Implications for Survival in Reducing Sediments. *Marine Biology* 98: 131-141.
- STOOKEY, L.L., 1970. Ferrozine - A New Spectrophotometric Reagent for Iron. *Analytical Chemistry* 42: 779-781.
- STRICKLAND, J.D.H., 1958. Solar Radiation Penetrating the Ocean. A Review of Requirements, Data and Methods of Measurement, with Particular Reference to Photosynthetic Productivity. *Journal of Fisheries Research Board, Canada* 15: 453-493.
- SØRENSEN, J., 1982. Reduction of Ferric Iron in Anaerobic, Marine Sediment and Interaction With Reduction of Nitrate and Sulfate. *Applied and Environmental Microbiology* 43: 319-324.
- TEMPLADO, J., 2001. *Pinna nobilis* Linnaeus, 1758. En: Ramos, M.A., Bragado, D. & Hernández, J. (eds.). *Los Invertebrados no insectos de la Directiva de Hábitats en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente. Colección Técnica. pp 82-92.
- TEMPLADO, J., 2002. *Pinna nobilis*. En: Templado, J. & Calvo, M. (eds.). *Flora y fauna de la Reserva marina de las islas Columbretes*. Secretaría General de Pesca Marítima (MAPA). pp 126-129.
- TEMPLADO, J., BALLESTEROS, E., GARCÍA RASO, J. E., SAN MARTÍN, G., LÓPEZ GARCÍA, E., SALAS, C., LUQUE, A. A., SÁNCHEZ-LIZASO, J. L. & MORENO, D., 2004. La comunidad posidonícola. En: Luque, A.A. & Templado, J. (coords) *Prade-*

- ras y bosques marinos de Andalucía. Sevilla: Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente. pp 89-116.
- TERRADOS, J. & DUARTE, C.M., 2000. Experimental Evidence of Reduced Particle Resuspension Within a Seagrass (*Posidonia oceanica* L.) Meadow. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 243: 45-53.
- THORHAUG, A., BLAKES, N. & SCHROEDER, P.B., 1978. The Effect of Heated Effluents from Power Plants on Seagrass (*Thalassia*) Communities Quantitatively Comparing Estuaries in the Subtropics to the Tropics. *Marine Pollution Bulletin* 9: 181-187.
- TOMAS, F., ROMERO, J. & TURON, X., 2004. Settlement and Recruitment of the Sea Urchin *Paracentrotus lividus* in Two Contrasting Habitats in the Mediterranean. *Marine Ecology-Progress Series* 282: 173-184.
- TOMAS, F., TURON, X. & ROMERO, J., 2005. Seasonal and Small-Scale Spatial Variability of Herbivory Pressure on the Temperate Seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Ecology-Progress Series* 301: 95-107.
- TOMAS, F., TURON, X. & ROMERO, J., 2005. Effects of Herbivores on a *Posidonia oceanica* Seagrass Meadow: Importance of Epiphytes. *Marine Ecology-Progress Series* 287: 115-125.
- TORRES, J., GARCÍA-CARRASCOSA, A.M., BENEDITO, V., ESTEBAN, J.L., GINER, I.M., & CAPACCIONI, R., 1990. *Posidonia oceanica* Barrier-Reefs at Spanish Eastern Coasts. Domenge, F., *Rapp. Comm. int. Mer. Médit.* Preliminary Data. Reunion Commission internationale pour l'exploration scientifique de la mer Méditerranée, Perpignan. 32: p 9. F Doumenge.
- TRAEER, K., 1980. The Consumption of *Posidonia oceanica* Delile by Echinoids in the Island of Ischia. En: Jangoux, M., *Echinoderms: Present and Past*. Rotterdam, Holanda: A.A. Balkema. pp 241-244.
- VALENTINE, J.F., HECK JR, K.L., BUSBY, J. & WEBB, D., 1997. Experimental Evidence that Herbivory Increases Shoot Density and Productivity in a Subtropical Turtlegrass (*Thalassia testudinum*) Meadow. *Oecologia*. 112: 193-200.
- VALIELA, I., & COLE, M.L., 2002. Comparative Evidence that Salt Marshes and Mangroves May Protect Seagrass Meadows from Land-derived Nitrogen Loads. *Ecosystems* 5: 92-102. DOI: 10.1007/s10021-001-0058-4
- VERLAQUE, M., 1981. Preliminary Data on Some *Posidonia* feeders. Monaco: *Rapp. Commis. Internat. Mer. Médit* 27 (2): 201-202
- VERLAQUE, M., NEDELEC, H. & DIAPOULIS, A., 1981. Preliminary Data on *Posidonia* Consumption by *Paracentrotus lividus* in Corsica (France). Monaco: *Rapp. Commis. Internat. Mer Médit.* 27 (2): 203-204.
- VERSCHUUR, G.L., 1997. Transparency Measurements in Garner Lake, Tennessee; The Relationship Between *Secchi* Depth and Solar Altitude and a Suggestion for Normalization of *Secchi* Depth Data. *J. Lake and Reserv. Manage.* 13 (2): 142-153.
- VICENTE, N., 1990. Estudio ecológico y protección del molusco lamelibranquio *Pinna nobilis* L. 1758 en la costa mediterránea. *Iberus* 9 (1-2): 269-279.
- VICENTE, N., 2003. Le grande nacre de Méditerranée *Pinna nobilis*. *Mem. Inst. Océanogr. Paul Ricard*. pp 7-16.
- VILLÈLE, X. & VERLAQUE, M., 1995. Changes and Degradation in a *Posidonia oceanica* Bed Invaded by the Introduced Tropical Alga *Caulerpa taxifolia* in the North Western Mediterranean. *Botanica Marina* 38: 79-87.
- VV.AA., 2002. *Estudio de los efectos de incrementos de salinidad sobre la fanerógama marina Posidonia oceanica y su ecosistema, con el fin de prever y minimizar los impactos que pudieran causar los vertidos de aguas de rechazo de plantas desaladoras*. Documento de síntesis. Madrid: WWF/ADENA. www.wwf.es.
- VV.AA., 2004. *Evaluación de la situación y propuestas de actuación para la conservación de la nacre en el LIC de la Serra Gelada y la Marina Baixa. Contrato de investigación aplicada a la conservación de la nacre (Pinna nobilis) en la Comunidad Valenciana*. Generalitat Valenciana, Dirección General de Planificación y Gestión del Medio, Servicio de Conservación y Gestión de la Biodiversidad, Consellería de Territorio y Vivienda. 87 p.
- WILLIAMS, B.K., et al., 2002. *Analysis and Management of Animal Populations*. San Diego, USA: Academic Press.
- WILLSIE, A., 1983. Zonation de la macrofaune endogée de la matte d'herbier de *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Rapports et Procès Verbaux des réunions Commission Internationale pour l'Exploitation Scientifique de la Mer Méditerranée* 28 (3): 165-168.

ZUPI, V. & FRESI, E., 1984. A Study on the Food Web of the *Posidonia oceanica* Ecosystem: Analysis of the Gut Contents of Echinoderms. En: Boudouresque, C.F., Jeudy de Grissac, A. & Olivier, J. (eds.) *International Workshop on Posidonia oceanica Beds*. Porquerolles, 12-15 de Octubre de 1983. GIS - Posidonie. Volumen 1: 373-379.

ANEXO 1 INFORMACIÓN COMPLEMENTARIA SOBRE ESPECIES

ESPECIES CARACTERÍSTICAS Y DIAGNÓSTICAS

En la siguiente tabla A 1.1 se ofrece un listado con las especies que, según la aportación de la Sociedad Española de Biología de la Conservación

de Plantas (SEBCP), pueden considerarse como características y/o diagnósticas del tipo de hábitat de interés comunitario 1120*. En ella se encuentran caracterizados los diferentes taxones en función de su presencia y abundancia en este tipo de hábitat.

Tabla A1.1

Taxones que, según la aportación de la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP), pueden considerarse como característicos y/o diagnósticos del tipo de hábitat de interés comunitario 1120*.

Taxón	Subtipo	Especificaciones regionales	Presencia*	Abundancia	Ciclo vital/presencia estacional/Biología	Comentarios
PLANTAS						
<i>Posidonia oceanica</i>			Habitual diagnóstica exclusiva	Dominante	Perenne	

Datos aportados por la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP).

Comentarios:

Las praderas de *Posidonia* constituyen comunidades monoespecíficas; sin embargo, si se modifica el medio, se favorece la colonización del hábitat por otras fanerógamas marinas como *Cymodocea nodosa* o bien por algas oportunistas como la exótica *Caulerpa taxifolia* o *C. racemosa*.

* **Presencia:** Habitual: taxón característico, en el sentido de que suele encontrarse habitualmente en el tipo de hábitat; Diagnóstica: entendida como diferencial del tipo/subtipo de hábitat frente a otras; Exclusiva: taxón que sólo vive en ese tipo/subtipo de hábitat.

NOTA: si alguna de las referencias citadas no se encuentra entre la bibliografía de este anexo es porque se ha incluido anteriormente en la bibliografía general de la ficha

Referencias bibliográficas: Luque & Templado, 2004; Moreno & Guirado, 2006; Laguna (coord.), 2003).

ESPECIES DE LOS ANEXOS II, IV Y V

En la siguiente tabla A 1.2 se citan especies incluidas en los anexos II, IV y V de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) y en el anexo I de la Directiva de Aves (79/409/

CEE) que, según la aportación del Centro Iberoamericano de la Biodiversidad (CIBIO, Instituto Universitario de Investigación, Universidad de Alicante), se encuentran común o localmente presentes en el tipo de hábitat de interés comunitario 1120*.

Taxón	Anexos Directiva	Afinidad* hábitat	Afinidad* subtipo	Comentarios
INVERTEBRADOS				
<i>Pinna nobilis</i> (Linnaeus, 1759)		Especialista		

Datos aportados por el Centro Iberoamericano de la Biodiversidad (CIBIO, Instituto Universitario de Investigación, Universidad de Alicante).

¹Ramos *et al.*, 2001.

* **Afinidad:** Obligatoria: taxón que se encuentra prácticamente en el 100% de sus localizaciones en el hábitat considerado; Especialista: taxón que se encuentra en más del 75% de sus localizaciones en el hábitat considerado; Preferencial: taxón que se encuentra en más del 50% de sus localizaciones en el tipo de hábitat considerado; No preferencial: taxón que se encuentra en menos del 50% de sus localizaciones en el tipo de hábitat considerado.

NOTA: si alguna de las referencias citadas no se encuentra entre la bibliografía de este anexo es porque se ha incluido anteriormente en la bibliografía general de la ficha.

Tabla A1.2

Taxones incluidos en los anexos II, IV y V de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) y en el anexo I de la Directiva de Aves (79/409/CEE) que se encuentran común o localmente presentes en el tipo de hábitat 1120*.

IDENTIFICACIÓN Y EVALUACIÓN DE LAS ESPECIES TÍPICAS

En la siguiente tabla A1.3 se ofrece un listado con las especies que, según las aportaciones de la SEBCP, pueden considerarse como típicas del tipo de hábitat

de interés comunitario 1120*. Se consideran especies típicas a aquellos taxones relevantes para mantener el tipo de hábitat en un estado de conservación favorable, ya sea por su dominancia-frecuencia (valor estructural) y/o por la influencia clave de su actividad en el funcionamiento ecológico (valor funcional).

Tabla A1.3

Identificación y evaluación de los taxones que, según las aportaciones de las sociedades científicas de especies (SEBCP), pueden considerarse como típicos del tipo de hábitat de interés comunitario 1120*.

Taxón	Nivel* y Opciones de referencia**	Directrices Estado Conservación					CNEA ***	Comentarios
		Área distribución	Extensión y calidad del tipo de hábitat	Dinámica poblaciones	Categoría de Amenaza UICN			
					España	Europa/Mundial		
PLANTAS								
<i>Posidonia oceanica</i> (L.) Delile	Tipo de Hábitat 1120* (1,2)	Endémica del Mediterráneo	Desconocida	Desconocida				Principal fanerógama que coloniza el hábitat

Aportación realizada por la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP).

* **Nivel de referencia:** indica si la información se refiere al tipo de hábitat en su conjunto, a alguno de sus subtipos y/o a determinados LIC.

** **Opciones de referencia:** 1: taxón en el que se funda la identificación del tipo de hábitat; 2: taxón inseparable del tipo de hábitat; 3: taxón presente regularmente pero no restringido a ese tipo de hábitat; 4: taxón característico de ese tipo de hábitat; 5: taxón que constituye parte integral de la estructura del tipo de hábitat; 6: taxón clave con influencia significativa en la estructura y función del tipo de hábitat.

*** **CNEA = Catálogo Nacional de Especies Amenazadas.**

NOTA: si alguna de las referencias citadas no se encuentra entre la bibliografía de este anexo es porque se ha incluido anteriormente en la bibliografía general de la ficha.

BIBLIOGRAFÍA CIENTÍFICA DE REFERENCIA

- LAGUNA, E. (coord.) 2003. *Hábitat Prioritarios de la Comunidad Valenciana. Valores faunísticos y botánicos*. Generalitat Valenciana, Conselleria de Territori i Hábitatge.
- LUQUE, A.A. & TEMPLADO, J., 2004. *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Sevilla: Junta de Andalucía.
- MORENO, D. & GUIRADO, J., 2006. Nuevos datos sobre la floración, fructificación y germinación de fanerógamas marinas en Andalucía. *Acta Botanica Malacitana* 31: 51-72.
- RAMOS, M.A., BRAGADO, D. & FERNÁNDEZ, J., 2001. *Los Invertebrados no Insectos de la Directiva de Hábitats en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, Organismo Autónomo Parques Nacionales.