ATLAS

de las praderas marinas de España

ATLAS

de las praderas marinas de España

ATLAS
de las praderas marinas de España

Ruiz, J. M.
Guillén, J. E.
Ramos Segura, A.
Otero, M. M.

España, 2015

Atlas de las praderas marinas de España.
IEO/IEL/UICN

Ruiz, J. M.
Guillén, J. E.,
Ramos Segura, A.
Otero, M. M.

Primera edición. España, 2015.

Depósito legal: A964-2015

Diseño y maquetación:

Estudio GDP

Molinero Lozano, V. F.
Iborra Giner, E.
Gracia Terol, F.

Adecuación para impresión

Factor Ñ

Impresión:

Solprint, Mijas (Málaga), España

Fotografías de cubiertas

De izquierda a derecha:

Posidonia oceanica. Fotografía: Javier Ferrer.

Cymodocea nodosa. Fotografía: Javier Murcia

Zostera noltii. Fotografía: Alex Lorente-SUBMON

Zostera marina. Fotografía: Pepe Elías Cabrera

Halophila decipiens. Fotografía: Rogelio Herrera

Reconocimiento-NoComercial-SinObraDerivada 3.0 España (CC BY-NC-ND 3.0 ES)

Esta obra debe citarse como:

Ruiz, J.M., Guillén, J.E., Ramos Segura, A. & Otero, M.M. (Eds.). 2015. *Atlas de las praderas marinas de España.* IEO/IEL/ UICN, Murcia-Alicante-Málaga, 681 pp.

Los capítulos deben citarse, por ejemplo como:

Romero, J., Pérez, M., Alcoverro, T., de Torres, M., Manzanera, M. & Allué, R. 2015. Praderas de angiospermas marinas de Cataluña. En: Ruiz, J.M., Guillén, J.E., Ramos Segura, A. & Otero, M.M. (Eds.). *Atlas de las praderas marinas de España*. IEO/IEL/UICN, Murcia-Alicante-Málaga: 121-177 pp.

Un apartado de capítulo (incluyendo los cuadros temáticos) debe citarse, por ejemplo como:

Pérez, M., Díaz, E. & Ruiz, J.M. 2015. Las praderas marinas de España: una visión general. Las angiospermas marinas. En: Ruiz, J.M., Guillén, J.E., Ramos Segura, A. & Otero, M.M. (Eds.). *Atlas de las praderas marinas de España*. IEO/IEL/UICN, Murcia-Alicante-Málaga: 37-53 pp.

Cacabelos, E., Quintas, P., Troncoso, J.S., Bárbara, I., García, V., Cremades, J., Garmendia, J.M., Puente, A., Recio, M. & Ondiviela, B. 2015. Las praderas marinas de España: una visión general. La biodiversidad de las praderas españolas: Atlántico norte. En: Ruiz, J.M., Guillén, J.E., Ramos Segura, A. & Otero, M.M. (Eds.). *Atlas de las praderas marinas de España*. IEO/IEL/UICN, Murcia-Alicante-Málaga: 87-91 pp.

Entidades participantes

Cataluña

Universtat de Barcelona. Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia.

Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CSIC).

Agència Catalana de l'Aigua, Departament de Territori i Sostenibilitat. Generalitat de Catalunya.

Direcció General de Pesca i Afers Maritims. Direcció General del Medi Natural y Biodiversitat.Generalitat de Catalunya

Islas Baleares

Asociación Tursiops.

Govern de les Illes Balears. Direcció General de Medi Rural i Marí.

Institut Mediterrani d'Estudis Avançats (IMEDEA-CSICUIB). Departament d'Investigació del Canvi Global.

Observatori Socioambiental de Menorca (OBSAM). Institut Menorquí d'Estudis (IME). Consell Insular de Menorca.

Comunidad Valenciana

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

Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

Instituto de Ecología Litoral

Instituto de Ecología Litoral.

Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural. Generalitat Valenciana.

GENERALITAT VALENCIANA
CONSELLERIA D'AGRICULTURA, MEDI AMBIENT, CANVI CLIMÀTIC I DESENVOLUPAMENT RURAL

GOBIERNO PROVINCIAL ALICANTE
La Dipu de los Pueblos

Diputación Provincial de Alicante.

Región de Murcia

Instituto Español de Oceanografía. Centro Oceanográfico de Murcia, Grupo de Ecología de Angiospermas Marinas (GEAM).

INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA 1914

Región de Murcia

Comunidad Autónoma Región de Murcia, Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente.

Andalucía

Agencia de Gestión Agraria y Pesquera de Andalucía (AGAPA), Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural, Junta de Andalucía.

JUNTA DE ANDALUCIA
Agencia de Gestión Agraria y Pesquera de Andalucía
CONSEJERÍA DE AGRICULTURA, PESCA Y DESARROLLO RURAL

UCA
Universidad de Cádiz

Universidad de Cádiz. Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Departamento de Biología, grupo de investigación Estructura y Dinámica de Ecosistemas Acuáticos (EDEA).

Proyecto LIFE+ Posidonia Andalucía. Coordinado por la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía.

LIFE+
posidonia andalucía

JUNTA DE ANDALUCIA
CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE

Life

NATURA 2000

UICN

Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, Centro de Cooperación del Mediterráneo (UICN-Med).

Territorios transfretanos

Organismo Autónomo Parques Nacionales.

CA Ceuta. Consejería de Medio Ambiente, OBIMA-SA.

SOLDECOCOS, Sociedad para el Desarrollo de las Comunidades Costeras.

Canarias

ECOS Estudios Ambientales y Oceanografía S.L.

Viceconsejería de Medio Ambiente.Gobierno de Canarias.

Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Departamento de Biología. BIOCON-ECOAQUA.

Galicia

Universidade dos Açores. Departamento de Biologia, Centro de Ecologia, Evolução e Alterações Ambientais (cE3c).

Universidad de Vigo. Departamento de Ecología y Biología Animal, Departamento de Biología Vegetal y Ciencias del Suelo.

Universidad de Santiago de Compostela. Facultad de Farmacia, Departamento de Botánica.

Universidad de A Coruña. Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología.

Asturias

Jardín Botánico Atlántico de Gijón.

Universidad de Oviedo. Departamento de Biología de Organismos y Sistemas.

Principado de Asturias. Consejería de Agroganadería y Recursos Autóctonos. Dirección General de Recursos Naturales.

Cantabria

Instituto de Hidráulica Ambiental de la Universidad de Cantabria (IH).

Gobierno de Cantabria. Museo Marítimo del Cantábrico (MMC).

País Vasco

AZTI Tecnalia, Unidad de Investigación Marina.

Con la colaboración de:

Fundación Biodiversidad del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

Fundación MAVA.

Agradecimientos

Los editores agradecen muy especialmente a todas aquellas personas cuya dedicación, entusiasmo, profesionalidad y paciencia han hecho posible la publicación de este *Atlas de las praderas de angiospermas marinas de España*. Queremos dar la enhorabuena a los 89 científicos, expertos, técnicos y gestores procedentes de todas las Comunidades Autónomas costeras e insulares de España que han contribuido a que esta obra se materialice con unos contenidos excelentes y actualizados de acuerdo al conocimiento disponible. Su participación y aportación ha sido para nosotros la mejor motivación y recompensa de este laborioso proyecto y, en consecuencia, nuestro más sincero agradecimiento y admiración por el trabajo realizado, su máxima disposición y su participación desinteresada.

Los editores agradecen por supuesto a sus respectivas organizaciones, el Instituto de Ecología Litoral (IEL), la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) y el Instituto Español de Oceanografía (IEO) por el apoyo recibido para la realización de este proyecto, así como a la Fundación Biodiversidad por la financiación de estos trabajos. Igualmente agradecemos el apoyo inicial al proyecto de las siguientes entidades: Direcciones Generales de Ganadería y Pesca y de Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Departamento de mejora y control de los ecosistemas acuáticos de la Agencia Catalana del Agua, Dirección General de Pesca y Asuntos Marítimos de la Generalitat de Cataluña, Dirección General de Gestión del Medio Natural de la Junta de Andalucía, Dirección General del Medio Rural y Marino del Gobierno de las Illes Balears, OCEANA, Dirección General de Biodiversidad y Participación Ambiental del País Vasco, Dirección General de Protección de la Naturaleza del Gobierno de Canarias, Dirección General del Medio Natural de la Generalitat Valenciana, Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada de la Universidad de Alicante, Dirección General de Conservación de la Naturaleza de la Xunta de Galicia, ECOS Estudios Ambientales y Oceanografía y al Ministerio de Agricultura, Agua y Medio Ambiente (MAGRAMA), especialmente a su División para la Protección del Mar de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente.

Esta primera edición del Atlas destaca no solo por el rigor y valor de sus contenidos, sino también por su valor estético y visual, alcanzado gracias a la profesionalidad de un equipo de diseñadores formado por Víctor Molinero, Paco Gracia y Eduardo Iborra, gracias también a la Fundación MAVA por el apoyo en la edición e impresión. El éxito visual de esta publicación debe ser compartido con la colaboración, también altruista y desinteresada, de auténticos entusiastas de la fotografía submarina cuyas aportaciones no solo han elevado el nivel estético de la obra, sino que además tienen un importante valor documental. En este sentido quisiéramos destacar y agradecer especialmente las aportaciones de un importante elenco de colaboradores externos: Javier Ferrer, Javier Murcia, César Cachón, Jose Luis Alcaide, Manu San Félix, Carlos Hernández González, Rafael Mesa, Arturo Boyra, Ricardo Bermejo, Pablo Marina, Serge Gofás, Jose Antonio Reina Hervás, Toni Sánchez Déniz, Lina Fernández, Álex Lorente, Felio Lozano, J. Izquierdo Jordá, J. Díaz, Manuel E. Garci, J. Martínez Vidal y Rafael Mesa. Por otro lado, son muchos

los autores que han participado en la redacción de los capítulos los que han aportado también abundante material fotográfico, gracias al cual ha sido posible ilustrar y documentar muchos aspectos y detalles de los contenidos de cada capítulo. Nos referimos a Fernando Espino, Ignacio Bárbara, AZTI-Tecnalia, Jesus S. Troncoso, Kike Ballesteros, Rogelio Herrera, Agustín Barrajón, Diego Moreno, Jose L. Rueda, Víctor M. Vázquez, Bárbara Ondiviela, María Recio, Fernando Brun, Javier Romero, Marta Pérez, Yolanda Fernández Torquemada, Santiago Jiménez, Maite Vázquez Luis, Manuel Ruiz de la Rosa, Javier Zapata y alguno de nosotros. Por último agradecer las aportaciones, más puntuales pero de gran valor documental, de dos excelentes fotógrafos de la naturaleza terrestre, Jose Luis Villaescusa y Julio Más Hernández.

Los Editores queremos también agradecer la implicación de algunos de los autores en las interminables tareas de revisión, e incluso redacción, de las diferentes partes y aspectos del Atlas, como Javier Romero, Eva Cacabelos o Kike Ballesteros, quienes nos han facilitado y aliviado la considerable carga de trabajo que este proyecto nos ha ocasionado. Igualmente agradecidos estamos al apoyo de la Infraestructura de Datos Espaciales del IEO y su responsable, Olvido Tello Antón, cuyo apoyo y asesoramiento ha sido fundamental para la correcta elaboración del material cartográfico y la edición final de los mapas.

Índice

A. Prólogos 16
Pablo Saavedra Inaraja, Eduardo Balguerías Guerra, Gabriel Soler Capdepon, Antonio Troya y C. den Hartog

B. Presentación 24
Juan M. Ruiz, Juan E. Guillén Nieto, Maria del Mar Otero y Aránzazu Ramos Segura

C. Las praderas marinas de España: una visión general 35

Las angiospermas marinas 37
Marta Pérez, Elena Díaz y Juan M. Ruiz

Ecología y extensión de las praderas marinas 54
Juan M. Ruiz, Aránzazu Ramos y Olvido Tello

El valor de las praderas de angiospermas marinas 64
Miguel Ángel Mateo Mínguez

Causas del deterioro y pérdida de praderas marinas en España: el impacto del hombre 70
J.L. Sánchez Lizaso, Juan M. Ruiz y Jaime Bernardeau Esteller

Gestión y conservación 80
Juan Guillén y María del Mar Otero

Cuadro temático 1: La biodiversidad de las praderas españolas 86

Atlántico norte 87
Eva Cacabelos, Patricia Quintas, Jesús S. Troncoso, Ignacio Bárbara, Verónica García, Javier Cremades, Joxe Mikel Garmendia, Araceli Puente, María Recio y Bárbara Ondiviela

Atlántico sur peninsular y mar de Alborán 91
José L. Rueda, Javier Urra y Ángel Mateo Ramírez

Mar Mediterráneo 99
Enric Ballesteros y José Templado

Islas Canarias 111
Fernando Tuya y Fernando Espino

D. Praderas de angiospermas marinas 120

I Cataluña 121
Javier Romero, Marta Pérez, Teresa Alcoverro, Mariona de Torres,Marta Manzanera y Rosario Allué

Descripción general del área 123

Ecología y extensión de las praderas marinas 126

Presiones y amenazas 132

Estado y tendencias 140

Cuadro temático 1. Cartografía y seguimiento de las praderas de *Posidonia oceanica* de las Islas Medes 142

Cuadro temático 2. Distribución y abundancia de *Cymodocea nodosa* en las bahías del delta del Ebro 146

Gestión y Conservación 150

Futuras direcciones 152

Cartografías 155

Norte de Girona
Sur de Girona
Sur de Girona (La Selva) y norte de Barcelona
Sur de Barcelona
Norte de Tarragona
Sur de Tarragona

II Islas Baleares 179
E. Álvarez, A.M. Grau, N. Marbà y D. Carreras

Descripción general del área 181

Ecología y extensión de las praderas marinas 182

Presiones y amenazas 192

Cuadro temático 1. La bahía de Palma caso paradigmático del impacto de la actividad humana en la pradera de *Posidonia oceanica* *198*

Estado y tendencias 200

Gestión y Conservación 202

Futuras direcciones 206

Cartografías 209

Ibiza y Formentera
Mallorca
Menorca

III **Comunidad Valenciana** 221
J.E. Guillén, J.L. Sánchez Lizaso, Y. Fernández Torquemada, A. Triviño, S. Jiménez, J. Martínez, D. Gras y G. Soler

Descripción general del área 223
Ecología y extensión de las praderas marinas 224
Presiones y amenazas 236
Cuadro temático 1. Impactos de la pesca de arrastre sobre las praderas de *Posidonia oceanica* en la provincia de Alicante, y su protección y recuperación mediante arrecifes antiarrastre 240
Estado y tendencias 244
Gestión y Conservación 248
Futuras direcciones 250
Cartografías 253
Norte de Castellón
Sur de Castellón
Norte de Valencia
Sur de Valencia
Norte de Alicante
Sur de Alicante

IV **Murcia** 267
Juan M. Ruiz, Lázaro Marín Guirao, Aránzazu Ramos Segura, Rocío García Muñoz, Emilio María-Dolores Pedrero, Juana Guirao, Francisca Baraza, Antonio López Hernández, Carlos José García Alonso

Descripción general del área 269
Ecología y extensión de las praderas marinas 272
Cuadro temático 1. El Mar Menor 278
L. Marín Guirao, M.D. Belando, R. García Muñoz, A. Ramos Segura y J.M. Ruiz
Presiones y amenazas 284
Cuadro temático 2. Impactos del fondeo sobre la pradera de *Posidonia oceanica* *288*
Estado y tendencias 292
Gestión y Conservación 296
Futuras direcciones 300
Cartografías 305
Nordeste de la Región de Murcia (Mar Menor)
Sudoeste de la Región de Murcia

V **Andalucía** 313
Mª Carmen Arroyo, Agustín Barrajón, Fernando G. Brun, Fernando del Castillo, Julio De la Rosa, Elena Díaz Almela, Manuel Fernández Casado, Ignacio Hernández, Diego Moreno, José Lucas Pérez-Lloréns, Maria del Mar Otero, José Miguel Remón, Juan José Vergara y María Soledad Vivas

Descripción general del área 315
Ecología y extensión de las praderas marinas 318
Cuadro temático 1. Praderas marinas en la bahía de Cádiz 328

Cuadro temático 2. Praderas marinas en Granada 329

Presiones y amenazas 332

Cuadro temático 3. Praderas marinas en el Paraje Natural de los Acantilados de Maro-Cerro Gordo 338

Cuadro temático 4. Levante almeriense 341

Cuadro temático 5. Cabo de Gata 343

Cuadro temático 6. Arrecife barrera de posidonia, Bajos de Roquetas 345

Estado y tendencias 348

Gestión y Conservación 356

Futuras direcciones 358

Cartografías 361

Este de Almería
Almería-Cabo de Gata
Oeste de Almería
Granada
Este de Málaga (Nerja-Málaga)
Málaga-Mijas
Oeste de Málaga y nordeste de Cádiz (Marbella-La Línea de la Concepción)
Cádiz (bahía de Algeciras)
Cádiz (bahía de Cádiz)
Este de Huelva (Doñana)
Oeste de Huelva

VI Territorios transfretanos 399

F. Javier Zapata, F. Javier Martínez Medina, Ángel Orozco Rodríguez, Juan José Villalón Arias y Jaime Bernardeau Esteller

Descripción general del área 401

Ecología y extensión de las praderas marinas 404

Presiones y amenazas 408

Estado y tendencias 410

Gestión y Conservación 412

Futuras direcciones 414

Cartografías 417

Islas Chafarinas

VII Islas Canarias 423

Manuel Ruiz de la Rosa, Fernando Tuya, Rogelio Herrera, Leopoldo Moro Abad, Fernando Espino, Ricardo Haroun y Pablo Manen

Descripción general del área 425

Ecología y extensión de las praderas marinas 428

Cuadro temático 1. El papel de las praderas de *Cymodocea nodosa* como zona de alevinaje 430

Cuadro temático 2. Status actual de *Zostera noltii*, un caso crítico 440

Presiones y amenazas 446

Cuadro temático 3. Incidencia de las grandes infraestructuras costeras sobre los

sebadales: el nuevo puerto de Arinaga como caso paradigmático 450

Estado y tendencias 456

Gestión y Conservación 458

Futuras direcciones 462

Cartografías 465

El Hierro
La Palma
La Gomera
Tenerife
Gran Canaria
Lanzarote
Fuerteventura

VIII Galicia 489

Eva Cacabelos, Patricia Quintas, Jesús S. Troncoso, José Sánchez, Javier Amigo, Inmaculada Romero, Verónica García, Javier Cremades e Ignacio Bárbara

Descripción general del área 491

Ecología y extensión de las praderas marinas 492

Cuadro temático 1. Situación de las praderas de *Zostera* spp. de O Grove (ría de Arousa) 496

Presiones y amenazas 498

Cuadro temático 2. Evolución de las praderas en la ría de Pontevedra en los últimos 50 años 499

Estado y tendencias 502

Gestión y Conservación 504

Futuras direcciones 506

Cartografías 509

Sur de Pontevedra
Norte de Pontevedra
Oeste de A Coruña (Fisterra y ría de Muros e Noia)
Oeste de A Coruña (ría de Camariñas y ría de Corme e Laxe)
Noroeste de A Coruña
Norte de A Coruña
Lugo

IX Asturias 531

Álvaro Bueno Sánchez, José Antonio Fernández Prieto, Paloma Peón Torre, Susana García Díaz, Teresa Sánchez Corominas y Víctor M. Vázquez

Descripción general del área 533

Ecología y extensión de las praderas marinas 538

Presiones y amenazas 542

Gestión y Conservación 546

Cartografías 549

Oeste de Asturias (de ría del Eo a cabo Busto)

Oeste de Asturias (de cabo Busto a ría de Avilés)
Este de Asturias (de cabo Peñas a ría de Villaviciosa)
Este de Asturias (de ría de Ribadesella a ría de Tina Mayor)

X Cantabria 567
Bárbara Ondiviela, Gerardo García-Castrillo, María Recio, Araceli Puente y José A. Juanes

Descripción general del área 569
Ecología y extensión de las praderas marinas 570
Cuadro temático 1. Evolución de las angiospermas marinas en la bahía de Santander 574
Presiones y amenazas 576
Estado y tendencias 578
Gestión y Conservación 580
Futuras direcciones 582
Cartografías 585
Oeste de Cantabria
Este de Cantabria

XI País Vasco 595
Joxe Mikel Garmendia, Guillem Chust, Mireia Valle, Ángel Borja y Javier Franco

Descripción general del área 597
Ecología y extensión de las praderas marinas 598
Presiones y amenazas 604
Estado y tendencias 608
Gestión y Conservación 612
Futuras direcciones 614
Cartografías 617
Vizcaya
Guipúzcoa

E. Referencias bibliográficas 625

F. Glosario 672

Prólogos

Pablo Saavedra Inaraja
Secretario de Estado de Medio Ambiente
Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

Quienes tenemos la responsabilidad de proteger y gestionar el medio ambiente marino en España, somos muy conscientes de la importancia de las praderas marinas. Estos hábitats marinos se encuentran presentes en casi todas las zonas costeras del territorio nacional, y su conservación es fundamental no sólo para el funcionamiento del ecosistema, sino también para la sostenibilidad de actividades socio-económicas tan importantes como la pesca, la acuicultura o el turismo.

Por esta razón las praderas marinas han ocupado, y ocupan, un lugar muy relevante en las acciones y políticas que desde la Secretaría de Estado de Medio Ambiente hemos impulsado y desarrollado para la protección de los ecosistemas marinos, a través de la División para la Protección del Mar.

Las praderas marinas están reconocidas como hábitats prioritarios y de importancia comunitaria de la Directiva de Hábitats. Y, de hecho, muchas de las áreas marinas que conforman la Red Natura 2000 marina española, han sido declaradas como tales gracias a la presencia de praderas marinas.

Las praderas de angiospermas marinas son excelentes bioindicadores de la calidad de las aguas, y junto con las macroalgas y los invertebrados bentónicos, son los elementos del ecosistema marino costero empleados para la determinación del estado ecológico de las masas de agua costeras, de acuerdo con la Directiva Marco del Agua.

En lo que respecta a la aplicación de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina, las praderas marinas han sido identificadas como elementos relevantes para la determinación del buen estado ambiental de las cinco demarcaciones marinas españolas, al aportar información clave para evaluar el estado de la biodiversidad, la eutrofización o la integridad del fondo marino.

Las praderas marinas son hábitats vulnerables que desempeñan un papel crucial en el balance del carbono global y, por tanto, en la capacidad de adaptación del ecosistema marino a los futuros escenarios del cambio climático. Por lo que el conocimiento preciso de su distribución es fundamental para protegerlas, para facilitar la evaluación de proyectos y actividades susceptibles de generar impacto sobre ellas, y para la elaboración de programas de seguimiento.

El complejo trabajo realizado es el fruto del esfuerzo conjunto de científicos, técnicos, gestores y organizaciones no gubernamentales, que durante muchos años han centrado su empeño en el estudio y conservación de estos hábitats en nuestro país.

Este *"Atlas de praderas marinas de España"* es una obra necesaria. Y muy oportuna, ya que ve la luz en un momento en que la información cartográfica de los hábitats marinos es muy demandada para la aplicación de las Directivas, y para la elaboración y actualización del Inventario Es-

pañol de Hábitats y Especies Marinos, en el cumplimiento de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y la Biodiversidad.

Se convertirá, sin duda, en una pieza significativa para la conservación de las praderas marinas en España: una herramienta de trabajo útil en todos los ámbitos de la gestión de la biodiversidad y los recursos marinos.

Madrid, 12 de noviembre de 2015

Eduardo Balguerías Guerra
Director, Instituto Español de Oceanografía.

Gabriel Soler Capdepon
Director, Instituto de Ecología Litoral.

Antonio Troya
Director, Centro de Cooperación para el Mediterráneo, IUCN.

Las praderas de angiospermas marinas son nuestros bosques del mar. Son casi una constante de los ecosistemas marinos costeros del litoral español, razón por la cual la necesidad de su estudio y cartografiado está más que justificada. Pero además, la necesidad de su conservación debe estar a la altura de su relevante papel en el funcionamiento del ecosistema marino costero, así como a la de su significativa contribución a la biodiversidad marina, lo cual es un reto importante que requiere un gran esfuerzo y una responsabilidad para todas las instituciones que nos dedicamos al estudio y protección del mar, sus ecosistemas y sus recursos naturales. La publicación de esta obra nos facilita enormemente el camino a seguir para encarar dicho reto, lo cual agradecemos muy sinceramente al colectivo de autores que la han hecho posible.

España es uno de los países cuya contribución al conocimiento científico de las praderas de angiospermas marinas ha sido más notable durante las últimas décadas, yendo de la mano del elevado número de administraciones y entidades que tienen competencias en su conservación y gestión. Por un lado, esto es un buen síntoma pues denota una mejora del conocimiento disponible y una concienciación social creciente sobre el medioambiente marino. Pero por otro lado, la falta de coordinación entre los diferentes actores ha dado lugar a que la información disponible adolezca de problemas graves de fragmentación, dispersión, accesibilidad y redundancia. Es, por tanto, momento de pararse para analizar e integrar dicha información. Pero esta no es una tarea sencilla *per se*, más teniendo en cuenta los inminentes desafíos medioambientales a los que se enfrentan estos ecosistemas, cada vez más evidentes, que amenazan su persistencia a corto, medio y largo plazo. El estudio de las praderas marinas como indicadores de la calidad ambiental de nuestras costas y el estado de conservación de sus hábitats ha proporcionado, y continúa proporcionando, numerosas evidencias de estos procesos, su dirección y magnitud, y sus relaciones con los cambios que el ecosistema marino costero está experimentando debido a la contaminación, el desarrollo costero, la sobrepesca o el cambio climático.

Como se refleja en este primer *Atlas de las praderas marinas de España*, son muy notables los esfuerzos que se han realizado en las últimas cuatro décadas por conocer cómo son estos ecosistemas, como funcionan, cómo se distribuyen en nuestras costas y cuál es su dinámica. A pesar de ello, y de acuerdo con sus autores, el conocimiento básico y aplicado disponible hasta la fecha sigue siendo insuficiente en muchos aspectos, lo cual dificulta enormemente el desarrollo y aplicación de herramientas eficaces, que las instituciones relacionadas con el estudio y protección del medio marino necesitamos para su efectiva conservación y gestión.

Por esta razón, la publicación de este *Atlas de las praderas marinas de España* nos produce una especial satisfacción y nos enorgullece a los que suscribimos este prólogo y a las instituciones a las que representamos. Sin duda, esta obra supondrá una referencia, a partir de la cual se van a proyectar las futuras líneas de trabajo de las administraciones, los grupos de investigación y muchas otras entidades relacionadas, directa o indirectamente, con la conservación de las praderas marinas en España. Pero no solo eso. El *Atlas de las praderas marinas de España* es un ejemplo notable de trabajo colaborativo y de integración de la información disponible, lo cual solo ha sido posible gracias a un loable trabajo de coordinación del equipo editorial, por un lado, y de una firme voluntad de los investigadores, de las entidades y de las administraciones implicadas para aportar, intercambiar y analizar

la información disponible en cada Comunidad Autónoma. Esta es realmente una magnífica y esperanzadora noticia, ya que uno de los principales obstáculos con que nos encontramos a la hora de abordar la cuestión de la conservación y gestión de hábitats y especies marinas es la fragmentación y dispersión de la información, así como la falta de coordinación y de comunicación entre personas y entidades.

Por tanto, deseamos sinceramente que esta obra se convierta en punto de inflexión y que motive la adopción y fomento de dinámicas de trabajo colaborativas, desprendidas de intereses individuales, capaces de desarrollar las herramientas específicas necesarias para permitir la coexistencia de las praderas marinas con la actividad del hombre en las costas españolas. Para ello, no nos olvidemos de un pilar fundamental, la investigación científica, que es el "combustible" del cual surge una buena parte del conocimiento en el que debe basarse la aplicación de las medidas que posibiliten dicha coexistencia.

Estamos convencidos, además, de que este Atlas va a ser un documento que inspire y motive la puesta en marcha de iniciativas similares en nuestros países vecinos, ya que las praderas marinas, como el resto de especies y hábitats marinos, no entienden de fronteras.

Professor C. den Hartog
Department of Aquatic Ecology Radboud University

One may wonder why a sea-grass atlas of Spain has to be published. Most people do not even know what a sea-grass is; that is not even so for the man in the street, but also for the civil servants in the governmental buildings, and that are the buildings where the decisions about the environment are made. Therefore, it is important that it is explained what sea-grasses are, which key role they play in the marine environment, and why they have to be protected unconditionally.

Sea-grasses form an ecological group of flowering plants, which only can live in the sea. The term 'sea-grass' (or an equivalent term in other languages) refers to the linear leaves of most of the species, and is generally used by the inhabitants of coastal areas. They are in no way related to the terrestrial grasses. The group consists of 12 genera, belonging to the families Zosteraceae (3 genera), Cymodoceaceae (5 genera), Posidoniaceae (1 genus) and Hydrocharitaceae (with 3 marine genera). The four families are represented in Spain by one genus each.

In order to be able to live in the marine environment the sea-grasses have to satisfy a number of special conditions: (1) they must be able to live permanently in a marine medium. (2) they must be able to live permanently submerged. (3) they must have the capacity to fulfill their complete generative life cycle , i.e. flowering, fruiting, dissemination and germination. (4) they must have a well-developed anchoring system, in order to stand the dynamics of the tidal currents and the force of storm waves, in my opinion a very decisive property. (5) they must be able to compete successfully with marine algae and sedentary marine animals.

There is, however, another group of salt-tolerant aquatic plants that also is able to thrive under marine conditions; these are the eurysaline plants, particularly representatives of the genus *Ruppia*, also present in Spain. The similarities between the two ecological groups are that taxa of both categories are able to live permanently in the marine environment. Some of the sea-grass genera occur only in undiluted seawater, e.g. *Posidonia* and *Cymodocea*, some are more euryhaline and can penetrate estuaries and the intertidal belt, where the salinity may fluctuate due to fresh-water input by rivers or by rain during low tide, e.g. *Zostera* and *Halophila*. In *Halophila* there are strictly marine species, but also typically estuarine species. The true sea-grasses can tolerate only relatively small fluctuations in salinity. The fundamental difference between the sea-grasses and the eurysaline aquatic plants is that the sea-grasses are restricted in their distribution to the marine environment, where the dominant salt is sodium chlorine, but that the eurysaline taxa can occur in all kinds of environments with a high content of electrolytes, thus not only in waters with a high content of chlorine, but also in waters where sulphates, hydrocarbonates, etc. dominate. Most of them are also able to stand large fluctuations in the concentration of the various salts. As a consequence they are not limited to the coastal area, but can occur in all kinds of continental salt waters and even in fresh water, up to 4800 m altitude, in Central Spain up to 1000 m. Taxa of the eurysaline

group occur generally in sheltered marine waters or in brackish lagoons where the annual salinity fluctuations are considerable. Some species of *Ruppia* may occur sometimes in the intertidal belt, but in the competition they are inferior to the sea-grasses.

The sea-grasses form a very old group. Quite early after the evolutionary start of the flowering plants they must have arisen as an offshoot of the Monocotyledones. During the Cretaceous epoch there were already several genera that are considered to be sea-grasses. Good fossils, however, are scarce, but thanks to new technical advances, knowledge has improved. The genus *Posidonia* existed already in the Cretaceous period, and there are several records from European localities. For the Tertiary period there are also several records of the genus *Cymodocea* from Europe (*C. nodosa*, Italy, Pliocene; *C. serrulata,* now only in the Indo-West Pacific; Indonesia, Sulawesi, Miocene), and Florida (*C. floridana,* Eocene, no recent occurrence known). The fossils of the *Thalassia* species from the Caribbean Eocene can not be distinguished on the base of morphological characteristics from the present-day *T. testudinum*, which is restricted to Atlantic America.

The success of the sea-grasses can be ascribed to their way of anchoring in the sea bottom. Before the sea-grasses came into existence the shallow sea bottom was colonized by various algal groups, but their way of anchoring was inferior; in fact they were sticking in the bottom without really fixing themselves. In contrast sea-grasses develop creeping rhizomes, firmly attached to the substrate by roots which are covered by myriads of very fine root hairs. Particularly some of the larger species have roots that penetrate into the substratum down to at least one meter depth.

The number of sea-grasses is extremely small, only 60-70 species are presently known. The difference between the minimum number and the maximum is a consequence of the fact that in several cases species that could be distinguished on morphological grounds appeared to be similar to other species according to limited genetic tests, and for that reason have been prematurely lumped together. Prematurely, because the tests related only to a very small number of characters.

In spite of the low number of species the ecological importance of sea-grass must not be underestimated. They generally form extensive beds, well anchored by a system of rhizomes and roots which together constitute a dense mat. This mat protects the sea-grass communities from erosion by the tidal currents and occasional storm waves. Moreover, the beds dampen also the force of the waves, and consequently play a part in the protection of the shore. The architecture of the beds, i.e. the general above-ground biomass of the communities, is also of high significance. Beds composed of sea-grasses with monopodial branching, of which the leaves arise in bundles on extremely short vertical shoots close to the substratum, are usually very dense, while in the beds of sea-grasses with sympodial branching, which develop upright lignified stems, there is much more space under the leaf canopy. The architecture is extremely important for the accompanying organisms.

The general below-ground structure of the communities also can show quite different patterns. Rhizomes of *Zostera* usually grow in a horizontal direction, and are not able to grow vertically. If in these communities a new rhizome mat has developed does this mean that new plants have settled and have overgrown the rhizomes of the original plants. This happens frequently when sedimentation exceeds erosion. In several other genera, e.g. *Cymodocea*, the vertical short shoots are able to produce horizontal branches which function as rhizomes; in this way they can keep pace with sedimentation and are not dependent for survival on new offspring. Some genera, e.g. *Posidonia*, show very slow vertical growth. Further, other factors are involved, such as the depth of penetration of the roots, the number of roots per node, the degree of branching, and the degree of anchoring of the roots in the substratum. Finally the age of the rhizome-root system, its annual performance, and its longevity are key factors, which determine the stability of sea-grass beds. Some sea-grass communities have only an annual cycle, e.g. those dominated by *Halophila*, but there are also communities that can maintain themselves for millennia; the association of *Posidonia oceanica* is a classical example for this type of beds; it is a typical climax association. In general most researchers do not realize that the pioneer vegetation is also the final stage in the succession; in the coarse of time the substrate of the bed becomes changed considerably as a consequence of sedimenta-

tion, organic matter washed in, and the remains of the fauna that live on the sea-grass or in the substrate. In fact the sea-grass beds have existed already long before research of them had been initiated; they had already colonized all suitable space. The formation of new beds has never been established; the succession series recorded in the literature have been deducted from comparisons of various field observations, but the actual transitions have not really been observed.

Sea-grass beds form in fact a part of a marine super-ecosystem, in which also rocky bottoms, and sandy and muddy bottoms without any visible vegetation play an important part. In tropical areas coral reefs and mangroves have also important links with the sea-grass beds. The importance of the sea-grass beds can mainly be ascribed to its nursery function. Many fish and crustaceans come to the beds to spawn as for the young fish they form an ideal biotope for the first stages of life, as the beds offer plenty of opportunity to hide and to escape from predators. Not only the typical seagrass-bed fishes profit, but also many species which in the mature condition live in totally other habitats. In the tropics it is evident that many fish characteristic for coral reefs live as juveniles in the sea-grass beds. In general it also true that small sea-grass beds bordering on totally different biotopes are much richer in species than large beds extending for miles. In tidal environments sea-grass beds are popular among birds, such as geese, ducks, egrets, herons, spoonbills, crows and gulls. In the tropics turtles and Sirenians are dependant on sea-grass.

The sea-grass beds are decreasing all over the world by human activities or the consequences of some of these activities, and in some areas sea-grasses have disappeared almost totally. Most of the destruction of sea-grass beds can be linked with the following six causes. This list, however, is not exhaustive.

- eutrophication, input of nutrients generally leads to a strong development of phytoplankton and also to a heavy increase of epiphytic algae (fouling algae; the original sea-grass epiphytes disappear under these circumstances). The consequence is a strong reduction of the available light, causing a reduction of the photosynthetic capacity of the sea-grasses.

- the building of new ports and dams, industrial complexes, etc.;

- oil spills due to poor navigation or accidents during drilling, mining;

- dredging, in order to keep channels navigable for the ships, with their continually increasing sizes;

- development of coastal farms for the production of shellfish (oysters, mussels, fish and other marine delicacies) at the expense of sea-grass beds and in the tropics also of mangrove swamps;

- the building of marinas, harbours for yachts, mooring places for boats with anchors, and other facilities for the holyday industry. Particularly the anchoring of boats is disastrous for the sea-grass, but also sewage and other waste can cause serious problems. Large coastal areas begin to loose their character due to tourism.

Human impact in combination with meteorological extremes can sometimes cause the final blow to a sea-grass bed, even if the meteorological factor in itself would not be fatal. The year 1993 was characterized by a beautiful summer in Western Europe; very little rain, and no wind of any significance. Due to the lack of rain the rivers were more eutrophicated than in other years, and at their mouths a blanket of *Enteromorpha* developed; the lack of wind was the cause that this mat was not blown to pieces, but could settle down on the sea-grass beds. Along the English Channel this led to suffocation of a large mixed *Zostera* bed that in 2011 had not yet returned. So extremes do not have to be tsunamis or super-storms (typhoons or hurricanes). Another example is the so-called 'wasting disease' of *Zostera marina*, which had as a result the loss of many large sea-grass beds on both sides of the Atlantic Ocean. In this case the disease had been pinpointed as the cause, although it was the effect of various joint environmental interventions that harmed the photosynthetic capacity of the sea-grass. The suspected micro-organism, *Labyrinthula zosterae*, appears to occur in every healthy plant of *Z. marina*, and is normally the first saprophyte that becomes active when the plant starts to decompose. It is certainly not the cause of 'wasting disease'.

Some marine areas have become completely ruined by all kinds of very detrimental human activities, not only sea-grass, but also the other life-forms. Some of the worst damage has been inflicted to the Great Barrier Reef in Australia that for this reason is in danger to loose its qualification as 'world heritage'.

Nowadays only a few species show progress and extend their area quite rapidly, because they have passed an ecological barrier, and are thus adventives in the new areas colonized. *Halophila stipulacea* is so far the only sea-grass that has passed the Suez Canal, entering the Mediterranean: It is now well established in the eastern Mediterranean, and extending its area in western direction; sooner or later it can be expected to arrive in Spain. As it grows in the Mediterranean in rather deep water its progress can not easily be monitored. Recently this species has appeared in the Caribbean, where it is likely to become a pest. How it managed to cross the ocean is a matter of speculation. A second *Halophila* species, *H. johnsonii* has been known for a long time from Florida. It has probably been imported from the Indo-west Pacific, as it is genetically closely related to H. ovalis, but morphologically different. Very recently it has been reported from a lagoon in Antigua, a Caribbean island (recorded as *H. ovalis*).

In the last 80 years *Zostera japonica* has colonized the intertidal belt of a long coastal stretch from British Columbia down to California. In this case the sea-grass settled in an empty niche, which along similar shores in East Asia, Europe, southern Africa and Australia is occupied by species of *Zostera* subgen. *Zosterella*. As it interferes with the culture of shellfish it is locally sprayed with herbicides (how stupid one can be).

It will probably be possible to observe for these species how a new sea-grass bed may develop; certainly for *H. stipulacea*. For *Z. japonica* it is perhaps already too late, a lost chance.

These cases are exceptions. In practice one sees everywhere disappearance of sea-grass beds; they are seriously in danger, not one excepted. I will make here also a plea for the eurysaline species of the genera *Ruppia, Zannichellia* and *Althenia*. Most of them are even more in danger than the sea-grasses. They occur in brackish lagoons and pools close to the shore, old salt pans, small ditches and sometimes in little streams close to the beach. As a consequence of 'development' these habitats disappear almost unnoticed, even in countries where nature conservation is regarded as an important item. There is hardly any respect for such brackish or saline environments, although they often are important for migrating birds.

In the circles where the decisions over the coastal development are made there is hardly any knowledge or interest in the sea-grass beds and related habitats. They are regarded as of no special interest; they are green and, unfortunately, their flowers are not very conspicuous like those of water-lilies.

What can be done to stop the decline of the coastal ecosystems, including those of the sea-grasses? An easy answer to this question can not be given, but the six main causes previously mentioned have to be tackled.

As the world population is continually increasing eutrophication will always remain a serious problem; the only way to solve this problem will be purification of the polluted water before it is discharged into the sea, a costly but an absolutely necessary measure. Half-measures will not help, and will at the end turn out to be more expensive.

The building of new ports, new dams or industrial buildings (e.g. a tidal power plant) may often be necessary, but in such cases it must be possible to choose the localities in such a way that the damage to the natural environment is minimal. This must be possible in good consultation with scientists involved in the study of habitat distribution, status and conservation as well as nature conservation organizations.

Oil drilling or mining is always of the devil; I do not know one case where it did not cause serious damage to the environment.

Dredging will be always necessary to keep the shipping channels at the right depth, but usually this activity causes turbidity of the water, what is not very desirable for healthy sea-grass beds.

With the local marine farmers one has to come to a deal to obtain the guarantee that they will not disturb the sea-grass beds. Usually these people know more about the subject than the officials. Moreover, the protection of the sea-grass beds is

also to the advantage of these farmers.

Dealing with the holiday industry offers probably the largest problem as in that case one has to do with private persons and companies, each with its own ideas about the development of a special part of the shore. Marinas and harbours are usually built at the cost of sea-grass beds; in the Mediterranean the beds of *Posidonia oceanica*, in the Canary Islands the beds of *Cymodocea nodosa*, and along the Atlantic coast the *Zostera* beds. As a compensation measure the sea-grass bed has to be 'restored', but it is easier to order the restoration than to realize its execution in an acceptable way.

Sea-grass transplantations have been performed in many places in the world, but they are very rarely successful in the long run. The failure of these transplants can be ascribed to lack of sufficient planning and experimentation before the transplanting can begin, as well as the basic thinking error, that the sea-bottom is an arable field in which the sea-grasses can be planted as if they are potatoes. The sea-grasses have to be dug out from another sea-grass bed, and transported to the place where they become planted; this action takes time, which certainly is not in the interest of the health of the sea-grasses. Another point, just even important, is that the root systems of the sea-grasses become seriously damaged when they are dug out. *Posidonia oceanica* is a climax species. It has a root-rhizome mat up to several metres thick, built up during centuries or even millennia; only the upper 25-40 cm of the mat contains the living parts of the rooting system and the deeper part consist mainly of dead but still intact biomass. For that reason transplants will never settle in a new totally different substrate. Therefore, in my opinion, successful transplanting *Posidonia oceanica* is by definition impossible. The root system of *Cymodocea nodosa* is less complicate, but it is rooting deep, and, therefore, also vulnerable to digging. The result of the compensation measure will be that not only the sea-grass bed that has to be compensated for will disappear, but that also the donor bed will be ruined.

Finally, I think that giving more information to the authorities, but also to the general public, may help to create more interest for the sea-grasses and their ecosystem. Better information, not only in scientific journals, but also in newspapers and popular journals, and better education on schools in the coastal areas, certainly will help. It will also be important to supply good information to the various industries involved in coastal development. Folders in travel agencies and in the hotels along the coast can also attract attention for these remarkable plants.

Ostenfeld (1927) was the first investigator who has mapped all information existing on the distribution of sea-grasses at species level. His maps are not up to date anymore. Later I (1970) have produced a set of maps on the genus level, but due to increasing knowledge also these maps need some modification. More recently local maps have been made of some sea-grass beds, and these enable us to compare recent situations with situations in the past. It means also that monitoring of the beds needs to be carried out quite frequently, and if changes are observed, it may be necessary to repeat mapping. The first map of sea-grass beds has been made in 1869 of the Waddensea in the northern Netherlands, not for scientific reasons but for the tax service in order to establish how much duty the sea-grass fishers had to pay.

A great step forward will no doubt be the production of detailed maps of the sea-grass beds of large coastal areas, and I am happy to announce that this is not a 'fata morgana', but a real, feasible possibility. The sea-grass atlas of Spain is the result of a cooperation of 84 authors, scientists as well as technicians, which have worked in 30 Spanish institutes largely involved in scientific research, management and conservation of sea-grass habitats during the last 30 years. They have contributed to the availability of the most accurate and realistic sea-grass maps for each region of the Spanish coast. Their data have been integrated in a GIS to obtain the distribution and area of each separate sea-grass species. Most information has been collected independently at a regional level by regional governments, universities and public research organizations. This explains the heterogeneity in criteria, scales, methods and objectives of the information, but it is the final result that really matters. I have great admiration for the fact that with so many participants in this project, it has led to the publication of the Sea-grass Atlas of Spain, a work that is unique in its genre. I very much hope that this Spanish example will be followed by scientists in other countries.

C. den Hartog, Berg en Dal, The Netherlands

Inflorescencia de Posidonia oceanica.

Fotografía: Javier Ferrer.

Presentación

Juan M. Ruiz, Juan E. Guillén Nieto, Maria del Mar Otero y Aránzazu Ramos Segura

¿Por qué es necesario un Atlas de praderas marinas?

Es obvio que las praderas de angiospermas marinas (o fanerógamas marinas) han llegado a adquirir un particular protagonismo en las costas españolas dentro de los variados ámbitos de la investigación científica, las administraciones responsables de la gestión del medio marino y los movimientos conservacionistas. Las causas detrás de este creciente interés y preocupación por estos hábitats marinos radica en su importancia ecológica y el valor de sus funciones y servicios. Paradójicamente, esta no es la percepción que tiene la sociedad de estos ecosistemas marinos. Todo el mundo ha crecido viendo los bosques en el monte y existe un sentimiento unánime de pérdida lamentable cuando éstos se queman, pero nadie ve las praderas marinas ni cómo el hombre las ha ido destruyendo. Durante las últimas décadas se han realizado esfuerzos muy notables para cambiar esta percepción a través de su estudio, protección y divulgación en las diferentes regiones que componen el litoral español. Es de justicia pues reconocer y explicar este esfuerzo, pero también que éste todavía no es suficiente, que queda mucho trabajo por hacer y, por tanto, la necesidad de este Atlas de praderas marinas está más que justificada.

Hay praderas marinas en prácticamente todas las costas de las regiones litorales de España: Cataluña, Islas Baleares, Comunidad Valenciana, Región de Murcia, Andalucía, territorios transfretanos[1], Islas Canarias, Galicia, Asturias, Cantabria y País Vasco. Los cada vez más numerosos equipos científicos de universidades y organismos públicos de investigación, así como los equipos de técnicos y gestores de las administraciones locales, son los responsables de que en cada Comunidad Autónoma se disponga en la actualidad de un cierto conocimiento de las praderas marinas y se hayan producido ciertos avances en su gestión y protección. Por ello, lo más coherente para la realización de este Atlas era que estos mismos equipos se implicaran en la redacción del mismo, que es precisamente lo que ha ocurrido, obteniendo como resultado una obra colectiva en la que han estado implicados 84 autores y 36 instituciones procedentes de todas las regiones costeras españolas, lo cual constituye uno de los méritos más destacables de esta obra.

La idea del Atlas surge a raíz de una demanda reiterada y urgente de información sobre los límites precisos de distribución y extensión de las praderas marinas. Y es que éste es el nivel de conocimiento básico para cualquier hábitat y especie marina, directa e indirectamente aplicable a numerosos aspectos básicos de la biología y ecología de las praderas marinas, diseño de ex-

[1]Entendemos por territorios transfretanos aquellas regiones bajo soberanía española situadas más allá del estrecho de Gibraltar: Islas Chafarinas, Peñón de Alhucemas, Melilla, Ceuta, etc. Es precisamente esta organización predominantemente regional de la información disponible lo que explica la estructura de la obra, en la que cada capítulo está dedicado a una región costera.

Atardecer sobre una pradera marina. Fotografía: Javier Murcia.

perimentos científicos, modelización estadística de hábitats, cuantificación de funciones y servicios de las praderas (p.ej. papel de las praderas en los balances globales de carbono), valoración económica de dichos servicios, programas de seguimiento y estudios de impacto ambiental, aplicación de normativas nacionales y europeas relacionadas con la gestión de estos hábitats, análisis de presiones e impactos, planes de gestión de áreas marinas protegidas y procesos de decisión relacionados con la gestión costera.

Fue precisamente en 2012, durante los trabajos iniciales de implementación de la Directiva Marco de las Estrategias Marinas por el IEO, y posteriormente a raíz de las "primeras Jornadas de praderas marinas" organizadas por UICN en 2013, cuando emerge la necesidad de una evaluación global de la situación actual del conocimiento sobre la distribución y estado de los hábitats marinos bentónicos en general, y de las praderas de angiospermas marinas en particular. Del análisis de la información obtenida se pone en evidencia que la información disponible de este hábitat es una de las más abundantes respecto a la de otros hábitats y especies marinas, pero incompleta y deficiente en muchos aspectos, incluso al nivel más básico, es decir, las cartografías del hábitat. Las administraciones y organismos responsables del estudio y cartografía de las praderas marinas son muy numerosas, pero en general han actuado de forma independiente e inconexa. Esto ha tenido efectos negativos poco deseables (sobre en el contexto de la crisis económica actual), como la duplicación de esfuerzos o la baja calidad de la información producida. El trabajo conjunto entre expertos y técnicos es fundamental para evitar tales efectos adversos y aprovechar de forma más responsable los limitados recursos destinados a estos fines procedentes de fondos públicos. El proyecto fue inicialmente financiado por la Fundación Biodiversidad precisamente con el objetivo principal de mostrar la cantidad y calidad de la información cartográfica de que disponemos en la actualidad, con qué fines se originó, sus promotores, métodos empleados, los vacíos de información y, por tanto, lo que falta por hacer.

Integración de la información disponible y estructura general del Atlas

Los mapas de distribución de las praderas ma-

rinas obtenidos en este Atlas son en realidad una síntesis de las fuentes de información más fiables y precisas disponibles, de acuerdo con el criterio experto de los autores participantes. No obstante, el grado de fiabilidad y precisión es muy variable, en función de las circunstancias concretas con que se ha obtenido la información cartográfica, por lo que su uso y aplicación deben estar acotados dentro de tales circunstancias y no debe desligarse de las fuentes de referencia. La realización de estos mapas ha supuesto un trabajo importante de integración de informaciones de muy variada naturaleza en formato SIG, que servirá de base o punto de partida para ir añadiendo nuevas mejoras cartográficas a medida que éstas se vayan produciendo en el futuro. En este sentido, esta primera edición digital del Atlas es una ventaja ya que facilitará que la obra se mantenga viva y cambiante con el tiempo.

Pero los contenidos y estructura básica de los capítulos del Atlas no se circunscriben solo a la información cartográfica, sino que tienen en cuenta el contexto en que se ha creado tal información. Así pues, cada capítulo se inicia con una pequeña descripción general del litoral y medio sumergido de la región en cuestión, un apartado sobre el conocimiento existente sobre la ecología y extensión de las praderas marinas en dicha región, las presiones y amenazas a que están sometidas las praderas marinas, el conocimiento existente sobre el estado y tendencia de las praderas, así como las acciones relacionadas con la gestión y conservación del hábitat llevadas a cabo por las administraciones regionales y locales. El análisis de presiones y amenazas ha supuesto también la recopilación e integración de abundante información ampliamente dispersa y de difícil acceso, pero que es crucial para evaluar y comprender el estado actual de las praderas marinas. Ya disponíamos de alguna base de datos de este tipo gracias al trabajo realizado en las Estrategias Marinas, pero que ha sido contrastada y completada para la presente obra por los autores participantes en cada capítulo, incluyendo información espacial relacionada con la gestión y conservación (áreas marinas protegidas, arrecifes artificiales, etc.).

Cada capítulo termina con un apartado denominado "Futuras direcciones" cuyo objetivo es poner de manifiesto las principales necesidades de cada región española para mejorar el conocimiento y la conservación de nuestras praderas marinas, así como los principales riesgos que amenazan tal propósito. Existe un amplio consenso entre autores sobre el carácter incierto del futuro de las praderas marinas, agravado por la amenaza del cambio climático y la actual crisis económica que atraviesa nuestro país. Esperamos que, al menos, hayamos sido capaces de construir una herramienta útil y robusta, que además de ser de interés para una amplia audiencia, corresponda al esfuerzo realizado por todos los que han participado en su elaboración y publicación final, pero sobre todo que de verdad contribuya a mejorar ese futuro incierto y preservar los valiosos bosques sumergidos para las generaciones actuales y futuras. Deseamos además que este Atlas sirva de herramienta de reflexión que motive a otros países a emprender proyectos similares.

Algunos aspectos básicos relacionados con la elaboración de este Atlas

Sobre las especies

Durante la realización de esta obra ha sido inevitable encontrarse con alguna que otra discrepancia sobre aspectos concretos, pero en particular sobre terminología botánica y taxonomía. Obviamente la resolución de estas discrepancias no entra en el objetivo y ámbito de este Atlas, pero necesariamente se han tenido que establecer criterios para que la obra tenga el máximo grado de coherencia editorial. Se explican a continuación los argumentos que nos han llevado a adoptar algunos de dichos criterios.

Siendo totalmente conscientes que las especies del género *Ruppia* no pertenecen al grupo de las angiospermas marinas, hemos considerado interesante incluirlas en esta obra porque algunas de ellas, principalmente *R. maritima* y *R. cirrhosa*, comparten protagonismo con especies marinas en determinados ambientes costeros (ver capítulo introductorio). Otras especies como *R. drepanensis* no son especies marinas ni comparten hábitat con éstas, pero son mencionadas en algún capítulo porque las referencias de las diferentes especies aparecen mezcladas.

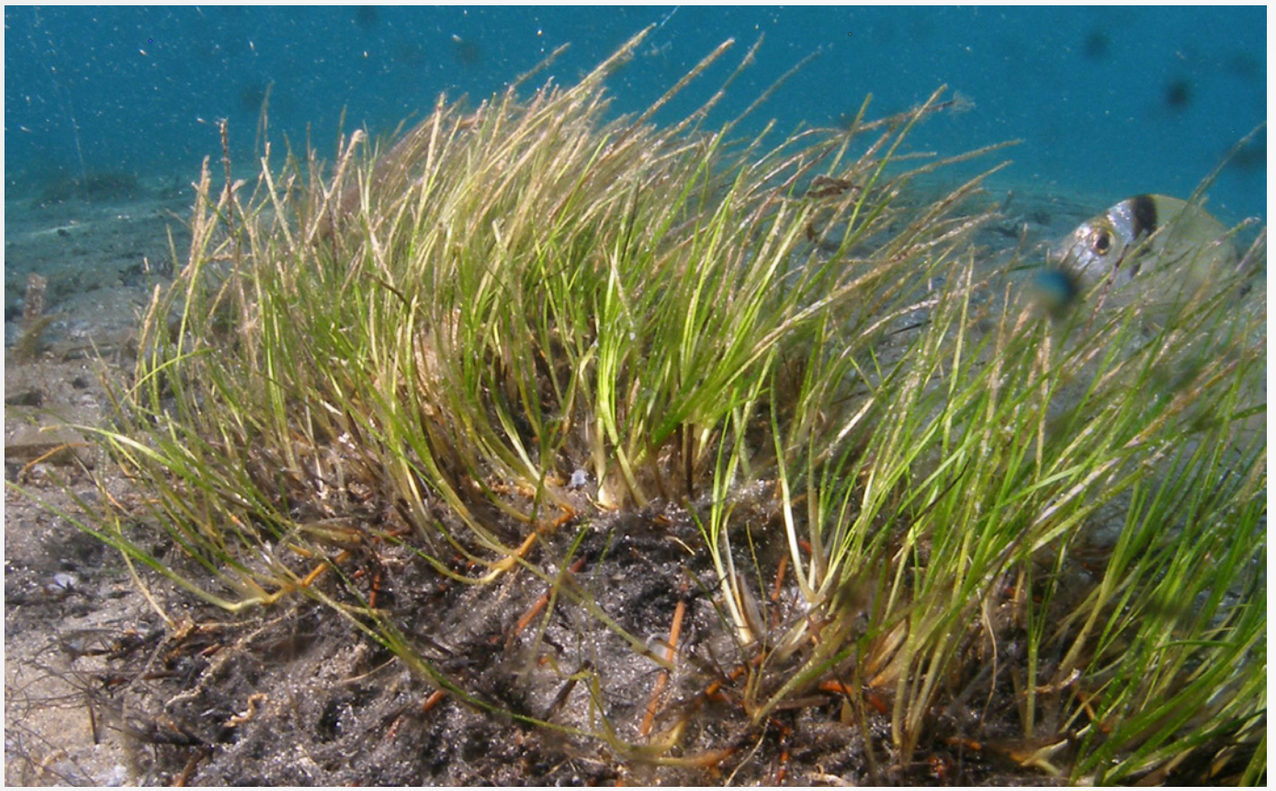
Las controversias sobre los nombres y rangos taxonómicos son habituales en biología, se producen por el hecho de que la taxonomía moderna tiene la ambición de basarse en lo que se lla-

Posidonia oceanica*. Fotografía: Javier Murcia.*

ma una clasificación natural, esto es, que refleja fielmente la historia evolutiva de la vida, también llamada filogenia. Estudios genético-moleculares, de morfología, ontogenia, biogeografía y paleontología (cuando es posible) de las especies, ayudan a avanzar en el conocimiento de esta historia. Este avance requiere eventualmente reajustar los rangos de algún taxón, o cambiar la adscripción de una especie de uno a otro género. Otro tipo de reajustes están relacionados con las reglas de la nomenclatura científica, que utiliza el latín como lengua y una serie de criterios basados en el código internacional de nomenclatura botánica. Precisamente, la nomenclatura de una de las especies, *Zostera noltii*, ha sido objeto de cierta controversia y debate en esta obra que se resume a continuación.

Desde el siglo XIX, la composición taxonómica y relaciones filogenéticas de la Familia de las Zosteráceas (dentro de la cual se encuentra *Z. noltii*) ha experimentado numerosos cambios a medida que los diferentes estudios, y sus diferentes aproximaciones (morfología, genética) aportaban nuevos datos. Explicar aquí los detalles de este proceso resultaría algo complicado y un poco fuera de lugar, de forma que remitimos al lector a las publicaciones originales en las que se basa (Setchell, 1935; den Hartog, 1970; Tomlinson & Posluzny, 2001; Les *et al.,* 2002; Kato *et al.*, 2003; Tanaka *et al*., 2003; den Hartog & Kuo, 2006; Jacobs & Les, 2009; Coyer *et al.,* 2013). En resumen, una parte de estos autores mantiene que la especie *Z. noltii* se encuentra lo suficientemente diferenciada de sus congéneres como para considerar que pertenece a un género diferente, *Nanozostera*. Actualmente no hay consenso sobre este tema por parte de la comunidad científica y, por tanto, el criterio editorial es el de mantener el nombre de *Zostera* para *Z. noltii* y considerar *Nanozostera* como sinónimo homotípico, tal y como es aceptado en las obras especializadas sobre el tema. No obstante, en estudios muy recientes sobre ciertas poblaciones de *Z. noltii* de la costa asturiana han aportado pruebas genéticas consistentes que apoyan la pertenencia de esta especie al género *Nanozostera* y en consecuencia, solo en este caso y por voluntad expresa de los autores, en el capítulo dedicado a las praderas de esta región se ha empleado el nombre de *Nanozostera noltii* (capítulo IX).

La otra parte del debate de la nomeclatura de *Z. noltii* se ha centrado en la nomeclatura del epíteto "noltii". Horneman, que describió por primera vez esta especie, en 1832, en su obra "Flora Danica" la llamó *Zostera noltii*, en honor al botánico alemán Ernst Ferdinand Nolte. Desde ciertas publicaciones especializadas (p.ej. Algaebase, www.algaebase.org) se sugiere que el epíteto correcto de este binomio debe ser *noltei,* puesto que el genitivo singular de un nombre acabado en "e" es añadir una "i" y no substituir la "e" por una "ii", de acuerdo con el código internacional de nomeclatura botánica (artículo 60). Sin embargo, la obra de Hornemann donde se describe *Zostera noltii*, publicada en 1832, está escrita íntegramente en latín –como era costumbre en la época- de forma que Hornemann al dedicar la especie a su colega Nolte, adoptó el nombre latinizado Noltius, el genitivo del cual sería "noltii", pues se sustituye la terminación sustantiva "us" por la genitiva "i", de acuerdo también con el mencionado código. Actualmente tampoco existe consenso sobre este tema por parte de la comunidad científica, de forma que en el ámbito de este Átlas se mantiene el epíteto original "noltii",



Zostera noltii. *Fotografía: Juan M. Ruiz.*

tanto para el binomio *Zostera noltii* como su sinónimo *Nanozostera noltii*. Como ya se ha dicho, esta decisión no resuelve en absoluto las controversias descritas, es tan solo un criterio editorial, y tan solo podrá ser interpretado como tal.

Por último, también en el capítulo de Asturias (capítulo IX) se mencionaba inicialmente la posible presencia de *Z. marina var. angustifolia*. No obstante, como los propios autores admiten, las evidencias científicas disponibles no apoyan esta posibilidad y, como sugiere den Hartog en base al examen directo de los especímenes originales que describieron el taxón (den Hartog, 1972; den Hartog, comunicación personal), dicha variedad no es más que una variante morfológica de Z. marina. Por esta razón en dicho capítulo se hace referencia solo a *Z. marina f. angustifolia*.

Sobre los mapas y sus leyendas

El Atlas se ha estructurado siguiendo un criterio "administrativo" por el que cada capítulo corresponde a una comunidad autónoma (Figura 1). Al final de cada capítulo se encuentra el apartado de "Cartografía", en el que se muestran dos tipos de mapas, en función del tipo de información que contienen:

Mapas A: distribución de las praderas marinas.

Mapas B: distribución de presiones y medidas de gestión.

Teniendo en cuenta la extensión del espacio geográfico que abarca el Atlas y los tipos de datos espaciales representados, la información cartográfica se ha organizado en un total de 48 mapas tipo A y sus correspondientes mapas tipo B, siguiendo el esquema de la figura 1. A cada mapa A de una determinada zona le sucede un mapa B idéntico, pero con la información espacial sobre las presiones causadas por las diferentes actividades humanas y los diferentes tipos de medidas de gestión sobre los hábitats marinos. La escala de estos mapas se ha seleccionado dependiendo de diversos factores, como la morfología y la orientación de la línea de costa, pero en general varía en torno a 1:200.000, que es dónde encontrábamos el mejor compromiso para poder visualizar la información cartográfica del hábitat sin perder información y obtener un número razonable de mapas. Una excepción es el caso de las regiones transfretanas[1] ya que

sólo se dispone de una cartografía de praderas marinas en las islas Chafarinas y se muestra a una escala 1: 12.000. En el caso de algunas de las islas como Mallorca, Tenerife, Fuerteventura y Lanzarote, la escala del mapa se ha ajustado al tamaño de la isla para evitar un fraccionamiento excesivo de los territorios isleños. Por otro lado, en muchos de los mapas se han incluido ampliaciones o "zooms" a escala de determinadas localidades con información relevante de praderas marinas, pero que por su reducido tamaño, pasaban totalmente desapercibida en la escala menor.

La información cartográfica manejada se caracterizaba por poseer una elevada heterogeneidad en la simbología y terminología empleadas para identificar las diferentes comunidades bentónicas, incluso entre fuentes procedentes de una misma región y dentro de una misma fuente. Por tanto, unificar los campos de los ficheros con información geográfica y sus nomenclaturas para elaborar sus mapas y sus respectivas leyendas en un formato común, ha sido una de las tareas más complicadas y ha sido necesario tomar decisiones que en algunos casos puede haber obligado a sobresimplificar el detalle de la información asociada a los mapas.

En algunos capítulos, los mapas reproducen casi íntegramente la información aportada por sus autores, que cubre la práctica totalidad de la zona costera y que se encuentra incluso publicada en páginas oficiales de internet u otros formatos, como son los casos de Murcia, Cataluña, Asturias, Cantabria y País Vasco. En el caso de Murcia, que fue la primera cartografía de comunidades marinas bentónicas publicada para una región entera, la mayor parte de la información fue generada a partir de un solo estudio inicial (Calvín *et al.*, 1989). Se podría decir que las cartografías de las praderas de Asturias, Cantabria y País Vasco son casos similares. En el caso de Cataluña, la información procede de diferentes fuentes y los autores han realizado un excelente trabajo de revisión para integrar y refinar la información espacial disponible (ver capítulo introductorio y capítulo I). En Baleares, un solo proyecto ha permitido cubrir una amplia extensión de su territorio costero (Life Posidonia Baleares), pero quedaban algunas zonas sin cubrir que (en

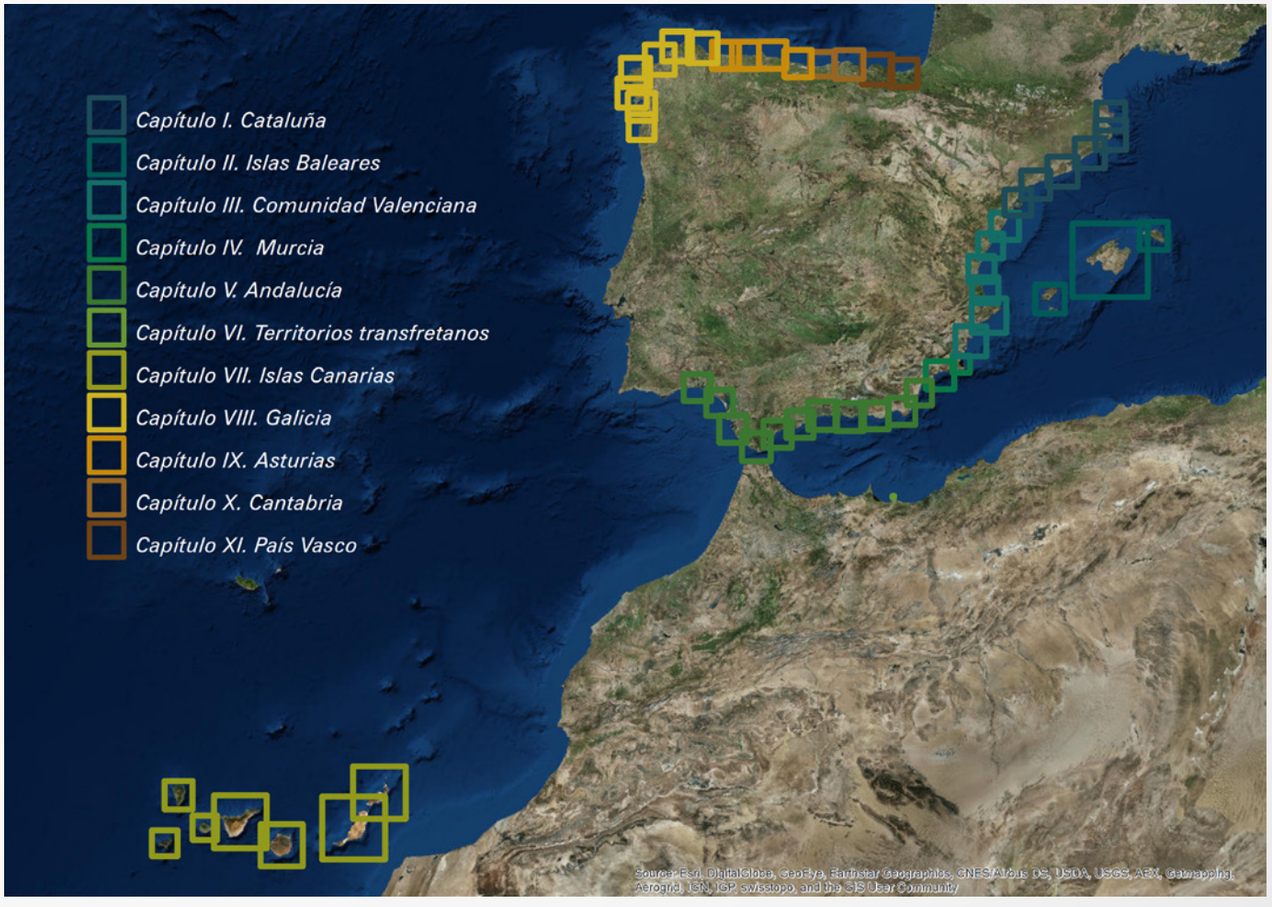
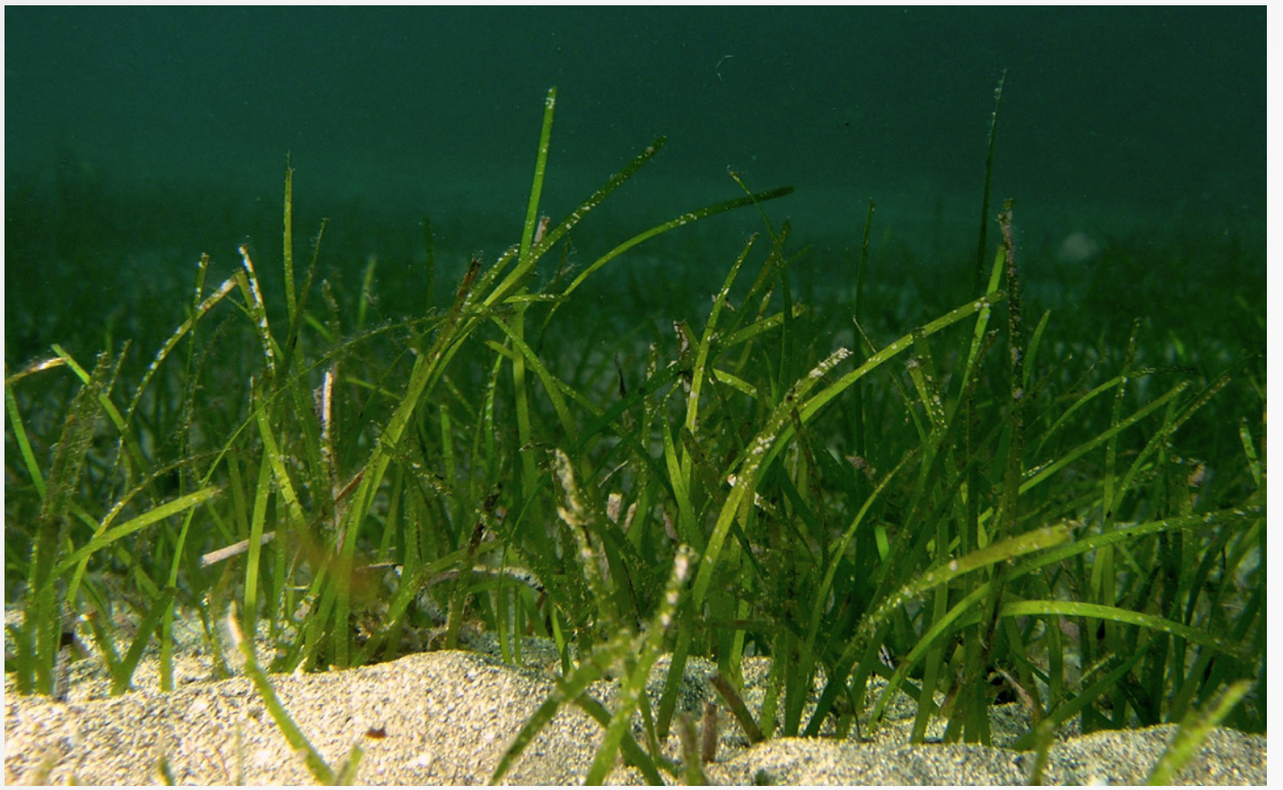


Figura 1



Cymodocea nodosa. *Fotografía: Juan M. Ruiz.*

la medida de lo posible) han tenido que ser completadas mediante otras fuentes para obtener los mapas definitivos. En una situación similar podríamos incluir los mapas presentados en el capítulo de Andalucía o el de la Comunidad Valenciana. Los casos de Galicia y Canarias han sido quizás los más complejos debido sobre todo a la muy elevada heterogeneidad de la información disponible. En estos casos, los equipos de autores responsables de los capítulos de estas regiones han realizado un autentico y arduo trabajo de "panel de expertos" para elaborar una primera versión de la cartografía de praderas que se publica por primera vez en este Atlas. En el caso de los territorios transfretanos tan solo se disponía de información de las Islas Chafarinas y poco o nada se sabe sobre las praderas marinas en el resto de estos territorios.

En la figura 2 se muestra la leyenda de los símbolos y colores comúnmente empleados en los mapas A para representar las áreas ocupadas por las diferentes especies y comunidades. En los casos en los que se conoce que una especie está presente en una localidad pero no se conoce el área que ocupa, su presencia en el mapa se indica mediante un símbolo relleno con el color correspondiente a la especie o comunidad. En relación a los mapas B de presiones y medidas de gestión, la situación de partida ha sido igualmente compleja debido a la muy variada naturaleza de esta información, el empleo de una nomenclatura diferente en cada región, la forma en que viene agrupada la información, etc. Esto ha llevado a que esta información haya sido incluso más difícil de estandarizar que para el caso de los mapas A y de ahí se explica el hecho de que el significado de un mismo símbolo pueda corresponder a cosas ligeramente diferentes en distintas regiones. Por otro lado, para un capítulo dado, tanto en el caso de los mapas A, como en los B, las leyendas podrán contener elementos o símbolos que no se encuentran en otros capítulos debido a que representan información que solo ha sido aportada en ese caso, de acuerdo con la disponibilidad de dicha información y el criterio de sus autores. Así, por ejemplo, en los mapas de Andalucía aparece información espacial relacionada con el alga invasora *Caulerpa cylindracea*, lo cual no significa que tal información no exista en otras regiones, sino que simplemente sus autores no han considerado procedente incluirla.

LEYENDAS
ESPECIES Y COMUNIDADES (MAPAS A)
Presencia de Posidonia oceanica
Presencia de Cymodocea nodosa
Presencia de Zostera noltii
Presencia de Ruppia spp.
Presencia de Ruppia cirrhosa
Presencia de Ruppia maritima
Posidonia oceanica
Cymodocea nodosa
Zostera noltii
Ruppia cirrhosa
Halophila decipiens
P. oceanica y C. nodosa
P. oceanica, C. nodosa y Z. noltii
C. nodosa y Z. noltii
C. nodosa y R. cirrhosa
Mata muerta de Posidonia oceanica
Áreas de pradera sin especificar
MEDIDAS DE GESTIÓN (MAPAS B)
Arrecifes artificiales
Parque Natural
Red Natura 2000
Red Natura 2000 (ZEPA)
Red RAMSAR
Reserva Marina
PRESIONES (MAPAS B)
Costa artificial
Puerto pesquero-industrial
Puerto deportivo
Playa artificial
Escolleras, muros y diques
Rellenos
Fondeaderos
Fondeadero regulado
Fondeadero no regulado
Dragados
Dragados
Pesca y marisqueo
Pesca de arrastre
Áreas de marisqueo
Instalaciones acuícolas
D
Granjas marinas
Almadrabas
Salinas, esteros y otros
Vertidos
Puntos de vertido
Emisarios
Otros
Tejido urbano e industrial

Figura 2

Sobre la fotografía submarina y el carisma de las praderas marinas

Las praderas marinas son ecosistemas poco carismáticos para el gran público y ello juega en contra de cualquier esfuerzo de concienciación pública. Unas pocas fotografías de un arrecife de coral bastarían para convencer a cualquiera de que su protección es necesaria, pero esto no ocurre con las praderas marinas porque su biodiversidad y belleza no es tan obvia, muy al contrario, es críptica, pequeña, está escondida o se hace difícil de ver. Hay que esforzarse en descubrirlas y ello significa, entre otras cosas, muchas horas de inmersión, paciencia y agudeza visual. Para la mayoría de los ciudadanos, buceadores o no, contemplar o pasear por una pradera submarina es sinónimo de monocromía y aburrimiento. Y esto, desde el punto de vista científico, es muy paradójico puesto que se ha demostrado que el valor de los servicios ecológicos y socio-económicos derivados de las praderas marinas son tan importantes, o incluso más, que los aportados por los arrecifes de coral y cualquier otro ecosistema costero clave.

Para cambiar esta pobre percepción de estos valiosos ecosistemas la educación ambiental es fundamental, a través de, por ejemplo, itinerarios submarinos, la participación ciudadana en redes de seguimiento de praderas, los contenidos de la enseñanza del buceo y, por supuesto, las redes sociales y todo tipo de herramientas audiovisuales. Pero sin duda alguna, la fotografía submarina podría considerarse entre las más poderosas de éstas herramientas por su enorme potencial para descubrir al público esa biodiversidad y belleza ocultas de las praderas marinas. Son todavía pocos los fotógrafos submarinos que se han atrevido a adentrarse en este mundo de las praderas marinas, pero ya se dispone de alguna muestra de lo que la fotografía submarina puede hacer por la divulgación de los valores de este hábitat y su impacto en la concienciación de la sociedad. Un claro ejemplo es el recientemente publicado iBook interactivo "*Posidonia oceanica*. El bosque verde" (www.facebook.com/ElBosqueVerdeibook), realizado por Javier Murcia y Nora Cámara, que muestra por primera vez al público general la enorme riqueza y belleza de las praderas mediterráneas.

Desde un principio quisimos aprovechar la oportunidad para que esta obra, además de mantener un nivel científico, técnico y divulgativo aceptable, se convirtiera en un escaparate de la

Ejemplar de Serranus scriba *en busca de refugio y alimento en una pradera de* Posidonia oceanica*. Fotografía: Javier Murcia.*

belleza y riqueza biológica de las praderas marinas de toda España. Para ello, lo primero que hemos hecho ha sido darle a la biodiversidad de las praderas el protagonismo que se merece dedicándole un cuadro temático especial en el capítulo introductorio. En segundo lugar, y en línea con lo anterior, se ha invitado a colaborar a numerosos fotógrafos submarinos, cuyas magníficas obras han ilustrado profusamente las páginas de este Atlas. Así pues, y teniendo en cuenta que el Atlas está principalmente dirigido al ámbito científico y de la gestión de estos ecosistemas, esperamos con este planteamiento poder llegar también a parte del gran público y contribuir a cambiar la pobre percepción que la sociedad española tiene de estos ecosistemas marinos e incrementar su carisma.

Pradera de Posidonia oceanica. *Fotografía: Javier Ferrer.*

Las praderas marinas en España: una visión general

Las angiospermas marinas Posidonia oceanica *y* Cymodocea nodosa *conviven en la mayoría de los hábitats someros mediterráneos.*
Fotografía: Javier Murcia.

Las angiospermas marinas

Marta Pérez[1], Elena Díaz[2] y Juan M. Ruiz[3]

[1]Departamento de Ecología. Universidad de Barcelona.

[2]Proyecto LIFE Posidonia Andalucía; Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, Centro de cooperación del Mediterráneo (UICN-Med).

[3]Instituto Español de Oceanografía. Centro Oceanográfico de Murcia. Grupo de Ecología de Angiospermas Marinas.

Las angiospermas marinas constituyen un grupo parafilético de plantas superiores que colonizaron independientemente los ambientes costeros marinos, de todos los océanos y mares a excepción del Antártico, a partir de varias especies ancestrales terrestres hace unos 100 millones de años (den Hartog, 1970). Sin embargo, todas ellas pertenecen a la clase monocotiledóneas y al orden Alismatales, donde también existen especies terrestres, pero abundan las plantas acuáticas. Las angiospermas marinas se agrupan en cuatro familias, tres de ellas con especies exclusivamente marinas (Posidoniaceae, Cymodoceaceae y Zosteraceae) mientras que la cuarta (Hydrocharitaceae), que engloba principalmente a especies de agua dulce, incluye tres géneros marinos (Figura 1).

El uso de marcadores genéticos en el estudio de la evolución de las angiospermas marinas ha permitido clarificar el origen polifilético de las distintas especies y como la clasificación taxonómica debe reflejar la historia evolutiva de la vida, las angiospermas marinas no se pueden considerar como un grupo taxonómico sino como un grupo funcional o ecológico de especies con orígenes distintos (Waycott *et al.*, 2006). Sin embargo, todas ellas desarrollan todo su ciclo biológico en el mar (den Hartog & Kuo, 2006), y para ello han desarrollado de forma convergente diversas adaptaciones al medio marino. En efecto, la vida en el medio marino ha requerido la adquisición de toda una serie de adaptaciones, que diferencian a las plantas marinas de sus antecesores terrestres. Entre ellas podemos destacar la existencia de un sistema subterráneo de rizomas y raíces bien desarrollado para poder vivir en ambientes con elevado hidrodinamismo, la capacidad de polinización bajo el agua, la existencia de un sistema lagunar para facilitar el transporte de oxígeno a los tejidos subterráneos y la presencia de hojas con cutículas reducidas, carentes de estomas y con los cloroplastos situados en la epidermis para optimizar la captación de la luz (Arber, 1920; Hemminga & Duarte, 2000). Pero un aspecto clave y fundamental para su evolución ha sido la adquisición de las adaptaciones anatómicas y fisiológicas que les han permitido vivir en un medio con un alto contenido en sales, ya sea en aguas de salinidad estable (homoiohalinas) como variable (poiquilohalinos), de las que por ahora se sabe bien poco (Tyerman, 1989; den Hartog & Kuo 2006; Sandoval-Gil, 2012).

Aunque la historia evolutiva de las angiospermas marinas se conoce relativamente poco, pues apenas existen registros fósiles, parece claro que ha habido poca especiación. El número total de especies se ha mantenido relativamente bajo a lo largo del tiempo y en la actualidad se reconocen unas 66 especies en todo el mundo (de acuerdo con den Hartog & Kuo, 2006). Las explicaciones más plausibles a este hecho apuntan a que las bajas tasas de reproducción sexual, junto con una dispersión limitada asociada a la polinización hidrófila, han restringido el flujo genético reduciendo así la diversidad genética de las plantas y su posibilidad de especiación (Akerman, 2006).

Recientemente se ha establecido la distribución biogeográfica de las angiospermas marinas

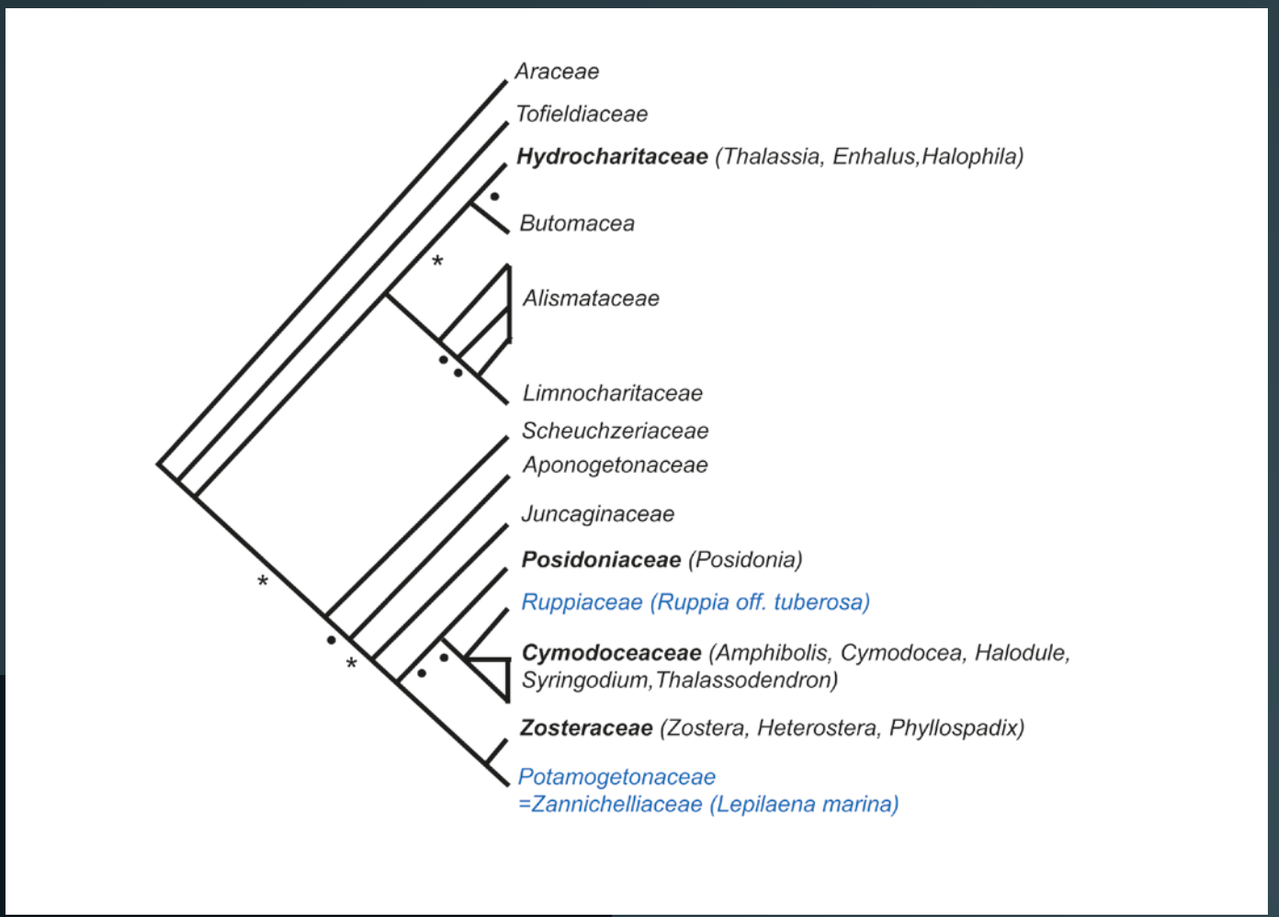
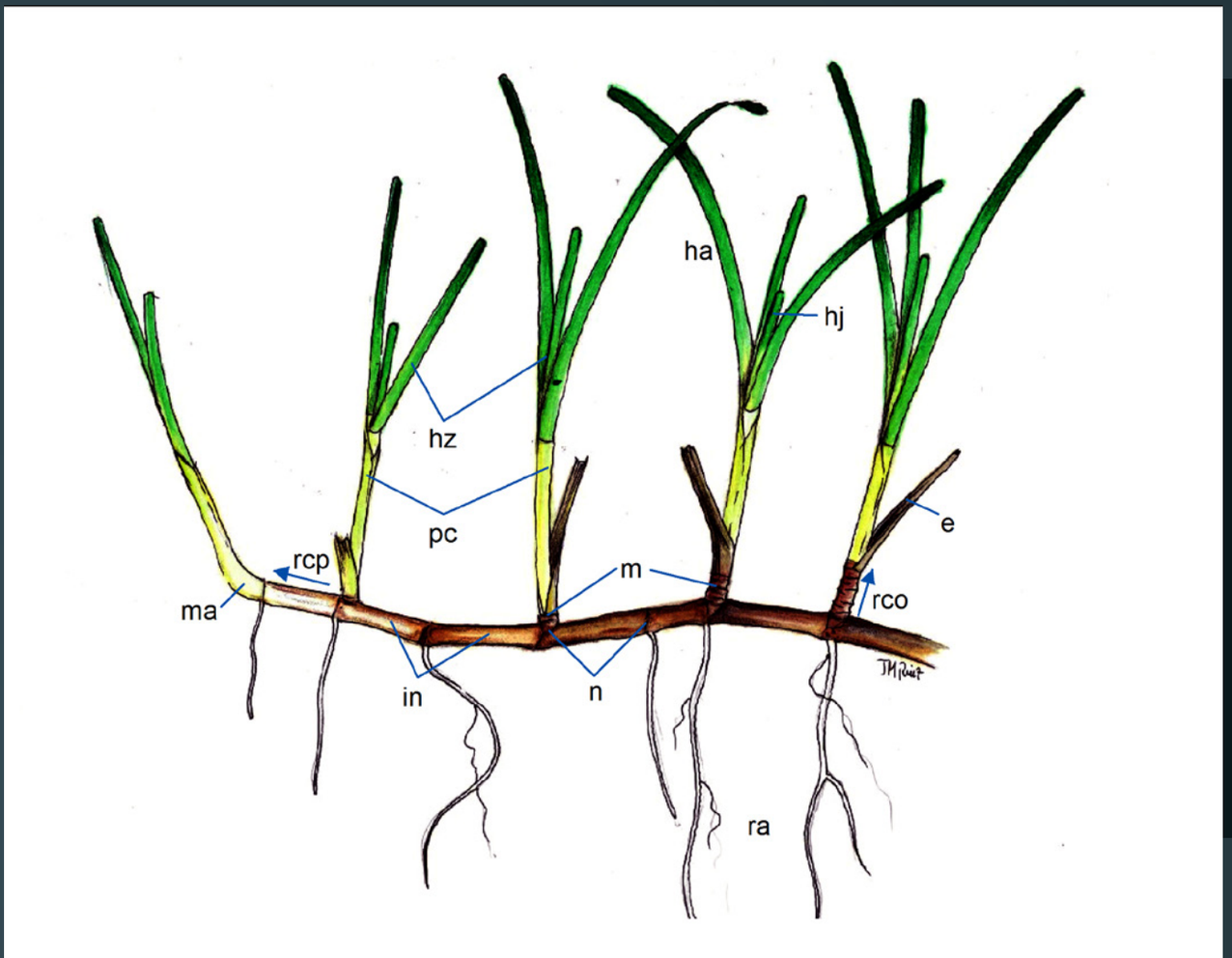


Figura 1

Árbol filogenético de las familias de plantas dentro del orden Alismatales, según la clasificación del grupo APG III (2009) de las Angiospermas. Esta clasificación se basa en la filogenia molecular de muchos marcadores. Las familias marcadas en negrita contienen angiospermas marinas. La familia Hydrocharitaceae también contiene géneros no marinos no indicados aquí. Las familias marcadas en azul contienen alguna especie marina, cuya inclusión entre las angiospermas marinas está en debate (Kuo & den Hartog, 2006). Los nombres de los géneros o especies de angiospermas marinas aparecen entre paréntesis junto al nombre de su respectiva familia. "●" indica ramas con menos del 50% de soporte estadístico; "" indica ramas con 50-70% de soporte estadístico. El resto de las ramas tienen más del 70% de soporte. Fuente: Angiosperm Phylogeny Website, http://www.mobot.org/MOBOT/research/APweb/welcome.html*

basada en las agrupaciones de especies y sus rangos de distribución latitudinales (Short *et al.*, 2007). Así, se han definido cuatro bioregiones templadas (Atlántico norte templado, Pacífico norte templado, Mediterráneo y Océanos del sur templados) y dos tropicales (Atlántico tropical e Indo-Pacífico tropical). En general, las regiones templadas del Atlántico norte presentan una riqueza de angiospermas marinas baja (1-2 especies) y las bioregiones tropicales, alta, especialmente la Indo-Pacífica (14 especies). El Mediterráneo se encuentra entre estos dos extremos con una riqueza de especies moderada (5 especies en total si no incluimos las especies de *Ruppia* spp.).

Las angiospermas marinas mantienen una arquitectura básica y aspecto similares a las de muchas plantas herbáceas (monocotiledoneas) terrestres conocidas, como muchas gramíneas, aunque con algunas salvedades (Figura 2). Presentan una arquitectura clonal, es decir crecen vegetativamente por la adición de módulos morfológica y genéticamente idénticos (también llamados ramets) compuestos por un fragmento de rizoma horizontal del que surgen, hacia arriba, las hojas, agrupadas en haces, y hacia abajo las raíces. Los meristemos de crecimiento se encuentran en el extremo de los rizomas y son los que dictan el patrón de crecimiento de la especie y su estructura final. Las hojas, generalmente presentan una forma acintada, aunque existen algunas excepciones, como las de las especies del género *Halophila* spp, que tienen forma ovalada (Papenbrock, 2012). En la base de las hojas se diferencia un peciolo cuya inserción en el rizoma se produce en un engrosamiento del mismo denominado nudo, que se hace visible a modo de



Arquitectura básica de las angiospermas marinas. Las letras indican las partes principales de la anatomía externa de la planta: ma=meristemo apical de crecimiento, m=meristemos de crecimiento, rcp=rizomas de crecimiento plagiótropo (horizontal), rco=rizomas de crecimiento ortótropo, n=nudos, in=entrenudos, ra=raíces, pc=peciolo, e=escama (peciolo de una hoja caída), hz=haz, ha=hoja adulta, hj=hoja joven.

Figura 2

una cicatriz anular tras caer las hojas. Además del crecimiento clonal, las angiospermas marinas presentan reproducción sexual con flores o inflorescencias generalmente poco vistosas que producen frutos y semillas. La importancia de la reproducción sexual para la dispersión y mantenimiento de sus poblaciones varía según la especie, pero en general, la reproducción vegetativa mediante la elongación del rizoma es el mecanismo dominante.

A medida que el rizoma se desarrolla sobre el sustrato se va ramificando siguiendo unos patrones de división característicos de cada especie. Estas ramificaciones pueden ser horizontales o verticales y en sus extremos se encuentran las hojas agrupadas en haces. El número de haces por unidad de superficie, o densidad de haces (haces/m^2), depende por tanto del patrón de ramificación específico de cada especie, el cual a su vez puede variar en función de determinadas condiciones ambientales como la disponibilidad de luz o los nutrientes. La red de rizomas y haces tiende a ocupar amplias superficies del lecho marino denominadas praderas marinas. Sin embargo, dentro de estas praderas, la ocupación de sustrato no es total ni espacialmente homogénea debido a una combinación de factores intrínsecos, relacionados con las limitaciones o reglas del patrón de crecimiento vegetativo propio de cada especie, y a factores ambientales externos que limitan su desarrollo vegetativo como las características de los sedimentos, la disponibilidad de nutrientes o la influencia de perturbaciones abióticas y bióticas. La proporción de sustrato ocupada por las praderas marinas en un sitio determinado se conoce como cobertura (expresado en porcentaje) y depende de la especie y las características del sitio. Las praderas marinas son, en definitiva, estructuras tridimensionales similares a los bosques terrestres cuya complejidad se define muy bien en base a su densidad de haces, su cobertura y el tamaño de sus haces. Estas variables estructurales son básicas para caracterizar el grado de desarrollo de una pradera o estado de una especie determinada,

Las angiospermas marinas han colonizado con éxito los fondos infralitorales de nuestras costas formando extensas praderas submarinas. Fotografía: José L. Alcaide.

que a su vez se encuentra estrechamente relacionado con los factores ambientales clave que determinan su crecimiento (luz, nutrientes, temperatura, salinidad, etc.), por lo que son considerados como los descriptores más universales del estado de conservación de las praderas y del efecto de la actividad humana en los ecosistemas marinos (ver apartados siguientes). Las angiospermas marinas requieren tres condiciones ambientales básicas para su desarrollo que son un sustrato adecuado donde fijarse, un tiempo de emersión limitado y una disponibilidad de luz suficiente como para permitir su crecimiento. Además de estos requerimientos básicos existen otras condiciones que pueden afectar a su desarrollo como la salinidad, la disponibilidad de nutrientes, las condiciones de oxido-reducción del sedimento o la energía hidrodinámica. Se consideran especies ingenieras (Coleman & Williams, 2002) en el sentido que son constructoras de hábitat de los que dependen numerosas especies para fijarse, alimentarse, refugiarse de los predadores o reproducirse, a lo largo de parte o todo su ciclo de vida. En consecuencia, las comunidades formadas por estas plantas son consideradas auténticos "puntos calientes" de biodiversidad marina, lo cual eleva su importancia ecológica a la altura de otros ecosistemas marinos tan conocidos como los arrecifes de coral, los bosques de laminarias o los manglares (ver Cuadro temático 1: biodiversidad de las praderas marinas). Pero este tipo de ecosistemas bioconstructores tienen otras propiedades que justifican dicha importancia ecológica ya que las complejas estructuras tridimensionales que forman, son capaces de modificar el ambiente en el que viven al favorecer la sedimentación de partículas, la captación de nutrientes o al producir oxígeno aumentando la transparencia del agua o reduciendo la energía hidrodinámica, que son funciones ecológicas fundamentales que además se pueden traducir en valores socio-económicos (ver apartados siguientes).

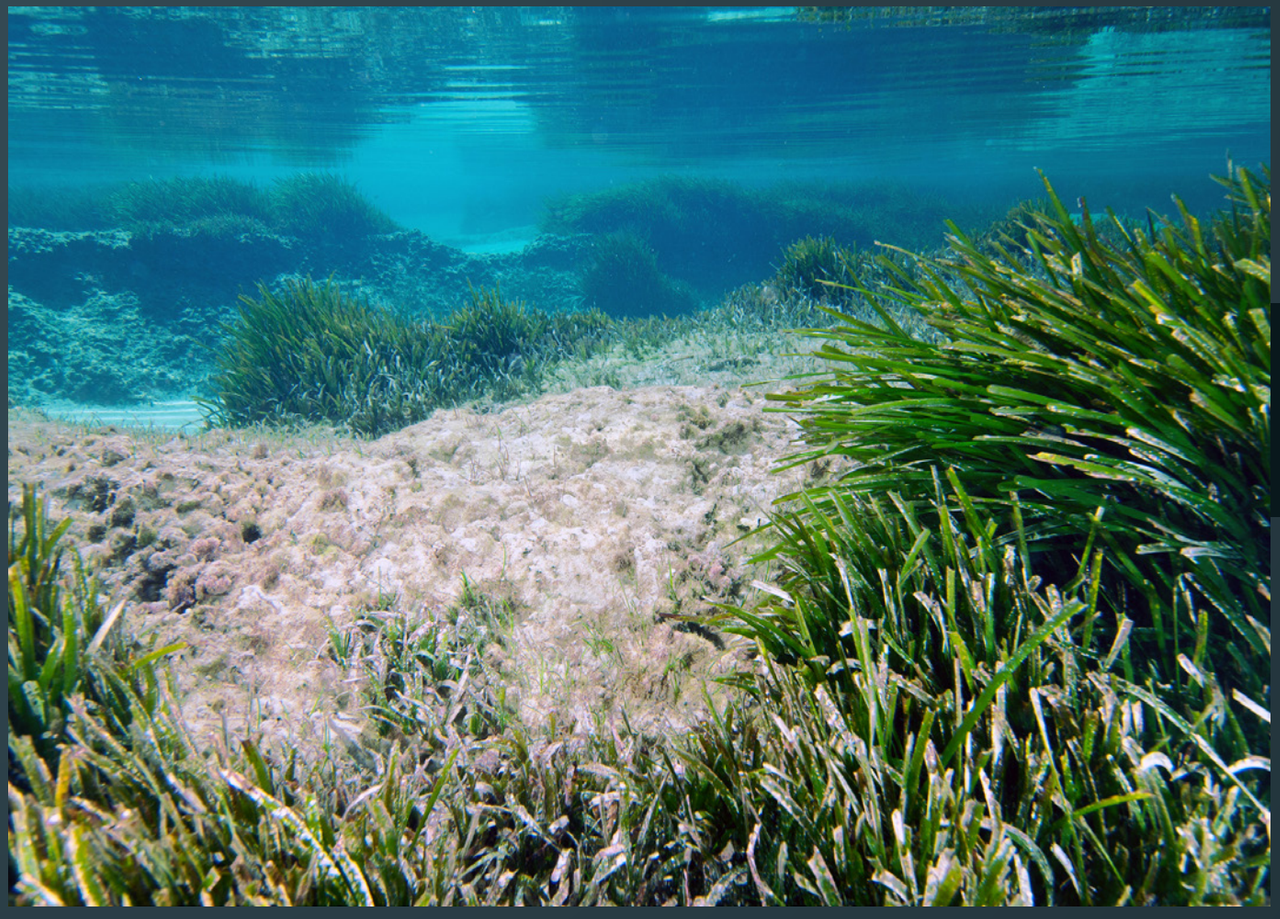
Especies de angiospermas marinas presentes en España

En las costas españolas encontramos cinco especies de angiospermas marinas: *Posidonia oce-*

anica (Linné) Delile, *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson, *Zostera marina* Linné, *Zostera noltii* Hornemann y *Halophila decipiens* Ostenfeld. En las costas españolas hay también especies del género *Ruppia*, que pertenece al llamado "grupo eurihalino" (*sensu* den Hartog, 1981), cuya distribución se asocia más a aguas salobres y dulces continentales. Por esta razón *Ruppia* spp. no suele incluirse en los tratados de angiospermas marinas, pero en la costa española se conocen varios casos en los que *Ruppia* spp. se encuentra en aguas marinas compartiendo hábitat con algunas de las especies estrictamente marinas y ejerciendo funciones ecológicas similares. En consecuencia, para el presente Atlas se ha decidido incluir este género, al menos en localidades costeras en las que coexiste con las especies marinas. Las especies *R. cirrhosa* (Petagna) Grande y *R. maritima* Linné, son las más comunes en las costas españolas y hay citas de una tercera especie en la Comunidad Valenciana y Andalucía: *R. drepanensis* Tineo ex Guss, aunque ésta es una especie de aguas continentales. A continuación se realiza una descripción general de las características biológicas y ecológicas de cada una de estas especies, información que por otro lado puede ser ampliada en otras publicaciones especializadas (Luque & Templado, 2004; Rodríguez-Prieto *et al.*, 2013; Pérez-Lloréns *et al.*, 2012).

Posidonia oceanica

P. oceanica es una especie endémica del Mediterráneo y es la mayor en tamaño de las especies españolas (Figura 3). Su nombre hace alusión a la deidad griega Poseidón y también se conoce como "hierba de Neptuno". En el Mediterráneo español, esta especie se distribuye en fondos arenosos y rocosos entre 0,5 m y una profundidad máxima que depende de la transparencia de las aguas costeras, lo cual varía entre las diferentes regiones. Esta profundidad máxima (o límite inferior) es mayor en aguas de Baleares (37 m) y el sureste peninsular (34 m), donde las aguas son en general más transparentes y oligotróficas, y menor en Cataluña (25 m), donde las aguas son menos transparentes y mesotróficas. A medida que nos dirigimos hacia el estrecho de Gibraltar, otros factores diferentes a la luz limitan la dis-



Fondos someros del litoral mediterráneo español dominados por Posidonia oceanica. *Fotografía: Javier Murcia.*

Figura 3

Rizomas de Posidonia oceanica *de crecimiento horizontal o plagiotropos (izda. Fotografía: José L. Alcaide) y de crecimiento vertical u ortótropos (dcha. Fotografía: Juan M. Ruiz).*

Figura 4

tribución vertical de esta especie, como el hidrodinamismo, la temperatura o la disponibilidad de sustrato rocoso. Si bien es una especie bien adaptada a las variaciones estacionales y espaciales de la luz, la temperatura y los nutrientes, al menos en el Mediterráneo español, tan solo es capaz de desarrollarse en ambientes costeros de aguas abiertas con salinidad muy constante (p. ej. 36,5-38 UPS en el levante peninsular). Es decir, se trata de una especie típicamente estenohalina, muy poco tolerante a las variaciones de la salinidad (Ruiz *et al.*, 2009a; Marín Guirao *et al.*, 2011), razón por la cual no está presente en ambientes estuáricos o hipersalinos del Mediterráneo español (pero ver Tomasello *et al.*, 2009).

Esta especie presenta rizomas horizontales (plagiótropos) relativamente gruesos (hasta unos 10 mm) de los que surgen, hacia abajo las raíces, bastante lignificadas, y hacia arriba los rizomas verticales (ortótropos), que acaban en haces de entre 4 a 8 hojas (Figura 4). Una característica de esta especie es la reducida tasa de crecimiento de los rizomas, tanto ortótropos (0,5-1 cm/año) como plagiótropos (3-4 cm/año), no solo con respecto al resto de especies presentes en costas españolas, sino también con respecto al resto de especies de angiospermas marinas conocidas (Hemminga & Duarte, 2000). Esto es un aspecto clave ya que supone, por un lado, una limitada capacidad de la especie para responder y sobrevivir a condiciones de sedimentación intensa (p. ej. está ausente en la desembocadura de grandes ríos) y, por otro lado, una limitada capacidad de colonizar nuevas superficies o de recolonizar un espacio tras una perturbación.

Las hojas son acintadas, pueden alcanzar 1 metro o más de largo y 1 cm de ancho y están fuertemente pigmentadas (color verde oscuro). El elevado tamaño que pueden alcanzar estas plantas, junto con las elevadas densidades (>1.000 haces/m^2 y > 10.000 hojas/m^2), hace que el dosel foliar que forman actúen de auténticos "filtros" de luz, nutrientes y material particulado en suspensión. Las partículas que precipitan van rellenando los intersticios del complejo entramado de rizomas y raíces, que al estar muy lignifica-

dos, son muy difíciles de descomponer y acaban formando un sustrato propio compactado por el material sedimentado y muy perdurable denominado "mata" (del francés "matte", Mateo *et al.*, 1997). Debido al crecimiento vertical de los rizomas ortótropos el proceso descrito continúa en el tiempo produciendo una elevación del fondo marino a una tasa que se ha estimado entre 10 y 18 cm/siglo (Boudouresque & Jeudy de Grissac, 1983; Mateo *et al.*, 1997). Esta dinámica se traduce en depósitos milenarios de materia orgánica que se elevan varios metros sobre el sustrato original; en zonas resguardadas del hidrodinamismo, dan lugar a estructuras denominadas "arrecife-barrera" de considerables dimensiones que atenúan la energía hidrodinámica incidente sobre la línea de costa, favoreciendo la formación de playas (Figura 5; ver también Cuadro temático 6 del Capítulo V). En el litoral Mediterráneo español encontramos abundantes y buenos ejemplos de estas estructuras biológicas milenarias, datadas en 6.000-7.000 años de antigüedad, declaradas en muchos sitios monumentos naturales. Aunque otras especies pueden formar también esta mata y causar la elevación progresiva del fondo marino, el proceso alcanza proporciones únicas en el género *Posidonia* sp., cuyos depósitos milenarios de carbono solo son comparables con los de las turberas que forma el musgo *Sphagnum* sp. (*peat moss*).

En la base de las hojas existe un peciolo que al caer la hoja, queda unido al rizoma dándole el aspecto de brocha característico. Las flores son hermafroditas y se encuentran agrupadas en inflorescencias situadas en los pedúnculos florales de unos 10 cm de longitud que surgen de la parte apical de los rizomas, entre las hojas de los haces. La floración tiene lugar en otoño y al cabo de unos seis meses se produce la maduración de los frutos, similares a una oliva (Figura 6). En general, la propagación mediante reproducción sexual es escasa en esta especie y predomina el crecimiento vegetativo. Esto es extensible a la mayoría de las angiospermas marinas, pero es particularmente acusado en *P. oceanica*. Esta particularidad, junto con el lento crecimiento del rizoma, determinan una extremadamente baja resiliencia para esta especie, es decir, una muy baja capacidad de recuperarse tras una perturbación (González-Correa *et al.*, 2005; Pergent *et al.*, 2014). Si a esto se añade la elevada vulnerabilidad de las praderas de *P. oceanica* a las perturbaciones de origen humano (Boudouresque *et al.*, 2009), entonces es comprensible la elevada preocupación por su protección y conservación.

El desarrollo vertical de la "mata" de Posidonia oceanica *da lugar a este tipo de estructuras biológicas milenarias tipo "arrecife-barrera". Fotografía: Enric Ballesteros.*

Figura 5

Ciclo de reproducción sexual de Posidonia oceanica. *Detalle de la inflorescencia (izda. Fotografía: Juan M. Ruiz), fruto (centro. Fotografía: Javier Murcia) y plántula (dcha. Fotografía: Juan M. Ruiz).*

Figura 6

Cymodocea nodosa

C. nodosa (Figura 7) es una especie de afinidad tropical que encuentra en el Mediterráneo su límite de distribución septentrional. Su nombre científico proviene de *Cimódoce* —una de las ninfas del mar en la mitología griega— y *nodosa* hace referencia a la presencia de nudos en sus rizomas. En el Atlántico se encuentra desde las costas del sur de la península ibérica (costa sur de Portugal, bahía de Cádiz, etc.) a las costas del noroeste de África (Senegal; Cunha & Araújo, 2009), incluyendo los archipiélagos de Madeira, Cabo Verde y Canarias, donde se le conoce con el nombre de "sebadal". En algunas zonas del levante ibérico, es conocida por los pescadores como "entina". Es una especie con una amplia tolerancia ambiental, dotada de una elevada plasticidad morfológica y fisiológica, capaz de colonizar un área en relativamente poco tiempo en un amplio espectro de condiciones ambientales (Figura 8). En las costas españolas se encuentra tanto en ambientes submareales estuáricos con salinidades muy variables, como en lagunas costeras hipersalinas o en mar abierto, desde los 0 m hasta una profundidad máxima que puede variar entre 15 y 36 m de profundidad (Figura 9), dependiendo del área geográfica. Coloniza normalmente fondos arenosos, pero se encuentran también en fangos anóxicos, roca, mata muerta de *P. oceanica* y lechos de *maërl* (p. ej. islas Columbretes, Capítulo III). *C. nodosa* es capaz también de colonizar ambientes con una intensa dinámica sedimentaria e hidrodinámica, como costas muy expuestas o desembocaduras de ríos y cauces temporales (rieras, ramblas o barrancos). En el Mediterráneo, *P. oceanica* es incapaz de sobrevivir en estos ambientes, que son normalmente ocupados por praderas de *C. nodosa*. Por otro lado, en determinados ambientes lagunares es capaz de formar densas praderas en fondos muy someros (< 20 cm) en los que se exponen a temperaturas y salinidades extremas y, eventualmente, a la desecación (p. ej. mar Menor o bahías del delta del Ebro, Capítulos I y IV). Estudios recientes han demostrado la existencia de adaptaciones fisiológicas específicas que permiten a esta especie desarrollarse en estos ambientes tan extremos (Sandoval-Gil *et al.*, 2012a).

C. nodosa es una planta herbácea perenne, aunque con una dinámica estacional muy acusada (Pérez & Romero, 1994). Presenta un máximo de densidad de haces y biomasa en la época estival y en invierno su tamaño y abundancia son mínimos, llegando incluso a desaparecer por completo. En algunas zonas se ha comprobado que la planta realmente no desaparece en invierno, sino que permanece viva completamente enterrada bajo una capa de sedimentos de varios centímetros de espesor y las hojas vuelven a salir en la época estival (Ruiz, J.M., obs. pers.). Presenta un rizoma horizontal o plagiótropo, de sección cilíndrica, con un diámetro de 2 a 4 mm y de color rosado a pardo-rojizo, cuya tasa de elongación puede alcanzar valores considerablemente elevados (hasta 2 m por rizoma y año; Marbà & Duarte, 1998). A lo largo del rizoma horizontal se sitúan los nudos, a intervalos más o

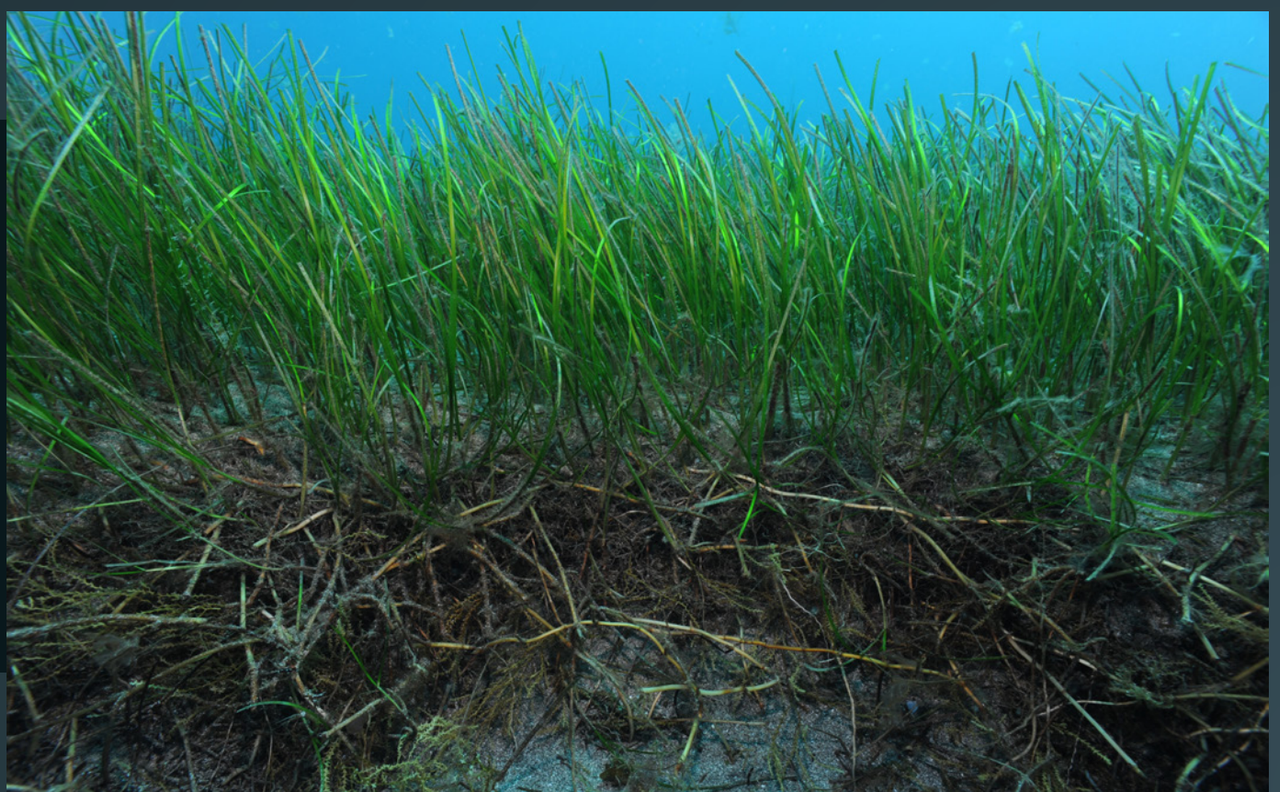
Cymodocea nodosa *coloniza una ampia variedad de ambientes marinos, como los fondos someros de las lagunas costeras del litoral mediterráneo. Fotografía: Javier Murcia.*

Figura 7

menos regulares de unos 25 mm en promedio, de los que parten hacia abajo las raíces, relativamente abundantes y de color blanquecino, y hacia arriba pequeños rizomas de crecimiento vertical, divididos en cortos entrenudos (1,4 mm en promedio) y acabados en haces o agrupaciones de hojas. Las hojas son acintadas, de color verde claro, y normalmente alcanzan entre 20 y 45 cm de largo y hasta 0,6 cm de ancho, variando estas dimensiones en función del área geográfica (p. ej. 10-70 cm de longitud en Canarias, Capítulo VII). Son plantas dioicas es decir que las

Cymodocea nodosa *es una especie muy dinámica capaz de colonizar nuevos espacios en poco tiempo. Fotografía: Javier Murcia.*

Figura 8



En Canarias, y también en algunas localidades del Mediterráneo, los rizomas de Cymodocea nodosa *forman "matas" similares a las de* Posidonia oceanica*, aunque de menor potencia, cuyo crecimiento vertical da lugar a una sobreelevación del fondo marino y a la formación de estructuras tipo terraza. Fotografía: Fernando Espino.*

Figura 9

flores masculinas y las femeninas se encuentran en haces diferentes. Las flores femeninas son muy simples y difíciles de observar, al estar constituidas por un pedúnculo muy pequeño, dos ovarios libres y cuatro estigmas filiformes, quedando protegidas casi en su totalidad por la vaina de la hoja. Sin embargo, las flores masculinas, aunque igualmente simples, presentan un pedúnculo floral de 7 y 10 cm de largo, de modo que sobresalen de la vaina mostrando sus dos estambres cargados de polen de color rojizo (Figura 10). Tras la fecundación, se producen dos frutos por flor de unos 12 mm de largo de forma aplanada y color marrón. En general, la floración tiene lugar en primavera y los frutos tardan unos dos meses en madurar, por lo que son abundantes en julio y agosto. Las semillas caen al fondo y permanecen enterradas en el sedimento hasta su germinación, tras un periodo de latencia mínimo de nueve meses. A diferencia de *P. oceanica*, la reproducción sexual en esta especie es relativamente más frecuente, aunque su éxito es muy variable entre praderas y regiones. Hay casos en los que la floración es común, pero la germinación de semillas es muy escasa, a juzgar por el elevado número de semillas acumuladas en el sedimento (entre 200 y 600 semillas/m^2). En algunos sebadales canarios la reproducción sexual es un fenómeno regular, pero la germinación es limitada (6%), llegando a acumular del orden de 1.400 semillas/m^2 en sus sedimentos. Así pues, la reproducción sexual tiene también un papel limitado en la capacidad de colonización y dispersión de esta especie, limitación que sin embargo queda parcialmente compensada por la extraordinaria capacidad de elongación de sus rizomas plagiótropos.

Zostera marina

Etimológicamente el nombre de *Zostera* proviene del griego *zoster*, que significa "cinta". *Z. marina* (Figura 11) es una especie de aguas templadas o frías de amplia distribución en el Atlántico norte y en el Pacífico norte pero poco abundante en el Mediterráneo. De hecho, esta especie ha experimentado una notable regresión en las escasas localidades de la costa mediterránea española donde se encontraba (ver Capítulo V). Esta especie se encuentra preferentemente en ambientes eurihalinos de las partes medias y externas de rías y estuarios, colonizando fondos submareales, sedimentarios y rocosos, hasta 5-10 m de profundidad. Sin embargo, también puede encontrarse en sedimentos fangosos intermareales de la parte interna de las rías, formando praderas mixtas con *Z. noltii*.

Flor masculina de Cymodocea nodosa. *Fotografía: Javier Murcia.*

Figura 10

En el Mediterráneo las praderas de Cymodocea nodosa *ocupan con frecuencia los fondos delimitados entre la línea de costa y el límite superior de la pradera de* Posidonia oceanica, *colonizando sedimentos arenosos o matas muertas de* Posidonia oceanica. *Fotografía: Juan M. Ruiz.*

Pradera de Zostera marina *(ría de Camariñas, Galicia). Fotografía: Ignacio Bárbara.*

Figura 11

Z. marina presenta rizomas horizontales de entre 2 y 5 mm de grosor, de color amarillo-verdoso. Presenta nudos de los que salen hacia abajo, las raíces bastante abundantes y hacia arriba los haces, que llevan entre 3 a 8 hojas acintadas cuya longitud media varía entre 10 y 30 cm y su anchura entre 3 y 4 mm. No obstante, su plasticidad morfológica es muy amplia pudiendo alcanzar sus hojas hasta 120 cm de longitud y 1,2 cm de anchura, dependiendo del hábitat que ocupa y la región geográfica. Carece de rizomas de crecimiento vertical. La producción y biomasa de esta especie varía siguiendo un patrón estacional muy marcado, con valores máximos de biomasa entre verano y otoño y mínimos en invierno. *Z. marina* es una especie monoica que presenta inflorescencias situadas en la base envainada de una espata en forma de hoja, en las que se alternan las flores femeninas y masculinas. La floración parece estar limitada por la temperatura y en latitudes templadas, es relativamente frecuente desde abril a junio. Después de la fecundación se liberan las semillas maduras que presentan poca capacidad de dispersión y que pueden permanecer hasta 2 meses en forma latente en el sedimento.

Zostera noltii (= Nanozostera noltii)

Tiene una distribución muy amplia, encontrándose a lo largo de las costas atlánticas de Europa, África (hasta Mauritania) y los mares Mediterráneo, Negro, Caspio y Aral.

En las costas atlánticas españolas, *Z. noltii* se observa formando extensas praderas monoespecíficas en sedimentos intermareales, arenosos, fangosos o limosos, de zonas poco expuestas de la parte interna de las rías, en estuarios o marismas, normalmente asociados a la desembocadura de ríos (Figura 12). Es una especie típicamente eurihalina y, en estos ambientes intermareales, se encuentra bien adaptada a las extremas condiciones ambientales a las que queda expuesta durante los periodos de emersión (Peralta *et al.*, 2005; Sandoval-Gil *et al.*, 2014b). En las regiones del Atlántico norte, *Z. noltii* puede observarse además formando praderas mixtas con *Z. marina* hasta 1-2 m de profundidad y en Canarias sobrevive en ambientes someros resguardados de la localidad de Arrecife (Lanzarote) (Gil-Rodríguez *et al.*, 2012; Capítulo VII). Por el contrario, en las regiones mediterráneas, esta especie es infralitoral, escasa y sus praderas

Paisaje característico de una pradera intermareal de Zostera noltii *durante la bajamar (estuario de Oka). Fotografía: AZTI.*

Figura 12

suelen ser extensiones de escasa entidad en zonas de costas protegidas, con sedimentos arenoso-fangosos, de calas y bahías semicerradas y en lagunas costeras. En el Mediterráneo aparece normalmente formando praderas mixtas con *C. nodosa* (Figura 13) y rara vez forma praderas monoespecíficas.

Es una especie de aspecto y morfología similar a *Z. marina*, aunque de porte más pequeño (Figura 14). Se caracteriza por presentar rizomas delgados, de unos 2 mm de diámetro, muy ramificados, con entrenudos largos, de cuyos nudos nacen raíces finas y haces con 4-5 hojas acintadas de longitud variable (6-30 cm) y muy estrechas (de 0,5 hasta 1,5 mm) (Pérez-Llorens, 2004a,b). Sin embargo, se han descrito morfotipos de menor, e incluso mayor tamaño, dependiendo del área geográfica (ver Capítulo VIII) o, dentro de la misma localidad, según el grado de exposición a la emersión (Peralta *et al.*, 2005). *Z. noltii* es una especie monoica que presenta inflorescencias tipo espádice situadas en ejes verticales de unos 10 cm. Las flores masculinas y femeninas se disponen de manera alterna en el margen de la hoja engrosada. Después de la fecundación se

Pradera mixta de Cymodocea nodosa *y* Zostera noltii *característica de fondos infralitorales someros del Mediterráneo. Fotografía: Juan M. Ruiz.*

Figura 13

Detalle de los rizomas colonizadores de Zostera noltii *(arriba. Fotografía: Juan M. Ruiz) y sus hojas y haces (abajo. Fotografía: AZTI).*

Figura 14

Semillas de Zostera noltii. *Fotografía: AZTI.*

Figura 15

producen las semillas que son muy pequeñas (3 mm) (Figura 15). La floración y fructificación son relativamente frecuentes durante el verano y el otoño respectivamente, pero la propagación de esta especie se basa fundamentalmente en el desarrollo vegetativo de los rizomas más que mediante la germinación de semillas, fenómeno considerado muy raro, al menos en praderas estudiadas del sur de España (Pérez-Llorens, 2004a,c).

Detalle del fronde (izda.) y rizomas (dcha.) de Halophila decipiens. *Fotografías: Rogelio Herrera.*

Figura 16

Halophila decipiens Ostenfeld

H. decipiens (Figura 16) se encuentra a lo largo de las costas tropicales y subtropicales del planeta; es decir, tiene distribución pantropical. En el Atlántico oriental se localiza únicamente en las Islas Canarias donde parece que se encuentra en expansión (Gil-Rodríguez *et al.*, 2007). Esta planta herbácea crece en el submareal sobre fondos arenoso-fangosos, desde 12 hasta 40 m de profundidad (Pavón-Salas *et al.*, 2000).

Se trata de una planta herbácea de pequeño porte, de hasta 3 cm de alto, con tallos rizomatosos, delgados, de menos de 1 mm de grosor, con entrenudos de 0,5 a 2 cm de largo. En cada nudo, surgen raíces que se entierran en el substrato y un par de hojas opuestas, de color verde brillante, pediceladas y elípticas, de 1-2,5 cm de longitud y 3-6 mm de anchura, de nerviación pinnada, con nervio central y marginal patentes, y con el margen ligeramente aserrado. *H. decipiens* es una especie dioica. Las flores masculinas están constituidas por un único estambre sésil y las femeninas con ovario unilocular con dos carpelos soldados, un estilo y dos estigmas largos y filiformes. Los frutos drupáceos, ovoides, son muy pequeños y poco aparentes, y contienen una sola semilla.

Ruppia spp.

Las angiospermas de este género han demostrado poseer una de las mayores capacidades de tolerar y adaptarse al más amplio espectro de ambientes acuáticos, que comprende desde ambientes continentales de agua dulce a lagunas costeras hipersalinas (Figura 17). En España se encuentra *R. maritima* y *R. cirrhosa*, comunes en ambientes marinos costeros y estuáricos. En las regiones atlánticas del norte de España, *R. maritima* es una especie común en las zonas internas de las rías con aguas salobres. En las regiones mediterráneas, *R. cirrhosa* puede ser fácilmente observada formando densas praderas en zonas con un alto grado de confinamiento y con influencia de aguas salobres, marinas o hipersalinas *R. maritima* también ha sido citada en este tipo de ambientes mediterráneos, aunque, de existir, debe ser muy rara. Estos ambientes se encuentran asociados a albuferas, lagunas costeras, bahías semicerradas o salinas, en los que coexisten con las angiospermas marinas como *C. nodosa* o *Z. noltii* en las zonas con influencia marina. *Ru-*

Aspecto general de una pradera de Ruppia cirrhosa. *Fotografía: Juan M. Ruiz.*

Figura 17

ppia spp. también posee una elevada capacidad de tolerar periodos prolongados y frecuentes de emersión, de forma que, en estos enclaves, es posible observar densas praderas de estas especies en áreas particularmente confinadas y someras susceptibles de quedar expuestas al aire cuando el nivel del mar baja (p.ej. ver Capítulo IV). *R. drepanensis* aparece en algunos censos y referencias de algunas regiones mediterráneas, pero en realidad se trata de una especie continental que puede aparecer en algunos ambientes litorales muy confinados como charcas, lagunas y acequias (Cirujano & García-Murillo, 1992).

Morfológicamente, las especies de *Ruppia* son muy similares y difíciles de diferenciar a simple vista. Ambas poseen un rizoma postrado de crecimiento horizontal del que surgen hojas lineales muy finas (0,5-1 mm de ancho), dispuestas de forma alterna o subopuesta, con los ápices muy finamente denticulados. En primavera, del rizoma horizontal se desarrollan unos rizomas verticales con entrenudos muy largos (4-7 cm), que en verano alcanzan más de 1 metro de longitud, y de cuyo extremo se encuentra la inflorescencia (Figura 18). El pedúnculo floral de *R. cirrhosa* es muy largo (8-60 cm) y espiralado y el de *R. maritima* es mucho más corto (2-5 cm). Son plantas perennes y monoicas, con flores hermafroditas, las cuales aparecen por pares al final de los pedúnculos de la inflorescencia. El fruto tiene forma de elipse y tiene una longitud entre 2,5 y 3,5 mm.

Vástagos reproductores de Ruppia cirrhosa. *Fotografía: Javier Murcia.*

Figura 18

Ecología y extensión de las praderas marinas

Juan M. Ruiz[1], Aránzazu Ramos[1] y Olvido Tello[2].

[1]Grupo de Ecología de Angiospermas Marinas IEO. Centro Oceanográfica de Murcia.

[2]Infraestructura de datos espaciales básicos. Centro Oceanografico IEO Sede Central, Madrid.

La distribución de los hábitats marinos, y por ende su extensión, es el nivel de conocimiento más básico y elemental para dimensionar su importancia ecológica, el valor de sus servicios o la aplicación de medidas específicas de gestión. En lo que respecta a las praderas marinas en costas españolas, dicho conocimiento es a todas luces un aspecto todavía bastante incompleto. Hasta ahora no se disponía de una cifra sobre la extensión total de las praderas marinas, tan solo estimas bastante groseras e imprecisas del área que potencialmente ocupan, y solamente para alguna de las especies y regiones. No obstante, es un hecho conocido que, sin llegar a cubrir todo el territorio nacional, la información existente es abundante e incluso redundante en algunas regiones. Este Atlas es precisamente, el primer esfuerzo colectivo de compilar dicha información, analizarla y seleccionarla para obtener una imagen lo más fiel posible del conocimiento actual sobre la distribución y extensión de las praderas marinas en España.

Obtención de los mapas de distribución

Las fuentes de información cartográfica disponibles para la obtención de los mapas de distribución de las praderas marinas en España son de naturaleza altamente heterogénea, distinguiendo los siguientes tres grandes tipos de información:

- Cartografías bionómicas (o ecocartografías) y bases de datos espaciales oficiales realizados por las Comunidades Autónomas o el gobierno central, o incluso ayuntamientos, para el cumplimiento de las Directivas Europeas, normativas nacionales u otros propósitos.

- Publicaciones y proyectos de investigación realizados por universidades y organismos públicos de investigación. Aquí se incluyen tanto cartografías del hábitat como localizaciones concretas obtenidas a partir de referencias bibliográficas y observaciones inéditas.

- Proyectos europeos LIFE relacionados con la cartografía y conservación de las praderas marinas, en los que se encuentran involucrados administraciones, grupos de investigación y otras entidades.

- Informes técnicos realizados por empresas y organismos públicos para las diferentes administraciones con muy diversos objetivos: estudios de impacto ambiental, planes de ordenación de recursos naturales, planes de gestión de espacios, planes de vigilancia ambiental, etc. Este tipo de información cartográfica, realizada normalmente a escalas muy locales, es muy abundante pero, al no

Fuentes empleadas por cada Comunidad Autónoma en la elaboración de los mapas de distribución de angiospermas marinas.

Tabla 1

Comunidad Autónoma/Región	Fuentes	Referencias
Cataluña	• Cartografía general en 1992 • Citas y mapas locales en publicaciones diversas. • Mapa general obtenido mediante fusión de fuentes por expertos.	• Departament de Medi Ambient y Direcció General de Pesca Marítima. • Ver referencias en el capítulo I. • Direcció General de Pesca i Afers Marítims.http://agricultura.gencat.cat/ca/detalls/Article/Herbassars-praderies-fanerogames-marines
Baleares	• Cartografía LICs en 2001-2006. • Mapas locales de varios autores. • Mapa general obtenido mediante fusión de fuentes por expertos.	• LIFE-Posidonia Baleares. Gobierno Balear. http://lifeposidonia.caib.es. • Ver referencias en capítulo II. • Web de datos espaciales de Baleares IDEIB (http://www.ideib.cat/).
C. Valenciana	• Varias cartografías generales entre 1987 y 2006. • Citas y mapas locales de varios autores. • Base de datos espaciales propia. • Mapa general obtenido mediante fusión de fuentes por expertos.	• Generalitat Valenciana y Ecocartografías del MAGRAMA • Ver referencias en el capítulo III. • Institut d'Ecologia Litoral (IEL). • Institut d'Ecologia Litoral (IEL) y Centro Oceanográfico de Murcia-IEO.
Murcia	• Cartografías generales en 1988, 1999 y 2004. • Base de datos espaciales propia. • Mapa general obtenido mediante fusión de fuentes por expertos.	• D.G. de Medio Ambiente. Comunidad Autónoma Región de Murcia. SIGA: http://www.murcianatural.carm.es/alfresco/geocatalogo/ • Centro Oceanográfico de Murcia-IEO. • Este trabajo. Centro Oceanográfico de Murcia-IEO.
Andalucía	• Citas y mapas locales de varios autores. • Cartografía general 2008. • Mapas LICs y Mapa general obtenido mediante fusión de fuentes por expertos.	• Ver referencias en capítulo V. • Ecocartografías del MAGRAMA. • Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz- Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio (REDIAM: http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/rediam) • Proyecto Life+Posidonia Andalucía. www.lifeposidoniandalucia.es
Transfretanas	• Citas en diversas publicaciones. • Cartografía de Islas Chafarinas.	• Ver referencias en capítulo VI. • Organismo Autónomo de Parques Nacionales.
Canarias	• Citas y mapas locales de diversos autores. • Cartografía general (2000, 2003). • Mapa general obtenido mediante fusión de fuentes por expertos.	• Ver referencias en capítulo VII • Ecocartografías del MAGRAMA. • Esta obra. Autores del capítulo VII.
Galicia	• Citas y mapas locales en publicaciones diversas. • Cartografía general obtenida mediante fusión de fuentes por expertos.	• Ver referencias en la Tabla 1 del capítulo VIII. • Esta obra. Autores del capítulo VIII e IEO.
Asturias	• Citas y mapas locales en publicaciones diversas.	• Ver referencias en el capítulo IX.
Cantabria	• Citas y mapas locales en publicaciones diversas. • Cartografía general de 2005 e inventario de presiones.	• Ver referencias en el capítulo X. • Universidad de Cantabria. GESHA, 2005.
País Vasco	• Varias cartografías generales desde 2008 a 2012. • Citas y mapas locales en publicaciones diversas.	• AZTI/Agencia Vasca del Agua (URA). • Ver referencias en Tabla 2 del capítulo XI.

Superficies totales (km^2) de praderas de angiospermas marinas en España desglosado por regiones y especies. Fuentes: ver Tabla 1.

Tabla 2

Región (Comunidad Autónoma)	Provincia	Pradera sin especificar	*Posidonia oceanica*	*Cymodocea nodosa*	*Zostera noltii*	*Zostera marina*	*Halophila decipiens*	TOTAL REGIÓN
CATALUÑA	GIRONA		4,33	2,72	0,0001			
	BARCELONA		16,06	5,67				
	TARRAGONA		2,55	20,43				
	TOTAL	**40,6**	**22,94**	**28,82**	**0,0001**			**92,36**
BALEARES	IBIZA Y FORMENTERA		139,74	1,56				
	MALLORCA		411,39	7,93				
	MENORCA		82,03	4,17	0,0099			
	TOTAL		**633,16**	**13,66**	**0,0099**			**646,83**
C. VALENCIANA	CASTELLÓN		71,66	38,88				
	VALENCIA		6,03	1,56				
	ALICANTE		243,03	43,29	1,15			
	TOTAL		**320,72**	**83,73**	**1,15**			**405,6**
R. DE MURCIA	MURCIA		112,86	89,36	0,23			
	TOTAL		**112,86**	**89,36**	**0,22**			**202,45**
ANDALUCÍA	ALMERÍA		67,18	53,75	0,58			
	GRANADA		1,48	0,03				
	MALAGA		0,53	0,006				
	CADIZ			12,87	8,66	0,001		
	HUELVA				0,79			
	TOTAL		**69,18**	**66,65**	**10,03**	**0,001**		**145,87**
T. TRANSFRETANOS	CHAFARINAS		0,18	0,04				
	TOTAL		**0,18**	**0,04**				**0,22**
CANARIAS	EL HIERRO			0,02				
	LA PALMA						0,84	
	LA GOMERA			2,36				
	TENERIFE			18,11			3,18	
	GRAN CANARIA			7,58				
	LANZAROTE			20,13	0,01			
	FUERTEVENTURA			31,82				
	TOTAL			**80,02**	**0,01**		**4,02**	**84,04**
GALICIA	PONTEVEDRA				13,8	1,88		
	A CORUÑA				10,74	2,71		
	LUGO				0,98	0,02		
	TOTAL				**25,52**	**4,61**		**30,12**
ASTURIAS	ASTURIAS				2,19	0,08		
	TOTAL				**2,19**	**0,08**		**2,27**
CANTABRIA	CANTABRIA				8,75			
	TOTAL				**8,75**			**8,75**
PAIS VASCO	VIZCAYA				0,18			
	GUIPUZCOA				0,02			
	TOTAL				**0,2**			**0,2**
TOTAL ESPECIE		**40,6**	**1159,04**	**362,27**	**48,08**	**4,69**	**4,02**	**1618,69**

estar centralizada, su recopilación en su totalidad es muy difícil y queda fuera del alcance de esta obra.

Un análisis preliminar de esta información realizado para la fase de valoración inicial de la Directiva Marco de la Estrategia Marina (VV.AA, 2012) mostró que la diversidad de objetivos, métodos, escala, precisión y año de realización de las diferentes fuentes es realmente amplia, no solo entre regiones, sino también dentro de la misma región. La escala de los trabajos varía desde pequeñas localidades, calas, estuarios o bahías, a regiones enteras. Respecto a los métodos, la variedad de técnicas y criterios es también bastante dispar: observación directa con buceadores, observación indirecta a través de métodos acústicos (sonar de barrido lateral, sonar multihaz), delimitación directa mediante GPS en las praderas intermareales, fotografía aérea y vídeo submarino arrastrado. En muchos de los trabajos disponibles, algunos de estos métodos se han aplicado sistemáticamente para objetivos diferentes al mapeado preciso de las praderas marinas, o se han aplicado sin el debido rigor técnico y científico, o más importante aún, la interpretación biológica de las cartografías obtenidas no ha sido realizada o supervisada por especialistas con experiencia en este campo.

Algunas cartografías presentan un elevado grado de detalle y precisión, no solo en lo que se refiere a los límites de distribución de las praderas sino también en cuanto a los tipos de biocenosis que es capaz de diferenciar (p.ej. praderas de *Posidonia oceanica*, mata muerta de *Posidonia*, praderas mixtas de *Cymodocea nodosa* y *Zostera noltii*, etc.). Por el contrario, otras cartografías muestran áreas cuyos límites reflejan pobremente la distribución real de las praderas marinas (son, como mucho, áreas potenciales), sin diferenciar incluso la especie de angiosperma marina de que se trata. En algunas regiones existen incluso varias cartografías realizadas en años diferentes, pero las diferentes calidades de las mismas impiden su utilización para analizar su evolución en el tiempo.

Esta situación ha obligado a realizar un arduo trabajo de selección de las fuentes disponibles. Sin embargo, ésta ha sido una tarea complicada, fundamentalmente porque no se dispone muchas veces de la información adicional (metadatos) necesaria para discernir la rigurosidad o fiabilidad de una u otra cartografía. Otra dificultad adicional viene impuesta por el grado de accesibilidad a la información y su dispersión geográfica y administrativa. Algunas comunidades autónomas (p. ej. Comunidad Valenciana, Murcia y Baleares), disponían ya de elaboradas cartografías más o menos accesibles al público, pero otras no. Muchos estudios e informes no están publicados ni son públicos y se encuentran dispersos entre las diferentes administraciones y entidades de las diferentes provincias y regiones.

Por todo lo anterior, la selección, integración e interpretación de la información cartográfica disponible ha supuesto un importante esfuerzo para la elaboración del Atlas, esfuerzo que ha sido posible gracias a la experiencia y criterio de los expertos que durante décadas han estado implicados en el estudio, cartografía y conservación de las praderas marinas en las diferentes Comunidades Autónomas españolas, ampliamente representados por los autores de esta obra. En la tabla 1 se muestran las fuentes seleccionadas en cada Comunidad Autónoma para la obtención de los mapas de distribución de cada una de las especies de angiospermas marinas y que en cada capítulo se describen con más detalle en términos de origen, objetivos, métodos, precisión y fiabilidad. La información cartográfica seleccionada ha sido integrada en un sistema de información geográfica (SIG), cuyas herramientas facilitan y optimizan la obtención de los mapas de hábitat (Breman, 2002), manteniendo la identidad y origen de cada fuente en una ficha de metadatos asociada. El software SIG utilizado ha sido ArcGis 10.2. y la información se ha integrado en una Geodatabase en ficheros gestionada desde ArcGis. El resultado final ha sido la elaboración de unos mapas de distribución de praderas marinas para cada región o Comunidad Autónoma bajo un formato común que se incluyen al final de cada capítulo (Mapas A), normalmente a una escala en torno a 1:200.000 o incluso a escalas mayores (ampliaciones) cuando se ha requerido mayor grado de detalle. Esta es, obviamente, una escala “de consenso” para poder visualizar la información espacial de una forma más o menos homogénea y en un número de mapas razonable, de acuerdo con los objetivos de esta obra. Por tanto, si se desea emplear esta información con fines que requieren un mayor grado de detalle es necesario consultar las fuentes originales, resumidas en la tabla 1.

Distribución y extensión de las especies

En los mapas de las figuras 19 a 24 se representa la distribución geográfica de las diferentes especies de angiospermas marinas a escala nacional, obtenida a partir de la información cartográfica recopilada en esta obra. A partir de esta información también ha sido posible realizar una estima de la extensión total del hábitat, y su reparto entre provincias y regiones (Tabla 2). La exactitud de las áreas obtenidas varía entre regiones debido a las razones aludidas en el apartado anterior. Ello significa que, debido a la falta de información en ciertas regiones, las cifras no son definitivas y podrán estar sujetas a cambios en el futuro a medida que se incremente la información cartográfica y su precisión. Los valores presentados deben por lo tanto ser manejados con precaución, teniendo en cuenta la naturaleza de sus fuentes y las circunstancias con que han sido obtenidos. También hay que tener en cuenta que las praderas de las especies *C. nodosa*, *Zostera* spp. o *Halophila decipiens* son muy dinámicas y fluctuantes en el tiempo y en el espacio, de forma que las áreas estimadas de estas especies son en muchos casos orientativas y deben ser consideradas áreas potenciales más que áreas reales. Aún teniendo en cuenta todos estos factores y consideraciones, las áreas estimadas a partir de este trabajo son la mejor y más fiable aproximación disponible hasta la fecha.

De acuerdo con la tabla 2, se estima que en España existen 1.618,69 km^2 de praderas de angiospermas marinas, repartidas muy desigualmente según especies y zonas geográficas. Hay que tener en cuenta que parte de la superficie ocupada por una especie puede compartirse con otra especie, formando praderas mixtas. Si tenemos en cuenta este solapamiento de áreas, la superficie total ocupada por praderas marinas es en realidad de 1.599,64 km^2. El 90% de esta superficie se concentra en las regiones mediterráneas ya que las condiciones hidrológicas e hidrodinámicas del Mediterráneo permiten el desarrollo de las angiospermas marinas en la plataforma de las zonas costeras abiertas hasta 37 metros de profundidad, mientras que en las zonas atlánticas peninsulares su desarrollo solo es posible en las zonas protegidas de estuarios y rías. Una excepción es Canarias, que concentra casi el 50%

Figura 19

Área de distribución de Posidonia oceanica *(en verde). El trazo del área ha sido magnificado tan solo a efectos de su visualización a esta escala. De acuerdo con esto lo que aquí se representa son las zonas costeras en las que la especie está presente, no sus límites reales de distribución, que es lo que se muestra en los mapas de cada Comunidad Autónoma.*

Área de distribución de Cymodocea nodosa *(en naranja). El trazo del área ha sido magnificado tan solo a efectos de su visualización a esta escala. De acuerdo con esto lo que aquí se representa son las zonas costeras en las que la especie está presente, no sus límites reales de distribución, que es lo que se muestra en los mapas de cada Comunidad Autónoma.*

Figura 20

de las praderas atlánticas, ya que sus particulares condiciones climáticas y oceanográficas han permitido el desarrollo de extensas praderas de *C. nodosa* en la plataforma sur de las islas.

La mayor extensión corresponde a las praderas de *Posidonia oceanica*, con un total de 1.159,04 km^2 (70,9%) distribuidos desde la frontera entre España y Francia en Gerona y la localidad de Punta Chullera en Málaga, donde esta especie tiene su límite occidental de distribución geográfica (Figura 19). En la costa africana, dicho límite se encuentra en las Islas Chafarinas, donde existe una pradera de 0,18 km^2. Las mayores extensiones se localizan en las costas de Baleares (633,16 km^2), seguido del tramo costero formado por las regiones del sureste peninsular Alicante (243,03 km^2) y Murcia (112,86 km^2), que en total suman el 87,11% de la superficie total de las praderas de *P. oceanica* del litoral español. Esta distribución probablemente refleja la mayor transparencia y oligotrofia de las masas de agua costeras del área levantino-balear, particularmente en Baleares, donde esta especie encuentra probablemente condiciones más óptimas para su desarrollo. Al norte de la provincia de Alicante, la influencia de los grandes ríos (Turia, Ebro) y de las aguas más frías y mesotróficas del golfo de León, ha limitado probablemente un mayor desarrollo de estas praderas, aunque aquí no habría que descartar factores de origen humano como la pesca de arrastre o la contaminación (Capítulos I y III). A continuación de la Región de Murcia, las praderas de *P. oceanica* muestran importantes extensiones en el levante almeriense, pero se vuelven cada vez más dispersas y aisladas al oeste de cabo de Gata como consecuencia de la mayor influencia de las aguas atlánticas, más frías, turbias y ricas en nutrientes.

Cymodocea nodosa es la segunda especie en importancia según su extensión con un total de 362,27 km^2. A excepción de unas pocas poblaciones localizadas en la costa atlántica de la provincia de Cádiz, la mayoría de las praderas de esta especie se localizan en las costas mediterráneas españolas (incluyendo islas Columbretes y Baleares) y en el archipiélago canario, donde se encuentran las mayores extensiones (80,01 km^2), principalmente concentradas en Gran Canaria, Tenerife, Lanzarote y Fuerteventura (Tabla 2, Figura 20). Esta distribución parece

Localidades con presencia de praderas de Zostera noltii *(=Nanozostera noltii) (puntos rojos).*

Figura 21

reflejar la mayor afinidad tropical de esta especie, de acuerdo con su biogeografía. En el litoral peninsular la especie ocupa importantes extensiones en las costas entre Tarragona y Almería, cubriendo incluso aquellas zonas poco óptimas para las praderas de *P. oceanica* como la costa al sur del delta del Ebro y las lagunas costeras del delta del Ebro y del mar Menor (Capítulos I y IV), de acuerdo con el carácter más euribionte de la especie.

La siguiente especie en importancia, según la extensión total que ocupan sus praderas, es *Z. noltii*, con 48,08 km^2. El 95% de esta superficie se localiza en las costas atlánticas peninsulares norte y sur (Figura 21). Aproximadamente, el 80% de las praderas atlánticas de esta especie se concentran en las rías de las costas atlánticas y cántabras del norte de España, de las cuales cerca del 70% se encuentran en las provincias gallegas (25,52 km^2), quizás por la considerable extensión de sus rías. En Canarias, zona geográfica próxima al límite meridional biogeográfico de la especie, solo se tiene constancia de la existencia de una pequeña población en la localidad de Arrecife (Lanzarote), que por su aislamiento y localización se considera una población altamente amenazada por la actividad humana y el cambio climático y, por tanto, en alto riesgo de extinción local (Capítulo VII). En el Mediterráneo español esta especie es muy escasa, estando la mayoría de sus poblaciones localizadas en el sureste peninsular. En el resto del litoral mediterráneo tan solo se tiene conocimiento de unas pocas poblaciones aisladas en el delta del Ebro, cabo de Creus, varias localidades de la costa sur de Tarragona, Formentera (estany des Peix), Cabrera y el norte de Menorca. Según esta distribución la especie estaría ausente en sectores costeros muy amplios de Andalucía, Comunidad Valenciana, Cataluña, Baleares y territorios del norte de África. Sin embargo, en realidad no se sabe con certeza si esta es su distribución real ya que *Z. noltii* ha sido siempre una especie que ha pasado desapercibida en la mayoría de los trabajos de mapeado de hábitats marinos en las costas mediterráneas, bien por desconocimiento, dificultades en su observación e identificación o bien porque las técnicas de mapeado empleadas no han sido capaces de detectarla.

Zostera marina es mucho menos abundante que

Localidades con presencia de praderas de Zostera marina *(puntos amarillos).*

Figura 22

Z. noltii, con tan solo 4,68 km^2 de hábitats registrados en la actualidad. No obstante al igual que *Z. noltii*, esta superficie está probablemente algo subestimada por los problemas técnicos expuestos anteriormente. Las mayores extensiones de esta especie se localizan en Galicia (98%) y el resto se distribuye entre Asturias, Cantabria, Huelva y Cádiz (Figura 22) Esta distribución refleja la mayor afinidad de esta especie por aguas más frías. En el Mediterráneo esta especie se considera casi desaparecida, aunque se tiene constancia de la presencia de una mancha en Almería y se piensa que algunas poblaciones recientemente extintas podrían haber reaparecido, aunque esto debe ser confirmado mediante estudios específicos. Las últimas poblaciones de *Z. marina* conocidas en las costas mediterráneas españolas (Maro-Cerro Gordo, en Málaga, y cala Jonquet, en Girona) parecen haber desaparecido por la acción del hombre (Capítulos I y V).

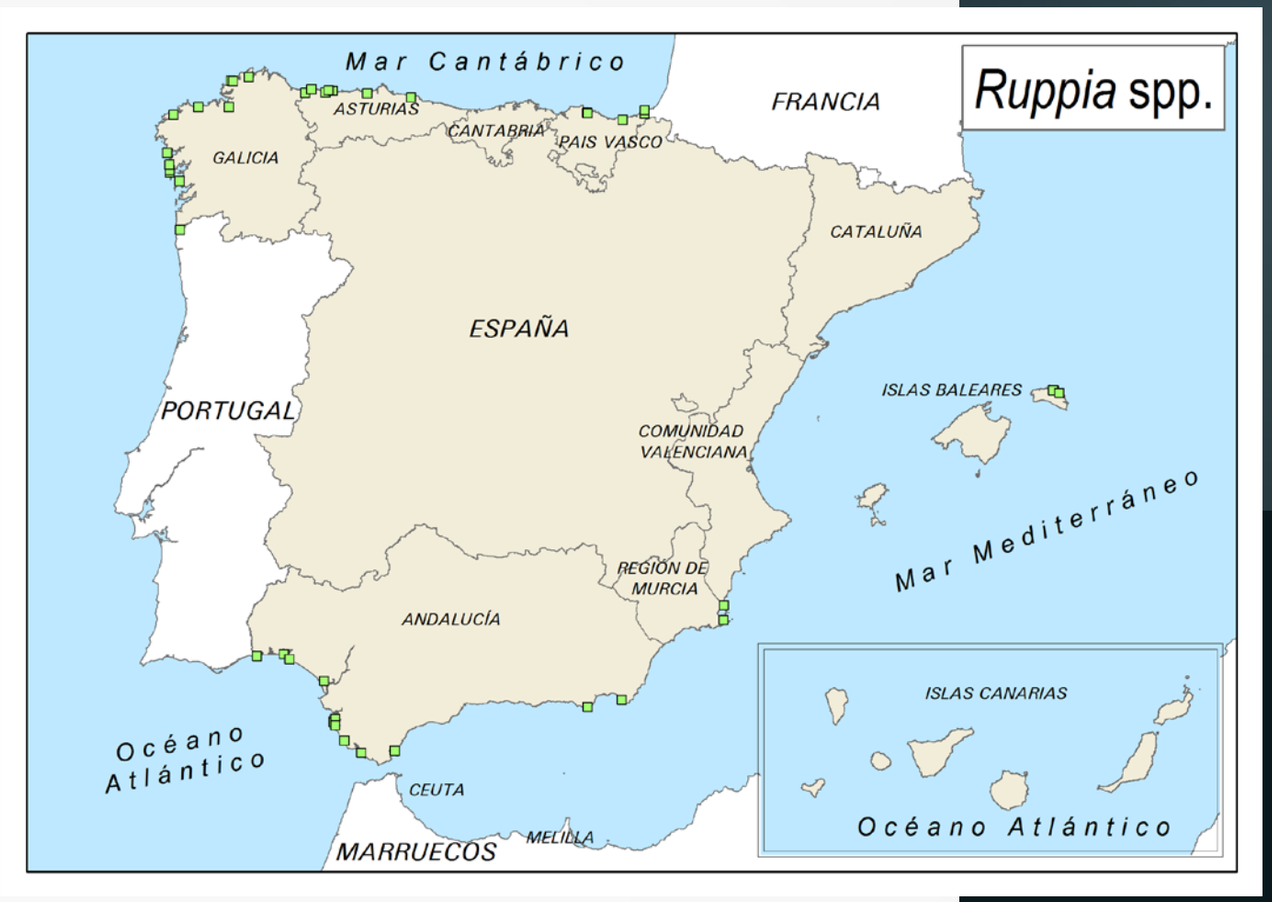
Se estima que existen unas 4,02 km^2 de fondos colonizados por *H. decipiens* en el archipiélago Canario, más concretamente, en las islas de La Palma y Tenerife (Figura 23). Alrededor del 80% de esta superficie se concentra en toda la costa este de Tenerife. Debido a la biología de la especie y su carácter pionero, las extensiones que ocupa esta especie son enormemente variables en el espacio y en el tiempo; en una misma localidad, las praderas de *H. decipiens* muestran variaciones interanuales extremas, llegando a desaparecer por completo y reaparecer los años siguientes en zonas y profundidades diferentes. Por tanto, la cifra de extensión aportada es muy relativa y debe tomarse exclusivamente como áreas potenciales de distribución de la especie.

En la figura 24 se muestra la distribución del género *Ruppia* spp. en ambientes marinos costeros de España. Como ya se ha explicado, las especies de este género no son estrictamente marinas y colonizan ambientes de salinas y aguas continentales, tanto salobres como dulces, no contemplados en esta distribución. Las poblaciones de *Ruppia* spp. son muy frecuentes en el norte, en la zona más interna de las rías, compartiendo espacio con *Z. noltii*. En el Mediterráneo son mucho menos abundantes y restringidas a ambientes con salinidad próxima a la marina asociados a lagunas costeras como el delta del Ebro en Tarragona, el mar Menor en Murcia y la

Localidades con presencia de praderas de Halophila decipiens (puntos morados).

Figura 23

albufera des Grau en Menorca. También está presente en ambientes de salinas y albuferas de la Comunidad Valenciana (Capítulo III) y en Andalucía (Capítulo V). La información sobre las áreas de sus poblaciones es bastante escasa e incompleta, de forma que no es posible en este momento aportar una estima de su extensión.



Localidades con presencia de praderas de Ruppia *spp. (cuadrados verdes).*

Figura 24

El valor de las praderas de angiospermas marinas

Miguel Ángel Mateo Mínguez

Centro de Estudios Avanzados de Blanes-CSIC.

Más que un texto útil, la elaboración de este Atlas responde a una necesidad. ¿Cómo valorar o poner en valor un ecosistema si desconocemos su extensión o incluso su existencia? A efectos de reconocer y justificar el valor de las angiospermas marinas, no importa cuán abrumadora sea la lista de bienes y servicios que puedan proporcionar si no la acompañamos de una información precisa sobre su distribución y sobre la superficie total que ocupan. Sólo así se pueden cuantificar el valor global de los servicios prestados o las futuras pérdidas o ganancias derivadas del cambio global o de los planes de gestión que se implementen.

Hace ya algunas décadas empezó a entreverse la necesidad de apelar al valor instrumental de los ecosistemas para luchar por su conservación (Boyd & Banzhaf, 2007). Su valor intrínseco, al margen del que los seres humanos queramos atribuirle, ha demostrado ser insuficiente. Desde un punto de vista instrumental es bastante obvio que, aunque de forma desigual, el ser humano depende de las praderas de angiospermas marinas para aprovisionarse de comida, materias primas, para el mantenimiento de los ciclos biogeoquímicos globales, la regulación del clima o para protegernos de extremos climáticos. Más difícil de entender y cuantificar pero no por ello menos relevante y obvio, las praderas de angiospermas marinas proporcionan bienes inmateriales profundamente arraigados en las sociedades humanas que van desde el puro valor estético hasta los valores místico, espiritual o religioso (Wyllie-Echeverria *et al.*, 2000). Si bien a nivel conceptual se ha avanzado considerablemente (p. ej. *Costanza et al.*, 1997; Board, 2005; Orth *et al.*, 2006; Vassallo *et al.*, 2013; Tabla 3), los esfuerzos fiables de monetización de estos valores son escasos en general y especialmente pobres en España.

Usos tradicionales

De entre los usos instrumentales de las angiospermas marinas, los más antiguos y tradicionales son los más conocidos y divulgados, pero también los de menor relevancia. Por ejemplo, evidencias encontradas en la Cueva de Lazaret en Niza (Alpes Marítimos), apuntan a que hace ya unos 100.000 años los habitantes de la zona utilizarían la hojarasca de *Posidonia oceanica* para formar acolchados sobre los que dormir (Lumley *et al.*, 2004). En el antiguo Egipto, las "egagrópilas" o pelotas de mar de *P. oceanica* recogidas en las playas, se emplearían para forrar sandalias rudimentarias. En el siglo XI la hojarasca seca de las angiospermas marinas mediterráneas era utilizada por vidrieros y ceramistas romanos y venecianos para embalar las delicadas piezas que fabricaban. Este uso, de los más antiguos reflejados en textos históricos, le valió a *P. oceanica* el nombre vulgar de "alga o hierba de vidrieros" (López & Rodríguez, 1998). Otros servicios tradicionales de las angiospermas marinas en gene-

VALOR INSTRUMENTAL

Aprovisionamiento	Regulación
Productos obtenidos de las praderas de angiospermas marinas Fuente de alimento para humanos • Peces, moluscos, equinodermos, harinas Usos agropecuarios • Forrajes, fertilizantes, camas Otros usos • Materiales de construcción • Materiales para artesanía • Objetos ornamentales • Ejemplares para acuarios • Cebos • Productos medicinales	*Beneficios derivados de la regulación de procesos del ecosistema* Atenuación hidrodinamismo • Control erosión costera • Estabilización de sedimentos • Transparencia del agua Papel en los ciclos biogeoquímicos • Control de la eutrofia (nutrientes) • Detoxificación (contaminantes) • Mitigación CCG (secuestro de CO2)
Apoyo	**Cultural**
Funciones necesarias para la existencia del resto de servicios Reciclado de nutrientes • Base de cadenas tróficas locales • Base de cadenas tróficas externas Reserva de biodiversidad Reserva de resiliencia	*Beneficios inmateriales relacionados con el enriquecimiento espiritual/intelectual* Valor recreacional/turístico Valor didáctico Valor estético Valor religioso/espiritual Fuente de información Bio-indicador y alerta temprana Archivo paleo-ecológico

VALOR INTRÍNSECO

Legado evolutivo y potencial de los ecosistemas

Valor que las praderas, sus comunidades y sus procesos encierran por si mismos con independencia del que le otorguen los seres humanos.

Seguramente hay tantas propuestas de sistematizar los servicios proporcionados por las angiospermas marinas como expertos en el tema y, seguramente, todas ellas son imperfectas. Esta tabla es una propuesta más empleando, adaptando y completando las grandes categorías presentadas en el "Millennium Ecosystem Assessment 2005" de la UNEP.

Tabla 3

ral, algunos abandonados y otros activos pero residuales en la actualidad incluyen el rellenado de colchones y almohadas, aplicaciones en la construcción por la naturaleza recalcitrante y aislante de las hojas (empleo en el techado de cabañas, fabricación de paneles aislantes o de adobes), usos agropecuarios gracias al elevado contenido en fibra y nutrientes de hojas y frutos (empleo de la hojarasca como forrajes y camas para el ganado; como compost y fertilizante o en prácticas generales de acolchado; uso de arribazones de frutos de *P. oceanica* para la alimentación de cerdos), como combustible en hogares de leña y fogatas (como las denominadas "moragas" del levante y sur español), como fuente de celulosa para la fabricación de pasta de papel, o como recursos medicinales y cosméticos gracias a las sustancias fungicidas, bactericidas y antivirales que sintetizan (macerados de hojarasca con alcohol para desinfectar heridas, para aliviar el dolor provocado por las varices, como tónico anti-acné, o como alivio para algunas afecciones respiratorias (Font-Quer, 1990; Pérez-Llorens *et al.*, 2012).

Recursos pesqueros

Posiblemente el beneficio actual más obvio y fácilmente perceptible por la sociedad es el derivado de la extracción de recursos pesqueros

Muchas de las pesquerías artesanales que se practican en la zona costera dependen de las praderas marinas y su buen estado de conservación. Fotografía: Jose Luis Villaescusa.

Figura 25

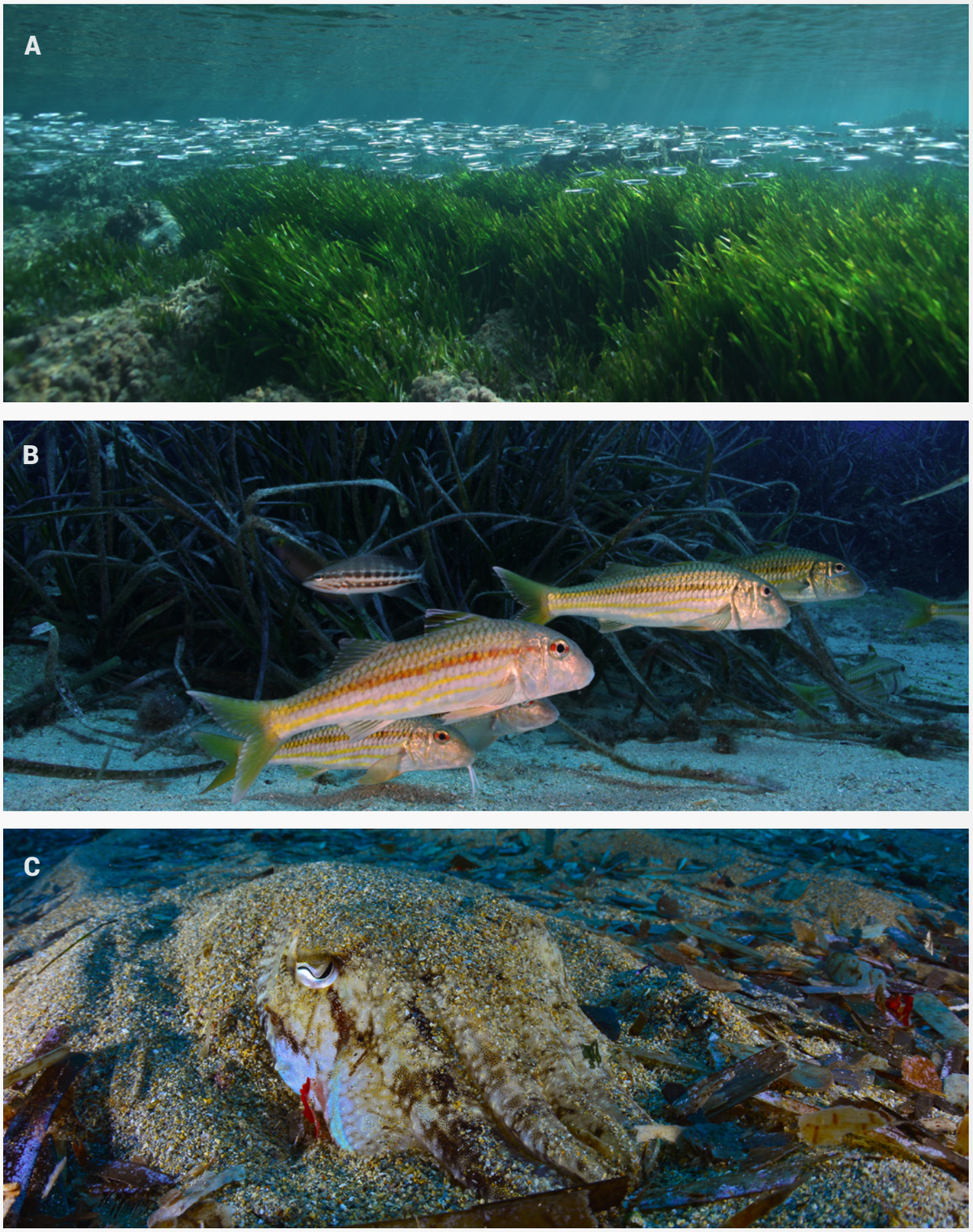
asociados a las praderas (Figura 25). Estos incluirían tanto aquellas especies que se crían dentro de las propias praderas como aquellas que las utilizan como fuente de alimento, área de reproducción o de refugio contra los depredadores. La dificultad en la determinación del grado de dependencia con las praderas de cada especie y del rendimiento económico que se obtiene de las mismas (ya sea comercial o recreacional) son dos de los mayores impedimentos para una monetización fiable de este servicio. A modo de ejemplo, actualizando estimas de Virnstein & Morris (1996) para los recursos pesqueros asociados a una pradera dominada por *Thalassia testudinumen* en Florida, se infiere un valor de unos 23.000 € por ha y año. Al valor de las capturas de peces habría que añadirle el de las de cefalópodos, crustáceos, equinodermos, o cnidarios (*Heck et al.*, 2003; Quintas *et al.*, 2013b). Ejemplos más próximos provienen de experiencias realizadas en Canarias (Espino *et al.*, 2011; Capítulo VII, Cuadro temático 1) y en Andalucía (del Castillo & Díaz-Almela, 2014), en los que se muestra la importancia de las praderas para la pesca. En concreto, en las costas andaluzas se ha estimado que el beneficio anual de una hectárea de pradera marina para sectores socioeconómicos como la pesca y el turismo es de más de 40.000 € (del Castillo & Díaz-Almela, 2014).

Regulación

La presencia masiva en nuestras costas de un ecosistema con la estructura tridimensional y la elevada productividad característica de las angiospermas marinas podría equipararse a la de un gran dique y una gran planta de reciclado, purificación y detoxificación de las aguas que lo bañan. Por un lado, la atenuación del hidrodinamismo protege la línea de costa de la erosión y favorece la sedimentación de material particulado y la fijación del sedimento (Fonseca & Cahalan, 1992; Gacia & Duarte, 2001). Por otro, la utilización de nutrientes y producción de oxígeno, la transformación y acumulación de sustancias tóxicas orgánicas e inorgánicas, o el secuestro de carbono, contribuyen a mitigar los efectos de la eutrofización, la contaminación costera y el calentamiento global (Mateo *et al.*, 2006; McGlathery *et al.*, 2007).

Subsidio trófico

Merced a su elevada productividad, estos ecosistemas son altamente diversos y excedentarios (Mateo *et al.*, 2006), lo cual es la base de la inmensa mayoría de servicios que prestan. La transferencia de recursos directamente de la planta o de sus epífitos a herbívoros en praderas españolas representa el 5-10% del total de la producción (Cebrian *et al.*, 1997). Un caso particular es el uso directo de semillas de *Zostera* spp. por parte de ánsares y anátidas en las praderas sujetas a mareas del norte de España (Ondiviela *et al.*, 2004; Marco-Méndez *et al.*, 2014). Otras aves, como las espátulas o los tarros, obtienen también una parte importante de su dieta a partir de la fauna asociada a estos ambientes (Ondiviela *et al.*, 2004). En su mayoría (entorno al 60%), los recursos producidos por las praderas se canalizan hacia niveles superiores de las cadenas tróficas a través de la vía detrítica; otra fracción se acumula en el sedimento durante largos periodos de tiempo (hasta el 20%); y el resto se exporta (10%; ver síntesis en Mateo *et al.*, 2006). El material exportado puede alcanzar ecosistemas adyacentes, otros tan lejanos como zonas de la plataforma continental ("coastal pump"; Thresher *et al.*, 1992) y cañones submarinos (Josselyn



*Las praderas marinas son lugares a los que se encuentran asociadas ciertas especies de interés comercial que sustentan importantes pesquerías artesanales, como es el caso del chirrete (*Atherina *spp., foto A); el salmonete (*Mullus surmulletus*, foto B); la sepia (*Seppia officinalis*, foto C) y el chanquete (*Aphia minuta *y* Pseudoaphia ferreri*).*
Fotografías: César Cachón A y B; Javier Ferrer C.

et al., 1983), o acumularse en las playas (Mateo *et al.*, 2002; Colombini *et al.*, 2009; Figura 26). En este último caso, especialmente conspicuo en el levante español y las Baleares, los restos acumulados (arribazones) pueden constituir una fracción significativa de la energía para las redes tróficas de playas y dunas, incluyendo macro-invertebrados y pequeños vertebrados como reptiles y aves. Además, proporcionan refugio y condiciones de humedad y temperatura atractivas para diferentes poblaciones que los utilizan para concentrarse, aparearse y dejar sus puestas (Colombini & Chelazzi, 2003). Especies de aves protegidas de elevado interés ecológico como los vuelvepiedras, los correlimos, el chorlitejo patinegro o la terrera marismeña utilizan estas arribazones como fuente de alimento o para colocar o camuflar sus nidos.

Valor cultural

Más allá del extraordinario valor estético de las praderas de angiospermas marinas españolas, su contribución a la purificación de las aguas en que crecen y las elevadas tasas de calcificación que posibilitan, contribuyen a la existencia de playas estables, de aguas cristalinas y arenas blancas. De estas funciones dependen, en gran medida, el atractivo turístico y recreativo de muchas costas mediterráneas. Asimismo, gracias a su condición de especies emblemáticas y al papel ecológico crucial que desempeñan en nuestras costas, las praderas marinas constituyen un elemento educacional de primer orden para enseñar a la sociedad las bases del funcionamiento de los ecosistemas costeros y para el desarrollo de su sensibilidad medioambiental. Prueba de ello son las incontables actividades y materiales didácticos y de divulgación que se vienen elaborando en gran parte de la España peninsular e insular, como el material divulgativo del proyecto Life Posidonia Andalucía, el manual de seguimiento de praderas del IEO dirigido al buceador voluntario, la ruta de la Posidonia en Formentera, el Festival de la Posidonia y otras iniciativas divulgativas y artísticas (Figura 27).

Bioindicadores

Quizá de los menos conocidos por la sociedad, el valor de las praderas marinas como indicadores de calidad ambiental y como archivos paleo-ambientales debería contarse entre los más importantes. Por un lado, por ser organismos sésiles y

Los arribazones de restos de praderas marinas en las playas representan importantes subsidios para los ecosistemas litorales terrestres, son componentes importantes de la dinámica de las playas y las dunas y han sido tradicionalmente empleados por el hombre para diversos usos. En las imágenes se muestran ejemplos de estos arribazones formados por restos de Cymodocea nodosa *(izda.) y de* Posidonia oceanica *(dcha.). Fotografías: Juan M. Ruiz.*

Figura 26

de gran sensibilidad a cambios en su entorno, el estudio de determinadas variables estructurales y funcionales permite evaluar la calidad ambiental de las aguas en que se desarrollan (Romero *et al.*, 2007a; Royo *et al.*, 2011; García *et al.*, 2009). Por otro, la naturaleza refractaria de los restos orgánicos que se acumulan en los sedimentos da lugar a un archivo milenario que permite obtener valiosas series temporales que describen la evolución del ecosistema durante el Holoceno reciente (desde unos 6.000 años atrás hasta el presente; Mateo *et al.*, 2010; Serrano *et al.*, 2011, 2013).

Valor económico

Es fácil intuir que establecer un valor económico global fiable para las praderas de angiospermas marinas españolas está aún lejos de ser posible. Al valor obtenido por Virnstein & Morris (1996) para los recursos pesqueros se podrían añadir otros intentos de monetización de las praderas como el clásico de Costanza *et al.* (1997). Actualizando la estima de estos autores, hablaríamos de unos 30.000€ ha/año en términos casi exclusivamente de reciclado de nutrientes. Además de lo limitada, la estima incluía también a otros macrófitos costeros y empleaba una aproximación difícilmente aceptable. Recientemente, Vassallo *et al.* (2013), mediante un análisis de emergía ("Emergy analysis"), estiman un valor de 1.720.000€ ha/año para *P. oceanica* por su papel como zona de alevinaje, su productividad, su capacidad de producción de oxígeno y, muy en particular, por su papel en la retención de sedimentos y atenuación del hidrodinamismo. El valor puede parecer elevado si se interpreta en un contexto antropocéntrico del valor económico de las cosas, pero más que razonable en un contexto ecocéntrico. A lo expuesto, habría que añadirle el valor en términos de secuestro de CO_2, de beneficios para el turismo, el valor cultural, y muchos otros. Sabiendo, gracias a este Atlas, que en España tenemos unos 1.600 km^2 de praderas de angiospermas marinas, es fácil estimar que su valor global anual ascendería a decenas de miles de millones de euros. Como sea, hasta las estimas más conservadoras concluyen que el valor de una hectárea de pradera de angiospermas marinas supera en varias veces a la de un arrecife de coral, en un orden de magnitud a la de un bosque tropical y hasta en dos órdenes de magnitud a la de una pradera terrestre (MacCord, 2010; Costanza *et al.*, 1997).

Las bolas de Posidonia son empleadas en algunas localidades de la costa mediterránea para la confección de objetos de arte que a su vez son empleados en exposiciones y talleres de concienciación medioambiental. Autora: Estela Gómez Sáez.

Figura 27

Este elevado valor, la clamorosa falta de información disponible sobre los servicios prestados por las angiospermas marinas españolas, el escaso éxito de los intentos de reforestación y la lentitud del proceso natural de recolonización de áreas destruidas (de décadas a siglos), muestran un camino inequívoco: proteger, conservar, y aplicar el principio de la precaución ante cualquier actividad que pueda comprometer la integridad de las praderas. Debe proclamarse alto y claro que cualquier tentación de proponer/aprobar la reforestación como medida compensatoria a la destrucción de praderas derivada de intervenciones en las costas españolas, ha de ser desterrada. Asimismo, queda muy claro que los servicios prestados se derivan de la presencia masiva de las praderas o de sus restos tanto dentro como fuera del agua. Por ello, cualquier proyecto de uso directo de la planta o de sus arribazones con fines industriales debería prohibirse o, como mínimo, someterse a estrictas regulaciones y rigurosos estudios previos de impacto ambiental que ayuden a valorar los costes económicos y ecológicos de estas actuaciones.

Causas del deterioro y pérdida de praderas marinas en España: el impacto del hombre

JL Sánchez-Lizaso[1], Juan M. Ruiz[2] y Jaime Bernardeau-Esteller[2]

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

[2]Instituto Español de Oceanografía. Centro Oceanográfico de Murcia. Grupo de Ecología de Angiospermas Marinas.

En las zonas costeras las interacciones entre los hábitats marinos y las presiones causadas por las actividades humanas, son múltiples, complejas y bastante más intensas que las que tienen lugar en los ecosistemas oceánicos de aguas abiertas. Como resultado, durante las últimas décadas, un cúmulo cada vez mayor de evidencias indica una aceleración de las tasas de pérdida y deterioro de la superficie de praderas marinas en todas las costas del planeta, muy por encima de las tasas de pérdida de hábitat causadas solo por perturbaciones naturales (Boudouresque *et al.*, 2009; Short *et al.*, 2011; Waycott *et al.*, 2009). Por esta razón las praderas marinas son consideradas los "canarios de las minas" de los ecosistemas marinos costeros, o lo que es lo mismo, bioindicadores del estado de salud de dichos ecosistemas. Las angiospermas marinas responden a los cambios del medio mediante ajustes que van desde el nivel fisiológico hasta los niveles macroscópicos, como la estructura de la pradera o su dinámica poblacional, lo que ha permitido a los científicos elaborar herramientas para evaluar el impacto de la actividad humana y el efecto de las medidas de gestión (Romero *et al.*, 2007a; Díaz-Almela & Marbà, 2009; García *et al.*, 2009; Oliva *et al.*, 2012; García-Marín *et al.*, 2013)

Cerca de un tercio de la población española se concentra en la zona costera, donde se desarrollan múltiples actividades cuyos efectos en el medio son susceptibles de causar el deterioro de las praderas marinas, como los vertidos urbanos e industriales, la acuicultura, los vertidos de salmuera, la pesca de arrastre, el marisqueo, el fondeo de embarcaciones o la modificación de la línea de costa mediante la construcción de todo tipo de infraestructuras turísticas, urbanas o industriales. En base al conocimiento existente y el criterio de los expertos, en los capítulos de este Atlas se analizan cuáles de estas actividades han causado un impacto[1] o amenazan[2] actualmente (y en el pasado) el estado de las praderas marinas en cada provincia o región. La información espacial de las presiones e impactos ha sido representada en los mapas, superpuesta a la distribución de las praderas marinas (Mapas B al final de cada capítulo). Este sencillo análisis es muy útil a la hora de evaluar de forma global los conflictos entre el hábitat y la actividad humana y decidir las estrategias y acciones

Dos expresiones del fenómeno de eutrofización en las praderas marinas: desarrollo de "babas" sobre praderas de Posidonia oceanica *(izda. Fotografía: Javier Murcia) y de Ulváceas (*Ulva clathrata *en este caso) sobre praderas intermareales de* Zostera noltii *(dcha. Fotografía: Ignacio Bárbara).*

Figura 28

específicas para mitigar o detener el deterioro de estos ecosistemas. A continuación se realiza una descripción general de los principales tipos de presiones, y las actividades humanas que las producen, que en las diferentes regiones se han identificado como las principales amenazas para las praderas marinas españolas. A la hora de entender cómo actúan estas presiones sobre las praderas marinas, es importante tener en cuenta que, aunque aquí se describan las presiones (y sus efectos) de forma individual, la regresión de las praderas marinas se debe en muchos casos a la acción combinada de múltiples presiones cuyos efectos sobre la salud de las praderas puede ser incluso superior al que resultaría de sumar todos los efectos individuales debido a la existencia de sinergias entre ellas. Ejemplos claros de esta compleja situación se describen en los diferentes capítulos de esta obra.

Aportes de substancias contaminantes

Aportes de nutrientes y materia orgánica: eutrofización

La eutrofización es el conjunto de procesos e interacciones inducidos en el ecosistema marino a consecuencia de excesos de nutrientes (principalmente nitrógeno y fósforo) y materia orgánica procedentes de aportes externos. Se trata de una de las presiones asociadas a la actividad humana más comunes y extendidas sobre las praderas marinas en todas las comunidades autónomas españolas, habiendo recibido especial atención por parte de científicos y gestores debido a su elevado potencial de alterar las comunidades marinas. Estos aportes proceden principalmente del vertido de las aguas residuales domésticas, aguas pluviales o de las instalaciones de acuicultura (bateas, granjas marinas, etc.). En

[1]Se entiende aquí por impacto, cuando existen evidencias más o menos documentadas de que la presión o conjunto de ellas causan una alteración apreciable o medible sobre la distribución, estructura o funcionamiento de las praderas marinas en cualquiera de sus niveles de organización (haces individuales, manchas, praderas, paisajes).

[2]Se refiere a que no existe evidencia sobre el estado de las praderas, pero, basándose en el conocimiento científico existente sobre las relaciones causa-efecto entre el estado de las praderas marinas y las presiones, la presencia de determinadas presiones, o conjunto de ellas, en las praderas o en sus proximidades puede considerarse una amenaza potencial susceptible de causar un deterioro o regresión de la misma.

el Mediterráneo, se han documentado algunos ejemplos de regresión de praderas de *Posidonia oceanica* debidos al vertido de aguas residuales urbanas (Bourcier, 1982; Pergent-Martini, 1994; Pergent-Martini *et al.*, 1996; Pergent-Martini & Pascualini, 2000) o en la proximidad de instalaciones de acuicultura (Delgado *et al,* 1997, 1999; Ruiz *et al.*, 2001; Pérez *et al.*, 2007). Otras fuentes de aportes externos de nutrientes son los ríos, la contaminación atmosférica y la entrada de fertilizantes agrícolas a través de aguas de escorrentía y subterráneas. Los efectos del exceso de nutrientes en las praderas marinas dependen de muchos factores, pero pueden ser más acusados en las zonas costeras más protegidas o confinadas como rías, estuarios, albuferas, bahías semicerradas o lagunas costeras.

En la columna de agua, el exceso de nutrientes (principalmente nitrógeno y fósforo) y materia orgánica puede favorecer la proliferación de fitoplancton y causar una menor penetración de la luz. Por otro lado, los nutrientes pueden inducir desarrollos masivos de algas (macroalgas, epífitas, diatomeas, ectocarpales, etc.) sobre las hojas de las angiospermas (Figura 28). Ambos procesos se traducen, entre otros efectos, en una reducción de la luz disponible para la fotosíntesis de las angiospermas, que puede causar desequilibrios del balance de carbono de la planta y, por tanto, una limitación de su crecimiento y supervivencia (Ruiz & Romero, 2001, 2003). Estos desequilibrios metabólicos pueden agravarse por otros mecanismos. Ante un exceso de nitrógeno en el medio, las angiospermas tienden a asimilarlo y almacenarlo en esqueletos carbonatados (normalmente aminoácidos), en detrimento de otros procesos como la respiración o el crecimiento celular (Invers *et al.*, 2004). Con el tiempo, este proceso lleva además a una inevitable reducción de las reservas de carbono de la planta, necesarias en épocas o condiciones en las que la luz es un factor limitante (Alcoverro *et al.*, 2001; Ruiz & Romero, 2001).

La mayor entrada de nutrientes y materia orgánica causa también un incremento del metabolismo anaerobio de los sedimentos y en consecuencia una anoxificación de los mismos. En estas condiciones, los sedimentos acumulan grandes concentraciones de compuestos reducidos del nitrógeno y azufre con elevado potencial fitotóxico, capaces de inhibir funciones primarias de las angiospermas como la fotosíntesis (Holmer & Bondgaard, 2001; Calleja *et al.*, 2007; Diaz-Almela *et al,* 2008; Garcías-Bonet *et al.*, 2008; Pérez *et al.*, 2007; Brun *et al.*, 2002). Por otro lado, el metabolismo radicular aumenta la demanda de oxígeno, cuya producción fotosintética puede estar a su vez limitada por luz, según se ha explicado antes, aseverando los desequilibrios metabólicos y comprometiendo aún más la supervivencia de la planta. Además del sobrecrecimiento de epífitos, otros efectos a nivel de comunidad inducidos por nutrientes merecen ser mencionados. Por ejemplo, en praderas de *P. oceanica* se ha comprobado que la actividad de los herbívoros aumenta de forma significativa en respuesta al incremento de las concentraciones de nutrientes, llegando a causar una drástica reducción de la biomasa fotosintética (Ruiz, 2000; Ruiz *et al.*, 2009b). En las praderas de *Zostera* spp. de rías y estuarios atlánticos, el exceso de nutrientes se relaciona con el desarrollo masivo de algas verdes como *Cladophora* spp. o *Ulva* spp. (Villares *et al.*, 1999), capaces de limitar la luz disponible y favorecer la anoxia de los sedimentos, ambos factores con elevado potencial de limitar el desarrollo de las angiospermas, al menos en determinadas épocas del año.

Aunque este tipo de presión se ha reducido bastante en las últimas décadas a consecuencia de la aplicación de normativas sobre depuración de aguas o el control de la calidad del agua (p. ej. Directiva Marco del Agua) y de alejar los puntos de vertido y las instalaciones acuícolas de las praderas marinas, no es suficiente. A pesar de la depuración, las concentraciones de nutrientes siguen siendo altas respecto a las concentraciones naturales (especialmente en las zonas costeras más oligotróficas como el levante peninsular, Baleares o Canarias); por otro lado, el volumen de vertidos también se ha incrementado al aumentar la población costera y la actividad industrial asociada. En muchas zonas en las que estos vertidos persisten, las praderas marinas han experimentado un deterioro de su estructura o una regresión de sus límites de distribución, incluso en aquellos casos en los que los vertidos se producen fuera del área de distribución del hábitat.

Efectos tóxicos de contaminantes orgánicos e inorgánicos

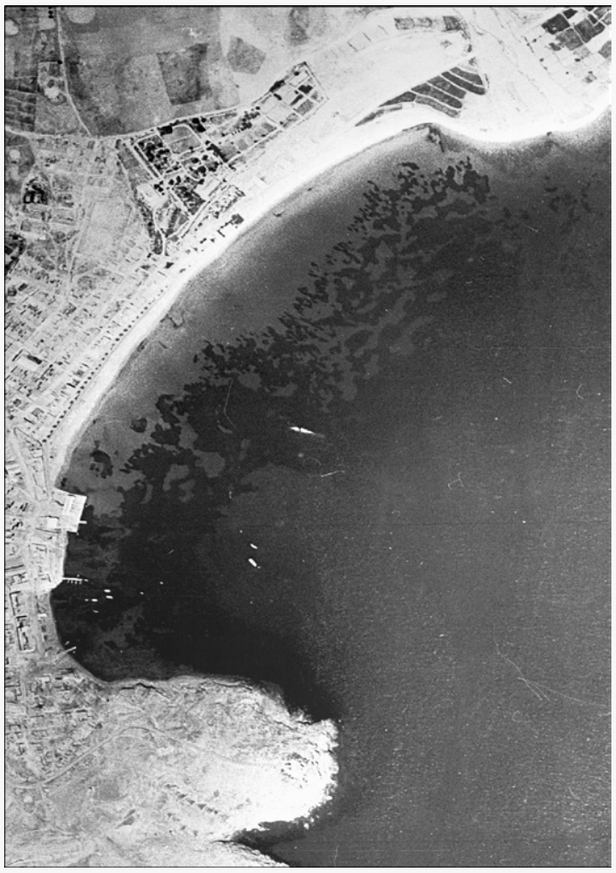
Además de nutrientes y materia orgánica, otros compuestos químicos son vertidos al mar no solo a través de los vertidos domésticos, sino

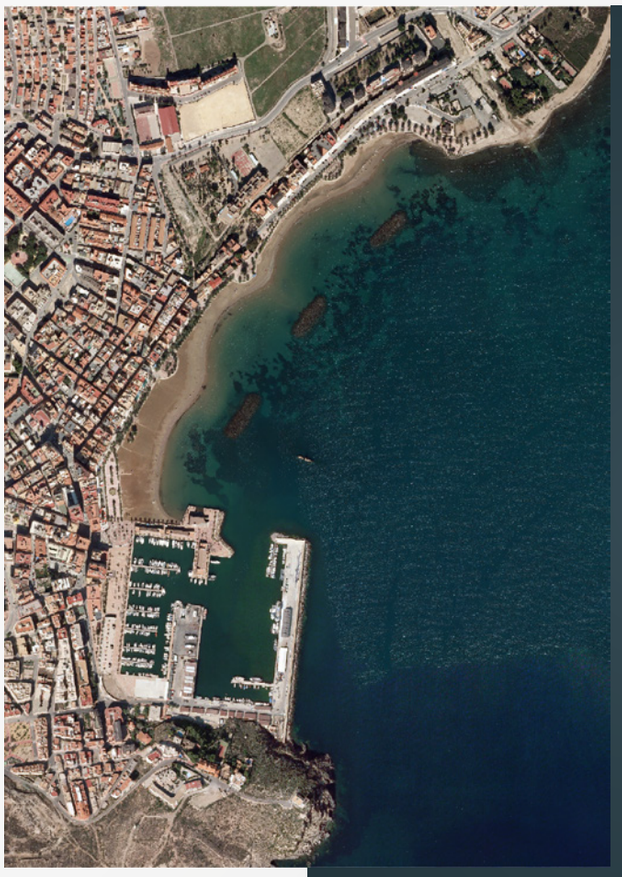
también de los vertidos de tipo industrial relacionados con la industria petroquímica, síntesis de fertilizantes, agricultura intensiva, papel, plantas desalinizadoras, etc. Estos compuestos son tanto orgánicos (detergentes, hidrocarburos, herbicidas, plaguicidas, PCBs, etc.) como inorgánicos (metales pesados, sal), algunos de los cuales se acumulan en los diferentes tejidos de las angiospermas y pueden llegar a ser tóxicos para las plantas a partir de determinadas concentraciones (Augier *et al.*, 1984; Fernández-Torquemada & Sánchez-Lizaso, 2011; Marín-Guirao *et al.*, 2011; Portillo *et al.*, 2014b). No obstante, el conocimiento sobre los efectos específicos de muchos de estos compuestos sobre las angiospermas marinas, y los niveles a partir de los cuales los producen, es todavía bastante limitado.

En algunas zonas del litoral español, el deterioro y regresión de las praderas se encuentra asociado a vertidos de tipo industrial. La contaminación en estuarios del País Vasco, en la provincia de Huelva, Algeciras, Deretil (Almería; Capítulo V) o la bahía de Portman (Murcia; Capítulo IV) han supuesto la pérdida de importantes superficies de praderas marinas. En estos casos el impacto sobre las praderas puede ser complejo ya que otros factores como los nutrientes pueden contribuir, pero en algunos casos el deterioro de las angiospermas se debe principalmente a la toxicidad de determinadas sustancias presentes en los vertidos (Moreno *et al.*, 2001) o al enterramiento de las comunidades con los vertidos de sedimentos (Benedicto *et al.*, 2013).

En esta categoría incluimos un tipo particular de vertidos que pueden afectar a las praderas marinas: los vertidos de las plantas desalinizadoras. Los vertidos de agua de rechazo de desalinizadoras (salmueras), o la regulación de las cuencas fluviales, pueden provocar cambios en la salinidad que sobrepase los límites de tolerancia de las especies a este factor (Sánchez-Lizaso *et al.*, 2008). En el Mediterráneo, donde este tipo de vertidos ha experimentado un crecimiento notable en las últimas décadas, se ha comprobado que la especie dominante *Posidonia oceanica* es extremadamente sensible al incremento de la salinidad (Fernández-Torquemada & Sanchez-Lizaso, 2005; Gacia *et al.*, 2007; Ruiz *et al.*, 2009a; Marín-Guirao *et al.*, 2011, 2013), en comparación con *Cymodocea nodosa*, una especie más euri-

Figura 29





A modo de ejemplo, la comparación de las imágenes aéreas ilustra la profunda transformación que ha experimentado una gran parte de nuestra costa y el impacto que ha supuesto sobre las praderas marinas y otros hábitats marinos bentónicos. Las imágenes corresponden al puerto de Mazarrón (Murcia) en la década de 1950 (izda.) y en la actualidad (dcha.; ortofoto de 2009). El puerto y los diques de la playa artificial han causado la destrucción directa de una superficie significativa de la pradera de Posidonia oceanica *(manchas oscuras). Fuente: www.cartomur.com.*

Alteraciones mecánicas de las praderas marinas: arado manual para el marisqueo sobre una pradera de Zostera noltii *(izda.; Fotografía: Ignacio Bárbara) y pesca de arrastre sobre praderas de* Posidonia oceanica *en el Mediterráneo (dcha.; Fotografía: Julio Más).*

Figura 30

bionte (Fernández-Torquemada & Sánchez-Lizaso, 2006; Sandoval-Gil *et al.*, 2012a, 2012b, 2012). En Canarias, donde este tipo de vertidos es más común desde la década de los 60 del siglo XX, las praderas de *C. nodosa* han desaparecido en algunas localidades bajo la influencia de plumas hipersalinas (Portillo *et al.*, 2013, 2014). Pero además de la salinidad, los vertidos de la plantas desalinizadoras pueden contener otros compuestos químicos cuyo elevada toxicidad para las praderas marinas (y el resto de organismos marinos) ha sido demostrada recientemente (p. ej. metabisulfito sódico; Portillo *et al.*, 2014).

Ocupación del hábitat por infraestructuras costeras

Desde los años 1950, el desarrollo industrial y turístico de la franja litoral española se ha traducido en la ocupación de la línea de costa por un elevado y variado número de infraestructuras como puertos pesqueros, industriales o deportivos, playas artificiales, etc. En definitiva, éstas y cualquier infraestructura costera implica habitualmente una ganancia de terrenos al mar y destrucción directa de sus fondos (paseos marítimos, carreteras, emisarios submarinos, etc.) y, por tanto, una destrucción directa de los hábitats marinos que los ocupan (Figura 29). Asociado a estas obras o no, en determinados lugares se han realizado también operaciones de vertidos de los sedimentos dragados (algunos altamente tóxicos), que también han causado la desaparición de las comunidades bentónicas originales. Como se describe en los capítulos de esta obra, buena parte de estas actuaciones realizadas en costas españolas han supuesto la desaparición directa de importantes extensiones de praderas marinas. En el Mediterráneo peninsular, Baleares y Canarias, existen numerosos casos de puertos y playas artificiales que han sido construidos sobre praderas de *P. oceanica* y *C. nodosa*. En regiones como Cantabria (Capítulo X) y Galicia (Capítulo VIII), la ganancia de terrenos al mar para la construcción de infraestructuras costeras ha sido una de las causas más importantes de pérdida de praderas intermareales y sublitorales de *Zostera* spp.

Pero la construcción de infraestructuras costeras no sólo produce una destrucción directa de las comunidades existentes, sino que produce también una serie de efectos directos e indirectos

sobre el medio en las áreas adyacentes que también causan el deterioro de las praderas marinas distribuidas en sus inmediaciones (Ruiz & Romero, 2003; Tuya *et al.*, 2002; Fernández-Torquemada *et al.*, 2005; González-Correa *et al.*, 2008, 2009; Roca *et al.*, 2014; Manzanera *et al.*, en prensa). Las dársenas portuarias son fuentes de contaminación causada por hidrocarburos y otros tipos de compuestos tóxicos asociado a la actividad náutica o al tráfico marítimo pesado, además de los nutrientes y materia orgánica que son acumulados en los sedimentos o vertidos por las sentinas de las embarcaciones u otras actividades; las infraestructuras costeras interfieren además con la dinámica litoral o los aportes de ríos y cauces temporales, intensificando la sedimentación de materiales en unas zonas y causando la erosión del fondo marino y la playa en otras.

Destrucción mecánica

Algunas actividades como determinadas modalidades de pesca, el marisqueo, los fondeaderos o los dragados provocan una alteración parcial o total de la estructura de las praderas marinas, disminuyendo su densidad y cobertura y/o fragmentándola en manchas cada vez más pequeñas y dispersas. Esta pérdida de estructura conlleva la pérdida de las múltiples funciones y servicios que dependen de ella, y que son propios de las praderas marinas. La pérdida de cobertura vegetal del fondo marino conlleva además una serie de efectos indirectos que pueden retroalimentar la degradación inicial de la pradera. Básicamente, la reducción de la densidad y cobertura de la pradera supone una pérdida de control de los sedimentos, una mayor resuspensión de partículas finas y nutrientes y, en consecuencia, menos disponibilidad de luz y otros efectos inducidos por la mayor disponibilidad de nutrientes en la columna de agua.

En rías y estuarios de algunas regiones del norte (p. ej. Galicia, Capítulo VIII) y Andalucía occidental (Huelva y Cádiz), el marisqueo es una causa frecuente de deterioro y pérdida de importantes extensiones de zosterales (Figura 30). El marisqueo se realiza de forma manual, pero más habitualmente mediante el empleo de maquinaria pesada que produce el arado de amplias extensiones intermareales para eliminar la vegetación y favorecer la reproducción de ciertas especies de invertebrados, principalmente moluscos, que son recolectadas.

En Cataluña, Galicia, Andalucía o Murcia, algunas modalidades de pesca artesanal han empleado artes de arrastre de fondo (rastrillos, jaulas) para la captura de moluscos sobre praderas de *Zostera* spp. y *C. nodosa*, llegando incluso a causar su regresión (Aguilar & de Pablo, 2007). Pero los efectos más devastadores sobre las praderas marinas son los atribuidos a la pesca de arrastre en el Mediterráneo sobre las praderas de *P. oceanica* (pero también sobre *Zostera marina*; Capítulo V). Este arte se compone de un copo en forma de calcetín lastrado por una restringa de plomos en su apertura y sujeto a dos piezas de hierro de 1 tonelada de peso (puertas), cuya función es abrir el arte, pero que a su paso van arando el fondo causando unos surcos característicos detectables en los registros de sonar de barrido lateral (Capítulo IV). Desde 1962 se prohibió en España el empleo de este arte en fondos inferiores a 50 metros, sin embargo, debido a la escasa vigilancia y a la ausencia de arrecifes artificiales disuasorios, este tipo de pesca continuó de forma ilegal sobre fondos someros con praderas marinas. Se ha estimado que una hora de arrastre comercial sobre una pradera de *P. oceanica* arranca entre 100.000 y 360.000 haces dependiendo de su estado de conservación, lo que equivale a 240-1.080 Kg peso seco/h (Martín *et al.*, 1997). Como consecuencia de ello, en las praderas arrastradas, la densidad y la cobertura descienden muy por debajo de los valores que les corresponden por su profundidad y en muchas zonas lo que quedan son tan solo vastas extensiones de rizomas muertos que indican la distribución original de las praderas (González-Correa *et al.*, 2005; Martín *et al.*, 1997; Sánchez-Poveda *et al.*, 1996; Sánchez-Lizaso *et al.*, 2002). El impacto de la pesca de arrastre ha afectado a extensiones muy importantes de *P. oceanica* (ver Capítulos III y IV), lo que motivó la instalación de arrecifes artificiales anti-arrastre a lo largo de las décadas de los 80 y 90 del siglo pasado. Además de estos efectos directos, se han documentado indicios de un descenso del crecimiento de los rizomas y su producción foliar en las praderas arrastradas, lo que resulta lógico ya que el arrastre removiliza los sedimentos generando turbidez, liberando nutrientes y aumentando la carga en epífitos de la planta lo que afecta a la disponibilidad de luz (Sánchez-Lizaso *et al.*, 2002; González-Correa *et al.*, 2005). Esto a su vez ralentiza la ya escasa capacidad de recuperación de las praderas de *P. oceanica* en las zonas impactadas (González-Correa *et al.*, 2005).

En localidades muy turísticas de la costa mediterránea española, el fondeo libre o no regulado de embarcaciones llega a representar una seria amenaza para el estado de conservación de las praderas de Posidonia oceanica. *Fotografía: Manu San Félix.*

Figura 31

Otro tipo de destrucción mecánica de las praderas es la producida por el fondeo de embarcaciones (Figura 31). Los fondeaderos son una causa frecuente de erosión de las praderas intermareales de *Zostera* spp en las regiones de la costa atlántica. En el Mediterráneo, el fondeo de embarcaciones deportivas es una actividad no regulada y llega a causar importantes alteraciones del estado de las praderas de *P. oceanica* en zonas más o menos resguardadas. Existen fondeaderos regulados, que son los que figuran en las cartas marinas para el fondeo de grandes buques, que si bien su afección a las praderas es menos probable al estar más alejados de costa existen casos en los que supone un impacto significativo, como es el caso de la bahía de Alicante. El impacto del fondeo se debe a la destrucción mecánica y erosión del fondo producida por la instalación de estructuras permanentes de fondeo (muertos, cadenas y cabos) o al fondeo mediante ancla. El impacto de un ancla puede parecer insignificante, pero, al menos en el caso de especies de crecimiento lento como *P. oceanica*, los efectos causados por una gran densidad de embarcaciones en la misma zona se van acumulando en el tiempo, ya que no es posible compensar tales efectos mediante crecimiento entre un año y otro. El efecto de las embarcaciones deportivas ha provocado la destrucción de praderas de *P. oceanica* en zonas protegidas del Mediterráneo, como el Parque Nacional de Port-Cros, en Francia (García-Charton *et al.*, 1993), la Isla de Tabarca en Alicante (Pérez-Tonda *et al.*, 2011), las Islas Medas en Cataluña o Formentera, en Baleares (Capítulos II y III). En la Región de Murcia se ha documentado la regresión de una pradera de *P. oceanica* debido al impacto causado por una combinación de factores como la instalación de estructuras de fondeo, anclaje y aleteo de buceadores deportivos (Capítulo IV; Cuadro temático 2).

Por último, en algunas localidades se han realizado dragados para la extracción de sedimentos

marinos sobre las praderas de angiospermas marinas causando su total desaparición. Por ejemplo, en la Región de Murcia y provincia de Alicante se practicaron dragados de sedimentos sobre importantes extensiones de praderas de *P. oceanica* en el Mediterráneo y de *C. nodosa* en el Mar Menor para alimentar las numerosas playas artificiales que se realizaron durante la década de los 80 del siglo pasado para el desarrollo turístico de determinadas zonas costeras. Actualmente, los efectos de estos dragados son todavía visibles ya que las praderas no se han podido recuperar (p. ej. ver Capítulo IV). En las rías del País Vasco y Cantabria el dragado de la parte central de las mismas para mantener su navegabilidad, ha afectado a las praderas marinas no solo directamente sino también por los efectos indirectos causados por la movilización y resuspensión de sedimentos (turbidez, nutrientes, sedimentación, etc.).

Especies exóticas invasoras

La introducción de macrófitos marinos puede determinar fenómenos de interacción con las praderas nativas que incluyen por ejemplo la competencia por los recursos disponibles (p. ej. sustrato, nutrientes o la luz) o cambios en las características del hábitat (p. ej. cambios en la calidad del sedimento; Holmer *et al.*, 2009). Estos procesos pueden desembocar en una pérdida de la capacidad productiva de la angiosperma que en algunos casos puede promover el deterioro significativo de la pradera o incluso su desplazamiento (den Hartog, 1997; Ballesteros *et al.*, 2007).

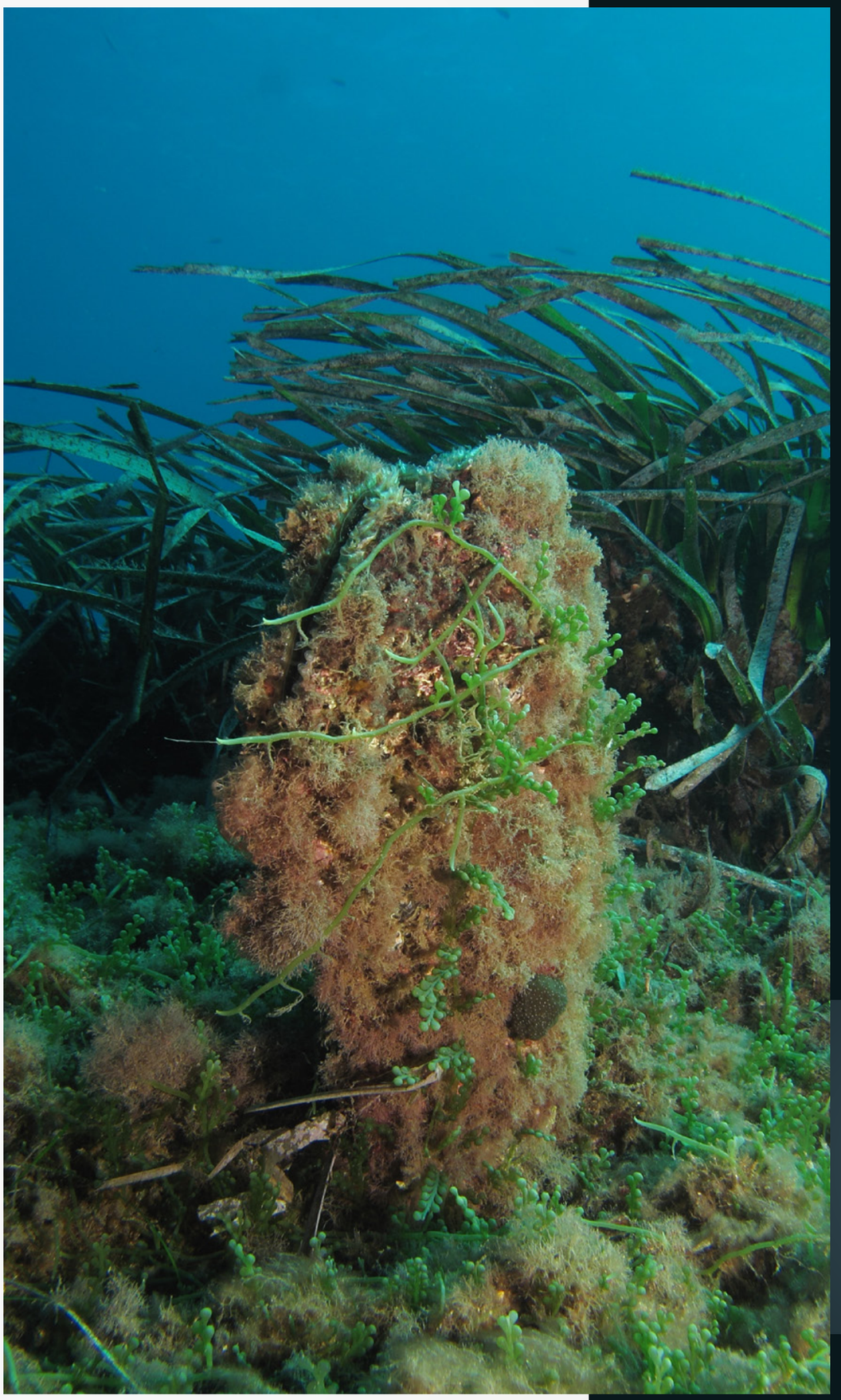
Desde un punto de vista geográfico, el Mediterráneo y las costas noroccidentales del Atlántico se incluyen entre las zonas con mayores tasas de introducción de especies exóticas a nivel global (Molnar *et al.*, 2008; Boudouresque & Verlaque, 2002). Sin embargo, hasta la fecha existen muy pocos estudios que documentan la interacción entre estos organismos y las praderas de angiospermas marinas en territorio español. Las pocas investigaciones realizadas se han desarrollado fundamentalmente en aguas del Mediterráneo y han tenido como objeto determinar la existencia de posibles interacciones entre los invasores y las praderas de *P. oceanica*. Ballesteros *et al.* (2007) y Marbá *et al.* (2014) observaron un deterioro significativo en praderas de esta especie en aguas de las Islas Baleares como consecuencia del desarrollo de grandes biomasas del alga roja *Lophocladia lallemandii* (Figura 32). Otra especie ampliamente extendida por el litoral mediterráneo español, cuya posible interacción con *P. oceanica* ha sido objeto de estudio, es el alga verde *Caulerpa cylindracea* (Figura 32). En la Región de Murcia, el análisis detallado de diversas praderas en contacto con poblaciones de *C. cylindracea* ha puesto de manifiesto la incapacidad del alga para desarrollar crecimientos y biomasas importantes en el interior de la pradera y alterar la estructura de la misma (Ruiz *et al.*, 2014; Bernardeau-Esteller *et al.*, 2015), a pesar de que algunos autores han sugerido que esta invasora puede afectar indirectamente la vitalidad de *P. oceanica* a través de efectos alelopáticos (Dumay *et al.*, 2002) o por la anoxificación del sedimento (Holmer *et al.*, 2009). Otras especies de macrófitos han sido observadas en praderas de angiospermas marinas en las costas españolas tanto en aguas del Mediterráneo (*Womersleyella setacea*, *Acrothamnion preissii*, *Caulerpa taxifolia*) como del Atlántico (*Sargassum muticum*, *Gracilaria vermicullophylla*). Sin embargo, su potencial impacto negativo sobre estas comunidades no ha sido todavía evaluado a pesar de existir evidencias en otros territorios que así lo demuestran (Piazzi & Cinelli, 2003; Cecherelli & Cinelli, 1997; den Hartog, 1997; Martínez-Luscher & Holmer, 2010).

Cambio climático

Hasta ahora el conocimiento de los efectos del cambio climático sobre las praderas marinas es muy limitado y las predicciones realizadas tienen una base todavía bastante especulativa. Mediante el empleo de aproximaciones metodológicas basadas en modelos de hábitat, Valle *et al.* (2014), predicen que el incremento de las temperaturas asociadas al cambio climático causará en las próximas décadas una regresión de la distribución de las poblaciones intermareales de *Z. noltii* localizadas más al sur; por otro lado, la elevación del nivel del mar dará lugar a un desplazamiento de dichas poblaciones hacia tierra, incrementando la superficie de hábitats intermareales adecuados para esta especie en los estuarios del Atlántico.

Se afirma también que el calentamiento del agua puede favorecer también la regresión de especies de mayor afinidad de aguas frías como *Zostera marina* o la expansión de especies con

más afinidad tropical como *C. nodosa* o *Halophila stipulacea* (Pergent *et al.*, 2014). Así, por ejemplo, la importante regresión de *Z. marina* documentada en Andalucía en las últimas décadas (Capítulo V), podría haber sido causada no solo por impactos locales, sino también por un mayor calentamiento del agua, al estar esta especie muy próxima a su límite de distribución natural en esta región costera. En el Mediterráneo español se han llegado a observar relaciones entre eventos de calentamiento extremo (olas de calor) con incrementos de la mortalidad de *P. oceanica* en Baleares (Díaz-Almela *et al.*, 2007; Marbà & Duarte, 2010; Capítulo II), sin embargo este fenómeno parece tener un componente regional importante ya que dicha tendencia no se observa en las praderas del Levante peninsular (Guillén *et al.*, 2013a; Ruiz *et al.*, 2014; Capítulos III y IV). Otros efectos del calentamiento del agua que pueden afectar a la supervivencia de las praderas de *P. oceanica* es la reducción de su producción foliar y del crecimiento de sus rizomas (Mayot *et al.*, 2005) y una intensificación del grado de anoxia de los sedimentos (García *et al.*, 2012). Además del calentamiento global, el cambio climático puede llevar asociado una mayor frecuencia e intensidad de temporales extremos, la elevación del nivel del mar o cambios en las condiciones ambientales (salinidad, turbidez, etc.) que podrían afectar a algunas especies. Por otro lado, las praderas marinas tienen un potencial considerable para secuestrar dióxido de carbono y, por tanto, su conservación es un aspecto clave en las políticas y acciones dedicadas a la mitigación y adaptación de los efectos del cambio climático en los ecosistemas costeros (Pergent *et al.*, 2012, 2014; ver apartado El valor de las praderas de angiospermas marinas).



Las macroalgas invasoras Lophocladia lallemandii *(izda.) y* Caulerpa cylindracea *(dcha.).*

Fotografías: Juan M. Ruiz (izda.) y Agustín Barrajón/ Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino, Junta de Andalucía (dcha.)

Figura 32

Gestión y conservación

Juan Guillén[1] y Maria del Mar Otero[2].

[1]Institut d'Ecologia Litoral.

[2]Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, Centro de cooperación del Mediterráneo (UICN-Med).

La conservación de las praderas de angiospermas marinas, aunque de forma puntual e indirecta, ya se realizaba en la costa española con anterioridad a la década de los años 90 del siglo XX mediante la declaración de espacios protegidos de distinta catalogación (Reservas Marinas, Parques Nacionales, etc.), consistentes en su mayoría en islas y lugares todavía no alcanzados por el desarrollo costero, como Illes Medes, Islas Chafarinas, Archipiélago de Cabrera o la Isla de Tabarca, y más recientemente otros como Cabo de Palos-Islas Hormigas y Cabo de Gata. Tras estas primeras experiencias de gestión, la conservación de estos hábitats comenzó a configurarse a través de la promulgación de distintas leyes, normativas y acuerdos nacionales e internacionales que asistieron a aminorar las presiones directas sobre las praderas y/o preservar el buen estado de las mismas.

En numerosas localidades del litoral mediterráneo español se han instalado arrecifes artificiales para detener el deterioro de grandes extensiones de praderas de Posidonia oceanica *a consecuencia de la pesca de arrastre. Fotografía: Juan M Ruiz.*

Figura 33

Normativa y regulación

La normativa pesquera comunitaria fue de las primeras en incorporar las praderas de angiospermas marinas mediterráneas como hábitats

	Red Natura 2000		
	Área protegida	Praderas marinas	
CATALUÑA	881,59	59,87	
ISLAS BALEARES	1072,28	439,79	
COMUNIDAD VALENCIANA	646,42	240,73	
MURCIA (sin LIC Medio Marino)	266,02	194,72	
ANDALUCÍA (sin el LIC Isla de Alborán)	884,75	103,9	
TRANSFRETANAS	13,28	0,21	
ISLAS CANARIAS	1794,18	47,4	
GALICIA	344,85	23,63	
ASTURIAS (sin El Cachucho)	212,39	2,26	
CANTABRIA	32,86	4,88	
PAIS VASCO	6,84	0,18	
TOTAL		**1117,57**	
% respecto al área total del hábitat		**69,86**	

de interés ecológico-pesquero, que deben ser protegidos de la acción destructiva de determinadas prácticas pesqueras. Así, el Reglamento de Pesca de la Unión Europea para el Mediterráneo (Reglamento CE núm.1626/1994, modificado por el Reglamento CE num.1967/2006), prohíbe expresamente la pesca de arrastre sobre praderas de angiospermas marinas. Sobre esta base se promovió la instalación de arrecifes artificiales (Figura 33) en casi todas las regiones mediterráneas españolas, lo que ha permitido paliar de forma considerable el deterioro de las praderas de *Posidonia oceanica*, al menos en regiones del Levante peninsular, tal y como se explica en los capítulos correspondientes a Murcia y Comunidad Valenciana. Paralelamente, se han aprobado normativas específicas en regiones como la Comunidad Valenciana (Orden de 23 de enero de 1992) o Cataluña (DOGC num.1479 de 12 de agosto de 1991) para la protección de las praderas de angiospermas marinas y la regulación de la actividad humana sobre las mismas.

La Directiva Hábitats de la Unión Europea (92/43 CEE del 21/05/1992), y su posterior adaptación a través de la Directiva 97/62/CE del 27 de octubre de 1997, ha sido de especial relevancia para la conservación de las praderas marinas. En su Anexo I las praderas marinas están representadas en los hábitats prioritarios "Hábitat 1120" (praderas de *Posidonia oceanica*) y el "Hábitat 1150" (Lagunas costeras), incluidos como hábitats de interés comunitario cuya conservación es prioritaria y para lo cual se requiere la designación de Zonas Especiales de Conservación (ZEC). Otros tres hábitats de interés comunitario como los "Hábitat 1110" (bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda), "Hábitat 1140" (llanos fangosos o arenosos que no están cubiertos de agua cuando hay marea baja) y "Hábitat 1160" (grandes calas y bahías poco profundas) pueden contener praderas marinas de diversas especies. La puesta en marcha de la Red Natura 2000 a nivel marino, ha implicado la declaración de una amplia red de Lugares de Interés Comunitario (LIC), que supone la declaración de Zonas Especiales de Conservación (ZEC) cuyo objetivo es la protección de las especies y hábitats incluidos en esta Directiva. La presencia de praderas de angiospermas marinas ha sido muy relevante para la selección de tales espacios.

De acuerdo con la información cartográfica aportada para la elaboración de los diferentes capítulos de esta obra, un 75% de la superficie de las praderas marinas de España se encuentra en áreas marinas incluidas en algún tipo de figura de protección (Tabla 4). Esta cifra tiene en cuenta el solapamiento espacial de las diferentes figuras de protección y puede ser incluso algo mayor si consideramos en el cómputo las áreas protegidas mediante arrecifes artificiales. A nivel regional, este porcentaje es variable entre Comunidades Autónomas, aunque dentro de valores en general moderados-altos. Los valores

Reservas Marinas		**Parques Naturales y otras figuras**		**TOTAL**		
Área protegida	Praderas marinas	Área protegida	Praderas marinas	Área protegida	Praderas marinas	% praderas marinas incluidas en figuras de protección
12,01	0,3	56,83	1,38	896,58	61,07	66,1
634,85	180,37	175,37	59,33	1308,81	507,35	78,4
102,09	13,26	49,11	13,77	660,71	243,14	62,6
19,31	1,53	0	0	280,08	194,72	96,1
62,63	4,84	325,44	40,45	884,75	103,9	79,3
0	0	0	0	13,28	0,21	95,5
753,35	0	370,08	4,95	2627,97	49,06	49,6
71,64	0,047	451,98	23,54	461,91	23,63	83,9
0	0	8,73	0	212,39	2,26	99,8
0	0	0	0	32,86	4,88	55,7
0	0	38,61	0	44,18	0,18	90,9
	200,35		**143,42**		**1190,4**	
	12,52		**8,97**		**74,72**	

Superficie (km^2) de las áreas marinas protegidas mediante diversas figuras de protección en cada región y de las praderas marinas incluidas en dichas áreas, de acuerdo con la información aportada en los diferentes capítulos y en la tabla 2.

Tabla 4

más bajos los encontramos en las Islas Canarias (49,6%), Cantabria (55,7%) y Comunidad Valenciana (62,6%), mientras que en el resto de las Comunidades este porcentaje se encuentra entre 66,1% (Cataluña) y 99,8% (Asturias). Las zonas incluidas en la Red Natura 2000 cubren un 69,9% del área total de praderas marinas, mientras que el resto de figuras de protección (Reservas Marinas, Parques Nacionales, Parques Naturales, etc.) cubren una proporción mucho menor, principalmente porque (salvo excepciones) la mayor parte de estas figuras tienen una menor extensión y se localizan en enclaves de la costa en los que las praderas marinas no se encuentran bien representadas. Estas cifras dibujan un escenario bastante optimista sobre la conservación de las praderas marinas en España, pero hay que tener en cuenta que la protección de los hábitats en la Red Natura 2000 solo es efectiva cuando se aprueban los correspondientes planes de ordenación y se declaran las correspondientes ZEC, paso que en la actualidad se está desarrollando para una gran parte de estos enclaves. Realmente, solo en algunas áreas marinas protegidas dotadas de sistemas de gestión y vigilancia se puede decir que existe una conservación activa y efectiva de las praderas marinas.

La Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) cuyo objetivo es alcanzar el "buen potencial ecológico y el buen estado químico" de las masas de agua, evalúa la calidad ecológica de las masas de agua costeras del Mediterráneo a través de indicadores basados en el estado de salud de las angiospermas marinas *P. oceanica, Cymodocea nodosa* o *Zostera noltii*. Más recientemente, la Directiva Marco de la Estrategia Marina (2008/56/CE) tiene como objetivo alcanzar el "buen estado ambiental" de los ecosistemas marinos para el año 2021. Esta directiva europea incluye también las angiospermas marinas como elementos de valoración del buen estado ambiental, complementando y completando la valoración realizada por la Directiva Marco del Agua en diversos aspectos. La aplicación coordinada de ambas directivas puede suponer un mayor control sobre las actividades humanas que amenazan la conservación de las praderas marinas.

La Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad representa uno de los principales instrumentos para preservar la diversidad biológica y genética en España y detener así el ritmo actual de pérdida de biodiversidad. En este contexto se elaboran el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011). El Real Decreto 139-2011, indica que las poblaciones de *Z. noltii* de Canarias son recogidas como especie vulnerable en el Catálogo Español de Especies Amenazadas (Capítulo VII, Cuadro temático 2), mientras que en la península *Zostera marina, Z. noltii* y *P. oceanica* se consideran "Especies silvestres en Régimen de Protección Especial". Su introducción en el listado implica la evaluación periódica de las poblaciones y hábitats de estas especies.

Actualmente, se han excluido de este listado las praderas de *C. nodosa* de Canarias, pero de acuerdo con el análisis realizado en el capítulo VII de este Atlas, basado en el conocimiento disponible, el criterio de los expertos y las amenazas actuales sobre sus poblaciones, deberían ser incluidas.

Existen además una serie de tratados internacionales particularmente relevantes para la conservación de las praderas marinas:

- El Convenio sobre la protección del medio marino del Atlántico Nordeste, o Convenio OSPAR, suscrito en París el 22 de septiembre de 1992 y que fue ratificado por España el 25 de enero de 1994 y que abarca el Cantábrico y las aguas atlánticas de la península ibérica (región IV OSPAR). En él se declara como especies amenazadas o en declive a las praderas de *C. nodosa* y de *Zostera* spp. (Resolución OSPAR 2008-6) y se propone a los estados miembros una serie de recomendaciones de actuaciones y medidas para mejorar el estado de conservación de estos hábitats.

- El Convenio de Barcelona o Convenio para la protección del medio marino y la región costera del Mediterráneo de 1975 junto con sus posteriores protocolos incluye diversos anexos para la protección de hábitats y especies. En su anexo II del Protocolo referido a las Zonas Especialmente Protegidas y a la Diversidad Biológica en el Mediterráneo refiere entre las especies en peligro o amenazadas, *Z. marina, Z. noltii, P. oceanica* y *C. nodosa* (Decisión IG.20/5).

- El Convenio de Berna de 1979 en su Anexo I (Decisión 82/72/CEE del Consejo, de 3 de diciembre de 1981, referente a la celebración del Convenio relativo a la conservación de la vida silvestre y del medio natural de Europa) considera

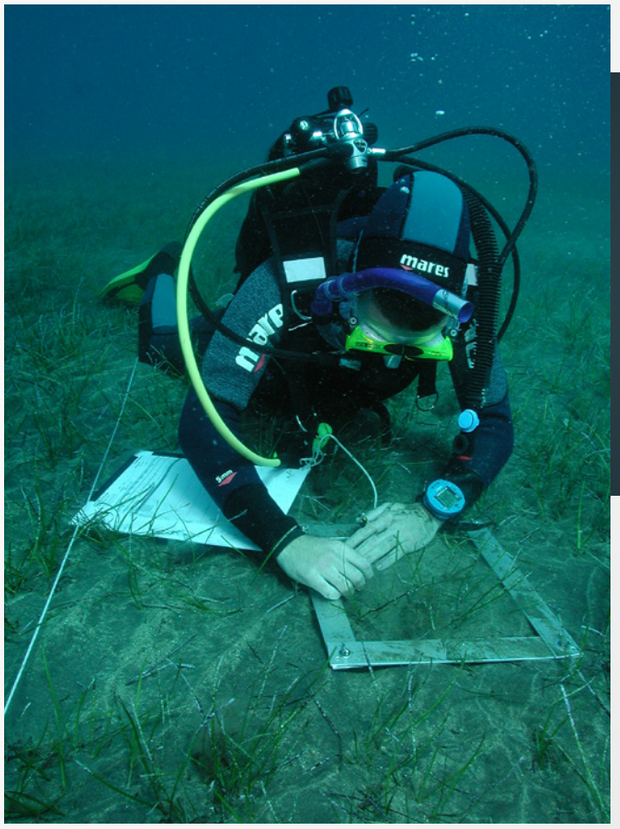
a las especies *P. oceanica*, *Z. marina* y *C. nodosa* como especies de flora estrictamente protegida.

La más reciente evaluación para la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Naturaleza parece indicar que *P. oceanica* podría clasificarse como especie "Casi Amenazada" y las poblaciones mediterráneas de *C. nodosa, Z. noltii, Z. marina, Halophila decipiens, R. cirrhosa* y *R. maritima* en la categoría de "Preocupación menor". La primera lista roja de hábitats llevada a cabo en el Mediterráneo y Europa, también parece señalar que las praderas de *Posidonia oceanica* tendrían una categoría de hábitat en estado "Vulnerable" y que se está enfrentando a un riesgo de extinción alto. Sin embargo, el declive en la abundancia y distribución que experimentan las poblaciones de esta especie a nivel nacional como consecuencia del impacto de la actividad humana, tal y como se documenta en los diferentes capítulos de esta obra, es significativo.

Gestión y conservación

A día de hoy, la diversidad de experiencias en la gestión y conservación de estos ecosistemas, tanto en la vertiente atlántica como en la mediterránea, es sumamente variable. Por ejemplo, el número de actuaciones enfocadas al seguimiento y protección de las praderas de *P. oceanica* es muy superior a las dedicadas a las praderas de las otras especies. La comunidad científica ha trabajado en estrecha colaboración con las diferentes administraciones para aplicar el conocimiento disponible al desarrollo y aplicación de las mencionadas normativas y directivas y traducirlo en programas de seguimiento, y todo tipo de medidas de gestión encaminados al control y conservación de las praderas marinas (Figura 34). Además, este trabajo conjunto de científicos y administraciones ha contribuido al desarrollo del conocimiento sobre el funcionamiento de estos hábitats, a la vez que ha favorecido una mayor concienciación pública sobre la necesidad de su protección. Y en este mismo sentido hay que destacar también el trabajo realizado por las ONGs.

La puesta en marcha en un futuro cercano de planes de conservación y medidas activas de gestión y vigilancia en los espacios marinos protegidos y fuera de ellos ayudará a paliar o eliminar las principales presiones que afectan a la integridad de estos hábitats, además de profundizar en el conocimiento de su funcionamiento. Ejemplos de tales medidas se muestran en los respectivos capítulos de la presente obra. Entre estas actuaciones cabe mencionar: la ordenación y gestión del turismo náutico mediante la instalación de sistemas de anclaje ecológicos, el desarrollo de protocolos de buenas prácticas en fondeos, la coordinación entre las diferentes administraciones y sectores económicos implicados en la planificación litoral, los programas de vigilancia para el cumplimiento de normativas pesqueras y calidad ambiental, la puesta en marcha de redes de seguimiento, el seguimiento de especies invasoras, la vigilancia in situ de actividades ilegales la gestión de arribazones en determinadas zonas o el desarrollo y aplicación de protocolos fiables y efectivos de evaluación y seguimiento del impacto ambiental, así como el desarrollo de programas locales de concienciación y divulgación. La viabilidad y efectividad de muchas de estas medidas está sujeta directamente a la disponibilidad de información básica del hábitat (cartografías, biología y ecología, etc.), que a su vez depende de la investigación científica en este campo y que en España es muy deficiente en comparación con el conocimiento en ecosistemas terrestres. Por supuesto, el man-



El conocimiento obtenido por los científicos a través de los proyectos de investigación ha sido fundamental para avanzar en la conservación y protección de las praderas marinas en España. Fotografía: Arturo Boyra.

Figura 34

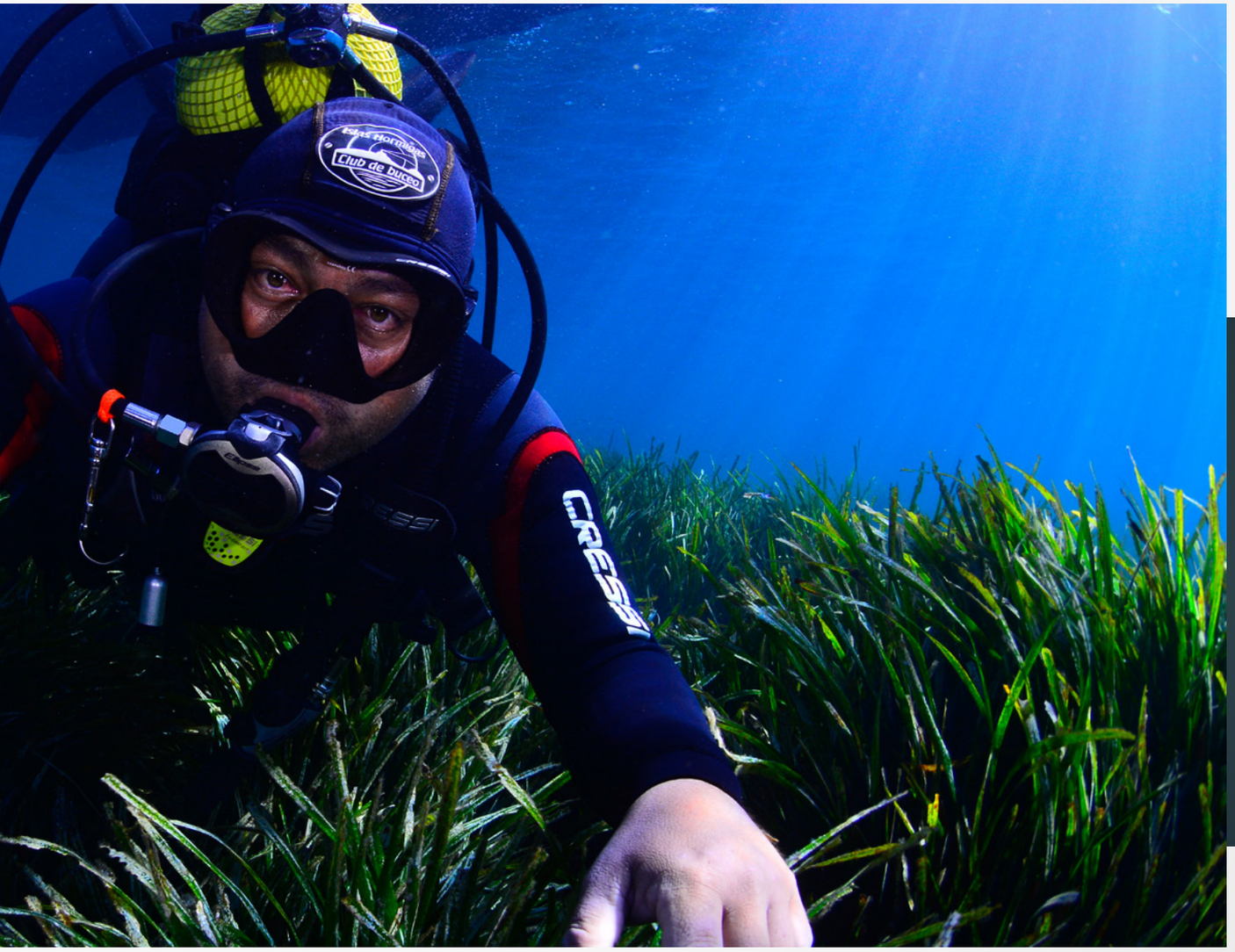
tenimiento en el tiempo de programas de seguimiento y la existencia de infraestructuras y medios económicos necesarios para su realización, es absolutamente necesario.

La participación ciudadana tanto en el medio marino como terrestre, reivindica cada vez más, la adopción de procesos de gestión y de toma de decisiones participativas, de acuerdo con el propio espíritu participativo que pretende impulsar el Tratado de la Unión Europea. En este sentido, la incipiente puesta en marcha de iniciativas de custodia del territorio marino, podría ser un buen mecanismo de apoyo a la gestión y vigilancia de las praderas marinas en aquellas localidades donde su puesta en marcha sea posible. Igualmente, existen programas dedicados al seguimiento de la evolución temporal de las praderas marinas que han considerado la participación ciudadana en su desarrollo (Capítulos I, II III, IV y V; Figura 35), lo cual supone un apoyo técnico al desarrollo de dichos programas, pero fundamentalmente una participación activa de ciudadanos y colectivos en acciones concretas de conservación y gestión. Ejemplos vigentes de estos programas los tenemos en la Comunidad Valenciana, Murcia y Andalucía. La plataforma POSIMED (www.posimed.org) fue creada para la coordinación de las diferentes redes de seguimiento de *P. oceanica* existentes en España, así como para la comunicación con los cientos de buceadores voluntarios participantes y la difusión de sus resultados a la sociedad. Este tipo de programas se ofrecen, por tanto, como una valiosa herramienta para involucrar a la sociedad en la conservación marina, incrementar el carisma (*sensu* Duarte *et al.*, 2008) de las praderas marinas en nuestra sociedad y, en consecuencia, que potencie entre la opinión pública la necesidad de su protección. La colaboración con sectores como la pesca artesanal y recreativa permitiría obtener información clave que ayudaría a comprender y cuantificar el valor socio-económico que generan estos hábitats para las comunidades locales, lo cual es un aspecto muy relevante para fomentar esta mayor implicación social en la conservación de las praderas marinas.

Transplantes y medidas compensatorias

Desde hace algunas décadas, la posibilidad de transplantar angiospermas marinas ha sido una idea recurrente como solución a la pérdida de praderas marinas inducida por el impacto del hombre en nuestras costas. Sin embargo, el cúmulo de experiencias realizadas sobre este tema a nivel mundial no apoya de forma global su utilidad y eficiencia y ello se refleja en la ausencia de consenso por parte de la comunidad científica internacional sobre la viabilidad de los transplantes de angiospermas marinas. Las razones son múltiples: la especie, la zona geográfica o las características locales son factores determinantes. En el Mediterráneo, por ejemplo, cualquier intento de reforestar un fondo marino con *P. oceanica* es inviable debido a la lentitud de esta especie para colonizar. No obstante, intentos realizados con especies de crecimiento más rápido han fallado también, como es el caso de *C. nodosa* en Canarias. En cualquier caso, sea la especie que sea, para que una repoblación sea viable lo primero que hay que tener en cuenta es la adecuación del sitio. Para ello, una condición

fundamental es que, si se trata de un sitio en el que la pradera desapareció por la acción del hombre, las condiciones ambientales del medio deben restablecerse a los niveles anteriores al impacto de la actividad humana. Si el lugar no estaba afectado por la actividad humana, pero no tenía praderas submarinas, es obvio pensar que algún factor natural clave ha impedido que se establezca en ese sitio una pradera de forma natural y, por tanto, es absurdo pensar que una repoblación artificial tendría sentido. A pesar de esto, son cada vez más frecuentes los proyectos de desarrollo costero que proponen transplantes o repoblaciones submarinas para "compensar" los efectos destructivos que los impactos derivados de dichos proyectos van a causar en las praderas marinas naturales. En primer lugar, no se puede compensar un deterioro del ecosistema marino ofreciendo medidas que no garantizan el éxito de la compensación. En segundo lugar, sería necesario mejorar nuestro conocimiento científico sobre la biología y ecología de las praderas marinas y, en su ausencia, aplicar el principio de precaución. Otros proyectos proponen que se compensen los efectos destructivos de las actividades humanas sobre las praderas marinas, protegiendo áreas de praderas marinas desprotegidas o amenazadas en otras zonas. Para ello, y como establece la UE en relación a la Red Natura 2000, ésto sólo es posible siempre y cuando se demuestre que la pradera remota es equivalente en estructura y funciones a la pradera impactada, lo cual requeriría estudios científicos muy robustos y precisos. Es necesario que las administraciones competentes detengan la especulación promovida por este tipo de "acciones compensatorias" e iniciar un debate real sobre estos temas entre científicos, gestores y ONGs.



En España, la participación de buceadores voluntarios y centros de buceo en proyectos científicos y divulgativos de praderas marinas durante los últimos 20 años ha sido fundamental para conseguir una mayor aproximación de la sociedad a estos ecosistemas marinos y comprender su importancia. Fotografía: Javier Ferrer.

Figura 35

CUADRO TEMÁTICO 1

LA BIODIVERSIDAD DE LAS PRADERAS ESPAÑOLAS

Las praderas de angiospermas marinas constituyen ecosistemas que albergan una elevada biodiversidad. Además de las especies que viven en estas formaciones vegetales de forma permanente, muchas otras encuentran en ellas el lugar idóneo donde reproducirse, depositar sus puestas y donde refugiarse en sus etapas juveniles. Asimismo, diversos depredadores se desplazan, principalmente durante la noche, a estos ambientes someros para alimentarse. Por otro lado, el denso follaje de las praderas constituye un filtro para las larvas planctónicas, esporas y propágulos de muy diversos organismos que arrastran las corrientes marinas, por lo que favorecen su asentamiento. Al mismo tiempo, el complejo entramado de rizomas retiene y consolida los sedimentos a la vez que los enriquece en materia orgánica. Por ello, los sustratos sedimentarios colonizados por estas formaciones vegetales albergan una fauna mucho más rica que la de aquellos desprovistos de vegetación. Todo lo anterior determina que las praderas de angiospermas marinas constituyan uno de los principales focos de biodiversidad del ecosistema costero, a la vez que desempeñan un papel fundamental en el conjunto de las cadenas tróficas del sistema litoral.

*Ejemplar de tortuga boba (*Caretta caretta*) nadando sobre una pradera de* Posidonia oceanica*. Fotografía: Manu San Félix.*

Atlántico norte

Eva Cacabelos[1], Patricia Quintas[2], Jesús S. Troncoso[2], Ignacio Bárbara[3], Verónica García[3], Javier Cremades[3], Joxe Mikel Garmendia[4], Araceli Puente[5], María Recio[5] y Bárbara Ondiviela[5].

[1]Centro de Ecologia, Evolução e Alterações Ambientais (cE3c); Departamento de Biologia, Universidade dos Açores.

[2]Departamento de Ecología y Biología Animal, Universidad de Vigo.

[3]Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología, Universidad de A Coruña.

[4]AZTI-Tecnalia. Unidad de Investigación Marina.

[5]Instituto de Hidráulica Ambiental de la Universidad de Cantabria, IH Cantabria.

Comunidad asociada a *Zostera noltii* y *Zostera marina*

El gradiente biogeográfico existente a lo largo de las costas atlánticas del norte español refleja unas condiciones oceánicas muy diferentes entre las costas gallegas, sometidas a fenómenos de afloramiento de aguas frías a lo largo del año, y las costas del extremo sureste del Golfo de Vizcaya, más cálidas, especialmente en la época estival (Gómez-Gesteira *et al.*, 2008). Diversas combinaciones de factores climáticos y no climáticos determinan la distribución de las especies intermareales de flora y fauna de una forma compleja (Martínez *et al.*, 2012). En general, conforme avanzamos hacia el este, desaparecen especies de afinidades boreoatlánticas, abundantes en el litoral gallego, y aparecen especies más meridionales, con mayor abundancia hacia el interior del Golfo de Vizcaya. Además, y al contrario de lo que ocurre en Galicia, donde las praderas de *Zostera* spp. son extensas y están ampliamente distribuidas en las zonas intermareales y submareales someras de las rías, al desplazarnos hacia el Golfo de Vizcaya, las praderas son cada vez más escasas y se distribuyen casi exclusivamente en estuarios, donde las condiciones fisicoquímicas son más variables. Si bien *Zostera noltii* está presente en muchos de los estuarios cantábricos, *Zostera marina* aparece solamente en el 8% de ellos, y desaparece totalmente en las costas del País Vasco. Estos cambios aparecen también reflejados en la flora y fauna que acompaña a las praderas de angiospermas marinas.

Macroalgas: En Galicia existen diferencias en las especies de macroalgas que acompañan a las praderas de *Z. marina* y *Z. noltii*. La flora asociada a *Z. marina* es muy rica, superando las 30 especies, mientras que la que acompaña a las praderas de *Z. noltii* no alcanza las 10 especies. Algunos ejemplos de algas comunes en praderas de *Z. marina* son *Asperococcus bullosus*, *Cladophora* spp., *Cladosiphon zosterae, Cladostephus spongiosus, Cutleria multifida, Dictyota dichotoma, Gracilaria gracilis, Halarachnion ligulatum, Hypnea musciformis, Padina pavonica, Sargassum muticum* y *Ulva rigida*, así como algas de roca (*Cystoseira baccata, C. usneoides, Halidrys siliquosa* y *Saccorhiza polyschides*) y maërl, que conviven dentro o en el borde de la pradera. Sin embargo, en las poblaciones de *Z. noltii* son más comunes algas típicas de estuario como *Fucus spiralis, Gracilaria vermiculophylla, Ulva prolifera* y *U. clathrata* (Lange, 1861; Miranda, 1934; Bescansa, 1948; Laínz, 1952, 1967; Bellot 1954; Pérez-Cirera, 1976; Soñora, 1989; Bárbara, 1994; Bárbara *et al.*, 1995, 2006, 2012; Sánchez, 1995; Laborda *et al.*, 1997; Izco & Sánchez 1996, 2002; Cochón & Sánchez, 2005; Souto, 2012).

La presencia de angiospermas marinas en la costa cántabra, como se ha dicho, se reduce exclusivamente a los estuarios. *Z. marina* puede llegar a formar importantes praderas monoespecíficas a profundidades que varían entre 1-10 metros, dependiendo de la claridad del agua (Ondiviela *et al.*, 2014). *Z. noltii*, por su parte, crece preferentemente en zonas intermareales de estuarios protegidos formando densas praderas monoespecíficas, que en el intermareal inferior pueden ser mixtas con *Z. marina*. Como en otras zonas cantábricas, durante la primavera las praderas de *Z. noltii* ubicadas en las zonas más interiores y protegidas del estuario pueden llegar a cubrirse casi totalmente por el alga verde *Ulva spp.*

Las praderas vascas son también formaciones generalmente monoespecíficas de *Z. noltii*, muy densas, bien definidas, que colonizan principalmente zonas arenosas (Garmendia *et al.*, 2010a). No obstante, en aquellas zonas donde

la pradera se encuentra sobre sedimento predominantemente fangoso, a menudo convive con el alga roja *Gracilaria* sp., que se entremezcla con las hojas de la angiosperma. En primavera suele producirse un gran crecimiento del alga verde *Ulva* spp. sobre las praderas que las cubre en las bajamares. Especialmente en las llanuras fangales suelen encontrarse *U. rigida, U. intestinalis, U. compressa, U. clathrata,* además de *Chaetomorpha* sp. y *Vaucheria* sp. Es por ello que la zona intermareal vasca presenta a menudo un mosaico de colores con distintas tonalidades de marrón (sedimento sin cobertura vegetal y *Gracilaria* sp.) y verde (*Ulva* spp. y *Z. noltii*).

Macrofauna bentónica: En Galicia se han realizado varios estudios de caracterización de la fauna bentónica que habita en las praderas de angiospermas marinas, ya sea analizando las praderas de forma exhaustiva o revisando la información de estudios más amplios. En las praderas de *Z. marina* situadas en ambientes submareales, siempre más ricos que los intermareales, las comunidades macrobentónicas son más diversas que las asociadas a *Z. noltii*. El número de especies supera en ocasiones las 300, (p. ej. enseada de O Grove, ría de Arousa, Quintas 2005; Esquete *et al.*, 2011), aunque normalmente la riqueza es menor (p. ej. 108 especies en enseada de San Simón, ría de Vigo, Cacabelos, 2005). El grupo trófico dominante es el de los depositívoros, favorecidos por los incrementos de materia orgánica en este tipo de hábitats (Castellanos *et al.*, 2003). Un claro ejemplo lo constituye la pradera de O Grove, donde más del 50% de los moluscos y poliquetos son depositívoros de superficie o subsuperficie (Quintas, 2005). Las familias de poliquetos más comunes en estas praderas son Syllidae, Capitellidae, Spionidae, Sabellidae, Maldanidae, Cirratulidae y Nereididae (Parapar *et al.*, 1994; Moreira, 2003; Quintas, 2005). Entre los moluscos destacan las familias de gasterópodos Trochidae, Nassariidae, Rissoidae y Littorinidae, y de bivalvos Semelidae, Veneridae y Lucinidae (Currás, 1990; Currás *et al.*, 1993; Olabarria *et al.*, 1997, 1998; Moreira, 2003; Cacabelos *et al.*, 2008; Quintas *et al.*, 2013b). Entre los crustáceos destacan los tanaidáceos, dominados por la es-

Macroalgas de praderas marinas del norte de España. Pradera intermareal de Zostera noltii *con* Fucus spiralis *y* Gracilaria vermiculophylla *(fotos A y B) y pradera submareal de* Zostera marina *con* Saccorhiza polyschides *(foto D),* Sargassum muticum *y* Cystoseira baccata *(foto E). Fotografías: Ignacio Bárbara.*

Macrofauna de las praderas marinas del norte de España. El gasterópodo Peringia ulvae *(foto A) y el poliqueto* Arenicola marina *(foto B) son comunes en las praderas atlánticas de* Zostera noltii*. Las praderas de* Zostera marina *albergan una rica macrofauna donde abundan especies de actiniarios (*Anemonia sulcata*, foto C), crustáceos decápodos (Fam. Inachidae, foto D), opistobranquios (puesta de* Spurilla neapolitana*, foto E) y peces (*Parablennius gattorugine*, foto F). Fotografías: Ignacio Bárbara A y B; Jesús S. Troncoso C-F.*

pecie *Apseudes latreillli* (Moreira, 2003), y los anfípodos (Esquete *et al.*, 2011). A lo largo del año se observan incrementos en las densidades de algunas de estas familias en verano y otoño-invierno (Moreira, 2003; Quintas, 2005; Esquete *et al.*, 2011), lo que podría estar relacionado con fenómenos de reclutamiento y/o una mayor disponibilidad de alimento o sustrato, al ser la biomasa de la fracción foliar mayor en esas épocas del año (Currás, 1990; Penedo, 1999).

La fauna asociada a las praderas de *Z. noltii* gallegas, generalmente establecidas en zonas intermareales y sometidas, por tanto, a diversos factores de estrés ambiental (desecación, acusadas variaciones de temperatura, luz y salinidad), presenta una diversidad menor, y dominancia de pocas especies. El carácter trófico más

común sigue siendo el de los depositívoros, lo que aparece reflejado por ejemplo en el aumento de la densidad de oligoquetos ante incrementos de la pradera de la Ría de Foz (Castellanos *et al.*, 2003), o la clara dominancia de depositívoros de superficie y subsuperficie entre los moluscos y poliquetos de las praderas de *Z. noltii* de O Grove (75%; Quintas, 2005). Destacan numéricamente los moluscos gasterópodos de las familias Hydrobiidae (*Peringia ulvae*), Rissoidae (*Rissoa parva* y *Rissoa membranacea*) y Cerithiidae (*Bitium reticulatum*) (Currás & Mora, 1990, 1992; Olabarria, 1995; Cacabelos, 2005; Quintas, 2005; de Paz *et al.*, 2008), y entre los bivalvos, algunas especies de interés comercial (como el berberecho *Cerastoderma edule*, o las almejas *Venerupis aurea* y *V. senegalensis*). El gasterópodo *P. ulvae* puede alcanzar densidades muy elevadas, con más de 30.000 ind./m^2 en las rías de Vigo y Foz (Junoy, 1996; Cacabelos, 2005), o de 10.000 ind./m^2 en las rías de Eo y Arousa (Currás, 1990; Quintas, 2005; de Paz *et al.*, 2008). Con relación a los poliquetos, destacan numéricamente las familias Maldanidae, Spionidae y Capitellidae (Currás, 1990; Junoy 1996; Quintas, 2005; Quintas *et al.*, 2013a,c). El capitélido *Capitella capitata* alcanza densidades muy elevadas en Arousa y Foz (más de 7.000 y 20.000 ind./m^2 respectivamente; Junoy, 1996; Quintas *et al.*, 2013). Entre los crustáceos destacan especies de isópodos de la familia Idoteidae y anfípodos de la familia Corophiidae. Los tanaidáceos no están presentes al no soportar las importantes fluctuaciones de salinidad que se producen en estas zonas (Esquete *et al.*, 2011).

*El caballito de mar (*Hippocampus guttulatus *en la imagen) es una especie emblemática habitual en praderas marinas de España, aunque en muchas localidades sus poblaciones se han visto drásticamente mermadas. Fotografía: Javier Murcia.*

Estudios realizados en la bahía de Santander (ACEM, 2002) muestran que las densidades medias anuales de macroinvertebrados bentónicos son menores que en las costas gallegas, si bien superan los 5.201 ind./m^2 en las praderas de *Z. noltii* y los 5.134 ind./m^2 en las praderas de *Z. marina*. En el citado trabajo se identificaron 78 taxones de macroinvertebrados bentónicos asociados a las praderas de *Z. noltii* cántabras (13 exclusivos de este hábitat) y 88 en las de *Z. marina* (26 exclusivos). Las especies con una presencia más importante en las praderas de *Z. marina* son de nuevo los gasterópodos *R. parva, P. ulvae* y *B. reticulatum*, representando el grupo de los gasterópodos el 66% de la abundancia total de macrofauna (ACEM, 2002). En la comunidad de *Z. noltii* las especies más frecuentes son *H. reticulata, P. ulvae, A. alba* y *Venerupis* sp. No obstante, la aportación conjunta de *P. ulvae* y *B. reticulatum*, contribuye decisivamente a que los gasterópodos representen el grupo taxonómico más abundante (85% de la abundancia total). Otras especies numéricamente importantes en la praderas cántabras son el bivalvo *Loripes lacteus* en *Z. marina* y el gasterópodo *Hinia reticulata* en *Z. noltii*.

En el caso de los estuarios vascos, estudios de caracterización faunística llevados a cabo en los últimos años indican que los fondos colonizados por *Z. noltei* son más ricos que los de las zonas no vegetadas circundantes, con densidades medias muy variables (varían entre 1.412 y 11.072 ind./m^2 entre los años 2009-2012). Aún así, la riqueza de especies en estos fondos es muy baja, encontrándose de 7 a 14 especies dependiendo del año. Estos estudios, disponibles en la página

web de la Agencia Vasca del Agua (http://www.uragentzia.euskadi.net), indican que al igual de lo que ocurría en las costas vecinas, los invertebrados dominantes son los gasterópodos *P. ulvae* y *B. reticulatum* con densidades que varían entre la ausencia total y valores de 7.495 y 2.583 ind./m^2, respectivamente, dependiendo del año. Especies de crustáceos abundantes en estos fondos vegetados son el isópodo *Cyathura carinata* y las larvas de dípteros, que alcanzan densidades superiores a 700 y 475 ind./m^2, respectivamente, e indican influencia de agua dulce en la zona.

Los crustáceos, poliquetos y moluscos son los grupos de invertebrados más importantes asociados a los zosterales, pero las praderas del norte y noroeste peninsular albergan una gran diversidad de otros grupos, como poríferos, platelmintos, nemertinos, nematodos, oligoquetos, picnogónidos, cnidarios, equinodermos, equinodermos foronídeos, ascidias o briozoos.

Especies amenazadas o de interés: Los zosterales gallegos y cántabros cumplen un importante papel en las relaciones tróficas de los estuarios, atrayendo a numerosas especies amenazadas o de interés de peces, cefalópodos y aves, que acuden a alimentarse, a protegerse o a descansar a estos hábitats. Ejemplos representativos de ello son la presencia en estos zosterales de los caballitos de mar (*Hippocampus guttulatus* e *H. hippocampus*), especies incluidas en el Anexo II del Convenio sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre (CITES, 2002), o *Sepia officinalis*, un recurso económico importante que utiliza las praderas como zonas de puesta (p. ej. *enseada* de San Simón). En el caso de las aves, estos hábitats son importantes para numerosas especies de anátidas y limícolas, muchas de las cuales se alimentan durante el invierno y en los pasos migratorios, directamente de la angiosperma o de forma selectiva sobre algunos de los componentes de la comunidad. Su relevante papel ecológico aparece reflejado, por ejemplo, en el aumento de las poblaciones de aves invernantes (p. ej. ánade silbón, agachadiza) acaecido en las Marismas de Santoña y Noja (Cantabria) ante incrementos de cobertura y densidad de las praderas en los últimos años (Navedo *et al.*, 2007), contribuyendo así a la importancia internacional que algunos de estos humedales poseen.

Atlántico sur peninsular y mar de Alborán

José L. Rueda[1], Javier Urra[2] y Ángel Mateo-Ramírez[2].

[1]Centro Oceanográfico de Málaga, Instituto Español de Oceanografía.

[2]Departamento de Biología Animal, Facultad de Ciencias, Universidad de Málaga.

En el sur de la península ibérica, las comunidades biológicas asociadas a angiospermas marinas han sido estudiadas con distinto grado de detalle en relación a las diferentes especies de angiospermas, la localización de las praderas (mar de Alborán *vs* golfo de Cádiz) o los filos que conforman dichas comunidades. Luque & Templado (2004) realizaron una de las recopilaciones bibliográficas más exhaustivas sobre la composición y, en ciertos casos, la estructura de dichas comunidades para las costas andaluzas, en base a la información obtenida por investigadores de las Universidades de Málaga, Cádiz, Granada, Sevilla, Autónoma de Madrid, el Museo de Ciencias Naturales de Madrid-CSIC o la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, entre otros. En años posteriores, la información sobre aspectos relacionados con la composición y estructura de dichas comunidades, su dinámica anual y variabilidad diurna-nocturna, su relación con variables ambientales y fenológicas, o la biología y ecología de sus especies típicas o dominantes han sido el tema de algunas tesis doctorales y principal de un gran número de trabajos científicos.

Las comunidades estudiadas con mayor detalle hasta la fecha son las de *Posidonia oceanica*, tanto en la parte noroccidental como en la nororiental del mar de Alborán, pero con desigual atención en relación a los distintos grupos faunísticos sobre todo en grupos como moluscos, crustáceos decápodos, equinodermos o peces (García-Raso *et al.*, 1992, 2010; Hergueta, 1996, Templado *et al.*, 2004; Mateo-Ramírez *et al.*, 2015; Urra *et al.*, 2013). Las comunidades asociadas a *Zostera marina* y *Cymodocea nodosa* se han estudiado principalmente en el mar de Alborán y, al igual que ocurre para *P. oceanica*, existe una información mucho más detallada para

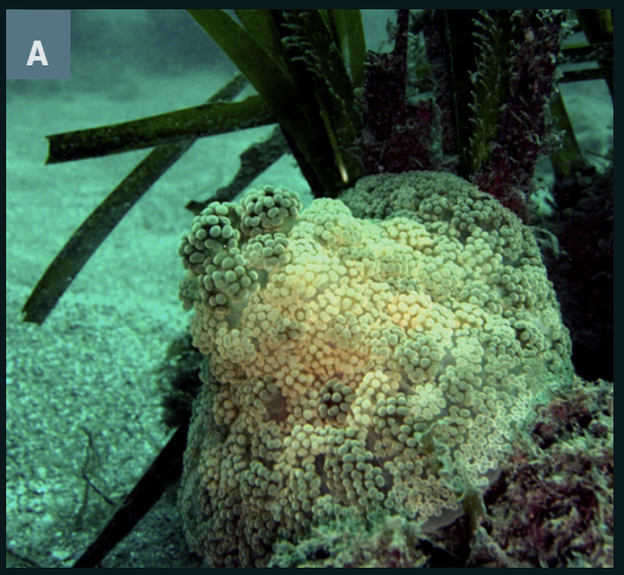
*El diseño y comportamiento del pez mula (*Syngnathus typhle*) es un excelente ejemplo de adaptación a las praderas marinas al tomar el aspecto de una hoja y así poder confundir a los depredadores. Fotografía: Javier Murcia.*

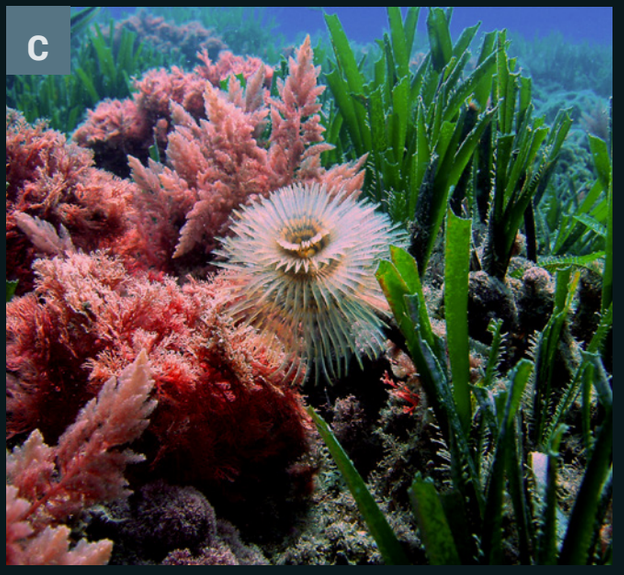
ciertos grupos faunísticos (p. ej. moluscos, decápodos, caprélidos, peces) que para otros representantes, tanto faunísticos (p. ej. poliquetos, equinodermos) como florísticos (Ballesteros *et al.*, 2004; García-Raso *et al.*, 2004; Reina-Hervás *et al.*, 2006a, b; Rueda *et al.*, 2009a, Marina *et al.*, 2012; Mateo-Ramírez & García-Raso, 2012). Las comunidades asociadas a *Zostera noltii* han sido muy poco estudiadas, excepto en determinadas zonas estuáricas del golfo de Cádiz (p. ej. bahía de Cádiz) (Junta de Andalucía, 2002; Pérez-Lloréns & Moreno *et al.*, 2014). Finalmente, la información sobre las comunidades asociadas a *Ruppia* spp. son prácticamente inexistentes.

La biodiversidad asociada a angiospermas marinas del sur peninsular es mayor que en otras zonas de su rango de distribución, debido a la confluencia biogeográfica de especies del norte de Europa, el mar Mediterráneo, las costas occidentales de África o endemismos del sur peninsular (Luque & Templado, 2004; Rueda *et al.*, 2009a; García-Raso *et al.*, 2010; Rueda *et al.*, 2010; Marina *et al.*, 2012; Urra *et al.*, 2013). Un cómputo aproximado de las especies que usan, en algún estadio de su vida, los hábitats conformados por angiospermas marinas en el sur peninsular podría ser superior a las 800 especies, de las cuales algunas están muy ligadas a determinadas especies de angiospermas (p. ej. *Smaragdia viridis, Asterina pancerii*) mientras que otras pueden ser dominantes pero poco selectivas (p. ej. diversas especies de gasterópodos de la familia Nassariidae o decápodos de la familia Hippolytidae). En términos generales, la comunidad asociada a *P. oceanica* es la más compleja y diversa, seguido de las asociadas a *Z. marina*, *C. nodosa* y *Z. noltii*, debido fundamentalmente a la decreciente complejidad estructural del estrato foliar y del rizoma, así como del gradiente batimétrico de dichas especies (Luque & Templado, 2004; Rueda *et al.*, 2009a; Junta de Andalucía, 2012).

Comunidad asociada a *Posidonia oceanica*

Las praderas de *P. oceanica* del mar de Alborán presentan una compleja y diversa comunidad





Invertebrados asociados a praderas de Posidonia oceanica *del sur de España. (Foto A) La actinia* Alicia mirabilis *sobre estrato basal de* Posidonia oceanica *del Parque Nacional "Acantilados de Maro-Cerro Gordo" (Málaga). (Foto B) El bivalvo* Ungulina cuneata*, especie de afinidad subtropical, suele encontrarse asociado al estrato de rizomas de las praderas de* Posidonia oceanica *del litoral occidental de Málaga. (Foto C)* Sabella spallanzanii *es uno de los poliquetos sedentarios más comunes en praderas de* Posidonia oceanica *(PN Acantilados de Maro-Cerro Gordo). (Foto D)* Holothuria *cf.* arguinensis*, holoturia de distribución atlántica que está aumentando su rango de distribución hacia el Mediterráneo, y (Foto E)* Pinna rudis *es un bivalvo incluido en la categoría "vulnerable" en el Libro Rojo de los Invertebrados de Andalucía, y cuya presencia se restringe a la cuenca occidental mediterránea pero puede ser bastante común en praderas de* Posidonia oceanica *del ZEC "Calahonda" (Málaga). Fotografías: Pablo Marina A, C-E; Serge Gofas B.*

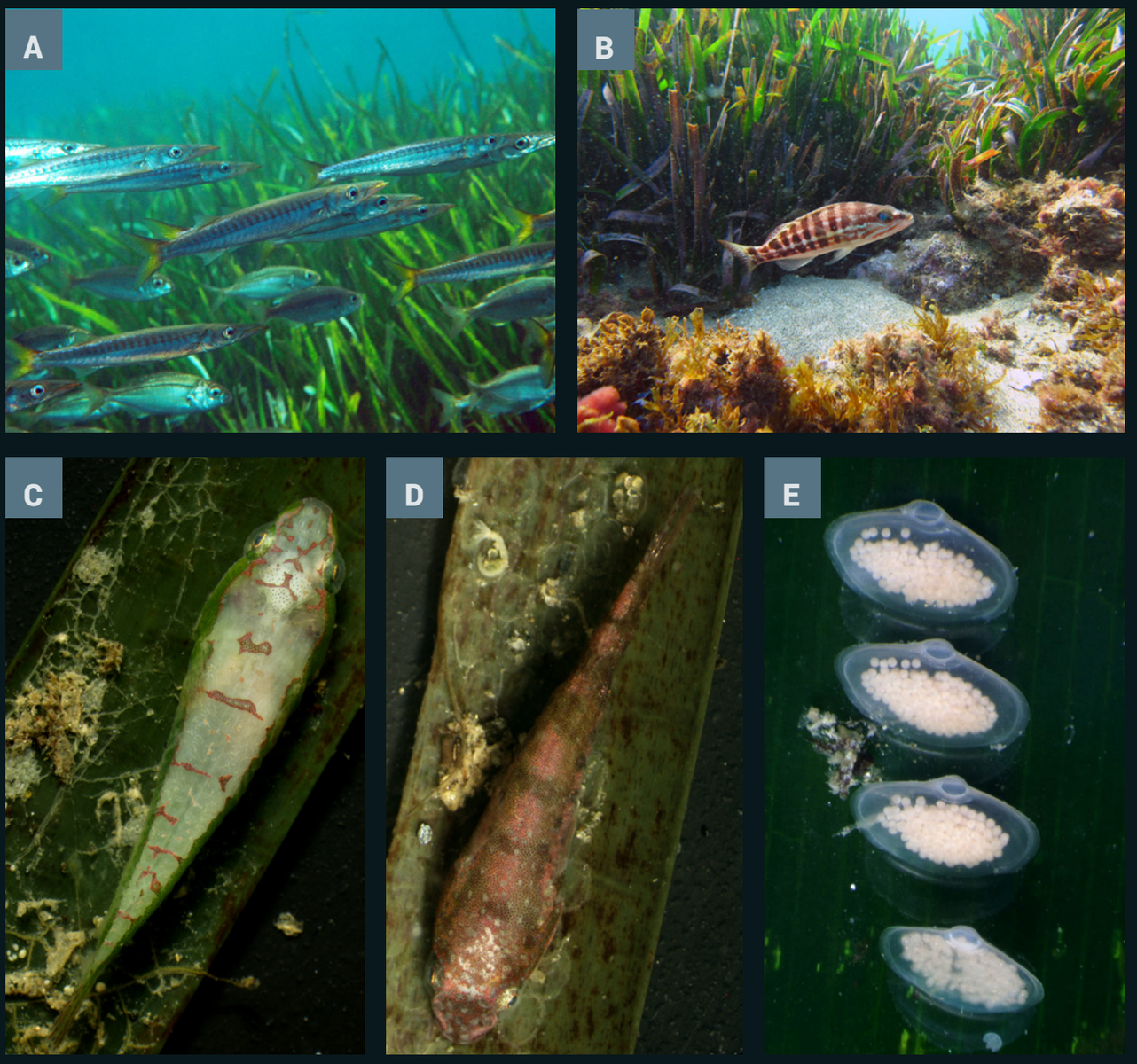
biológica donde destacan, por su elevada riqueza específica, los anélidos poliquetos (240 especies), dominando *Thelepus cincinnatus*, *Chone collaris*, *Syllis columbretensis* y *Amphiglena mediterranea* (San Martin *et al.*, 1990; Torre Gávila, 2008); los moluscos (más de 200 especies), dominando *Nassarius incrassatus, Bittium reticulatum, Gibbula racketti, Nodulus contortus, Tricolia pullus* y *Gibberula miliaria* (García Raso *et al.*, 1992; Hergueta, 1996; Urra *et al.*, 2013); los peces (100 especies) (p. ej. *Gobius* spp., *Symphodus* spp., *Serranus scriba, S. cabrilla, Coris julis, Sarpa salpa*) (Reina-Hervás & Serrano, 1993) y los crustáceos anfípodos (más de 80 especies) (p. ej. *Lysianassa caesarea, Eusiroides dellavallei, Ampelisca pseudospinimana*) o decápodos (más de 50 especies) (p. ej. *Pisidia longimana, Pilumnus hirtellus, Athanas nitescens, Cestopagurus timidus, Calcinus tubularis* y varias especies de las familias Hippolytidae y Alpheidae) (García-Raso, 1990; García-Raso *et al.*, 1992; Silvestre, 2000; Templado *et al.*, 2004; Mateo-Ramírez *et al.*, 2015). Los estudios específicos sobre equinodermos para praderas del mar de Alborán, al igual que ocurre con otros grupos (p. ej. diatomeas, foraminíferos, nemertinos, turbelarios) son muy escasos pero se ha constatado la presencia de los erizos *Paracentrotus lividus, Sphaerechinus granularis* y *Arbaciella elegans*, la pequeña estrella *Asterina pancerii* y las holoturias *Holothuria tubulosa* y *H. polii*, entre otras especies. El componente florístico presenta una buena riqueza de especies, con más de 70 identificadas en el estrato foliar (p. ej. *Colaconema daviesii, Stylonema alsidii, Gayliella flaccida, Dasya corymbifera, Sphacelaria cirrosa, Dictyoya linearis, Cladophora albida*) y más de 80 especies en los rizomas (p. ej. *Mesophyllum alternans, Peyssonnelia rubra, Jania rubens, Valonia utricularis, Flabellia petiolata, Acrosorium, Apoglossum o Aglaothamnion*) (Ballesteros & Catalán, 1983; García-Raso *et al.*, 1992). La dinámica estacional de componentes de la comunidad está fuertemente determinada por la variabilidad anual de las especies dominantes, observándose una mayor abundancia y riqueza específica en los meses de primavera y verano en el caso de los moluscos (Hergueta, 1996; Urra *et al.*, 2013), y en otoño para los Crustáceos Decápodos (Mateo-Ramírez *et al.*, 2015), debido a eventos de tipo reproductor.

El estrato de rizomas de *P. oceanica* es muy complejo, debido a la presencia de concreciones de las rodofíceas bioconstructoras *Mesophyllum alternans* y *M. lichenoides*, que incrementan la complejidad estructural y la presencia de micro-hábitats (García-Raso *et al.*, 1992; Hergueta *et al.*, 2004). Estas concreciones, ausentes en otras especies de angiospermas, suele contener un gran número de especies esciáfilas que se refugian, alimentan y reproducen en este complejo entramado, aumentando aún más si cabe la biodiversidad y el valor de las praderas de *P. oceanica* del mar de Alborán (Hergueta & Salas, 1986; López de la Rosa & García-Raso, 1992; García-Raso *et al.*, 1996; Hergueta, 1996).

En general, las praderas de *P. oceanica* del mar de Alborán suelen contener una alta proporción de especies que son comunes a ambientes esciáfilos, pudiéndo ser raras aquellas comunes de otras zonas del Mediterráneo y exclusivas al estrato foliar de esta angiosperma, como el gasterópodo *Petalifera petalifera*, el pez *Opeatogenys gracilis*, la pequeña estrella *Asterina pancerii*, o el decápodo *Hippolyte inermis* (Templado *et al.*, 2004; Barea-Azcón *et al.*, 2008; García-Raso *et al.*, 2010). Otras especies incluidas en el Catálogo Andaluz de Especies Amenazadas, así como en el Anexo II del Convenio de Barcelona, como *Pinna nobilis* y *Pinna rudis*, pueden ser bastante comunes en las praderas presentes en el mar de Alborán, incluso en aquellas cercanas al estrecho de Gibraltar (García-Raso *et al.*, 2010). Además, la localización geográfica de estas praderas determina la composición de las comunidades con especies tan sólo registradas en praderas de Almería y no en zonas occidentales del mar de Alborán, como son los moluscos *Tricolia speciosa, Rissoa auriscalpium* o *P. petalifera* y el decápodo *Pagurus chevreuxi* (García-Raso *et al.*, 1992). Por otro lado, algunas especies atlánticas habitan las praderas del mar de Alborán, representando sus únicas poblaciones para el Mediterráneo y las costas europeas, como es el caso del bivalvo de afinidad tropical *Ungulina cuneata* y el decápodo *Anapagurus hyndmanni*, ambas especies encontradas en praderas de *P. oceanica* del ZEC "Calahonda" (Mateo-Ramírez *et al.*, 2015; Urra *et al.*, 2013).

Comunidad asociada a *Zostera marina*

Las praderas de *Z. marina* fueron comunes en las costas andaluzas del mar de Alborán hasta hace una década, como por ejemplo las del Paraje Natural Acantilados de Maro y Cerro Gordo (Rueda & Marina, 2009), pero experimentaron una fuerte regresión, quedando actualmente reducidas a



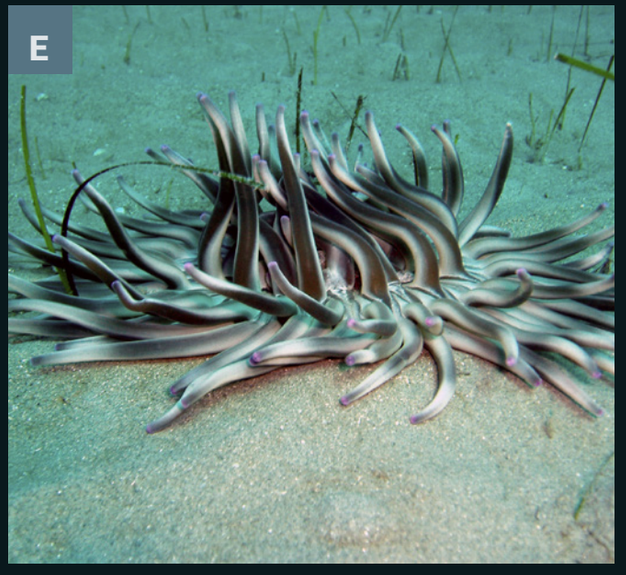
Fauna marina asociada a Posidonia oceanica *del sur de España. (Foto A) La pequeña barracuda* Sphyraena viridensis *y el besugo blanco* Pagellus acarne *en la pradera de* Posidonia oceanica *del Corralete, en el Parque Natural Cabo de Gata-Níjar (Almería). (Foto B)* Serranus cabrilla *en las praderas del ZEC Calahonda (Málaga). (Foto C-D) El gobioesócido* Opeatogenys gracilis *puede cambiar de color en función de la edad de la hoja y de la densidad y tipo de epífitos, se considera una especie rara dentro de la fauna mediterránea, aunque es relativamente frecuente en el ZEC Calahonda. (Foto E) Muchas especies utilizan las praderas de angiospermas marinas como zonas de puesta y alevinaje. En la imagen, una puesta del pequeño gasterópodo* Nassarius incrassatus. *Fotografías: José Antonio Reina Hervás A; Pablo Marina B; Serge Gofas C-E.*

pequeños rodales en zonas muy concretas del litoral de Granada y Almería (Urra *et al.*, 2008; Rueda *et al.*, 2009b; Ibáñez com. pers.; Junta de Andalucía, 2012; ver Capítulo V). Estas praderas se localizaban en fondos blandos pero a profundidades mayores (5-17 metros) que las de otras zonas de la península ibérica (1-10 metros), mostrando sus comunidades biológicas ciertas diferencias con respecto a otras praderas de las costas atlánticas europeas (Rueda *et al.*, 2008a; Rueda *et al.*, 2009b). En el estrato foliar son dominantes los foraminíferos bentónicos, las colonias de hidrozoos (*Coryne* spp.), los gasterópodos *Jujubinus striatus* (debido a su alta y constante actividad reproductora), *Smaragdia viridis* (herbívoro de tejidos epidérmicos de hojas jóvenes de *Z. marina* y *C. nodosa*), *Mitrella minor* (especie que se alimenta de las numerosas puestas de otros organismos), *Rissoa membranacea* o *R. monodonta*, los decápodos del género *Hippolyte*, las colonias del briozoo *Electra pilosa* o del ascidiáceo *Diplosoma spongiforme* y el crinoideo *Antedon mediterranea* (Rodríguez & Cabrera, 2002; García-Raso *et al.*, 2004; Rueda *et al.*, 2008b, c). El gasterópodo *S. viridis* muestra una fuerte asociación con esta planta, prefiriéndola frente a otras especies de angiospermas (p. ej. *Cymodocea nodosa*) (Rueda & Salas, 2007; Rueda *et al.*, 2009c, 2011). Entre los peces, *Opeatogenys gracilis*, endemismo del mar Mediterráneo y sur de Portugal, está vinculado al estrato foliar de esta y otras angiospermas, siendo el teleósteo de menor tamaño del mar Mediterráneo (Reina-Hervás *et al.*, 2006a). La comunidad demersal está conformada fundamentalmente por cefalópodos (p. ej. *Sepia elegans, Sepietta oweniana, Sepiola affinis*) y unas 70 especies de peces (dominando los syngnátidos *Nerophis ophidion* y *Syngnathus* spp.) (Reina-Hervás *et al.*, 2006a; Rueda *et al.*, 2008b). La fauna del estrato foliar y la demersal muestran incrementos de la riqueza específica y abundancia durante el verano y otoño, y especialmente durante la noche, así como fuertes correlaciones positivas con la biomasa foliar (Reina-Hervás *et al.*, 2006; Rueda *et al.*, 2008b; Rueda & Salas, 2008).

En el sedimento colonizado por *Z. marina*, son comunes los cnidarios antozoos que presentan cierta afinidad infaunal, como *Cereus pedunculatus, Condylactis aurantiaca* y *Cerianthus membranaceus*, los poliquetos sedentarios *Sabella spallanzanii, Spiochaetopterus* sp., *Myxicola infundibulum* o *Lanice conchilega*, los gasterópodos carroñeros *Nassarius pygmaeus* y *N. reticulatus* y los bivalvos *Tellina distorta, T. fabula, Lucinella divaricata* o *Solemya togata*, esta última en sedimentos parcialmente anóxicos con alto contenido en materia orgánica de determinadas zonas de las praderas (García-Raso *et al.*, 2004; González *et al.*, 2007; Rueda & Salas, 2008). La endofauna presenta máximos de abundancia en otoño, con especies de bivalvos (p. ej. *Tellina* spp.) que alcanzan altas densidades (~ 2000 ind./m^2) y que están fuertemente correlaccionadas positivamente con el contenido en materia orgánica del sedimento (Rueda & Salas, 2008). Entre los decápodos, las especies dominantes son del género *Liocarcinus, Philocheras echinulatus* o pagúridos como *Diogenes pugilator* y especies del género *Pagurus*. Los equinodermos (p. ej. *Astropecten aranciacus, Coscinasterias tenuispina, Sphaerechinus granularis, Holothuria tubulosa*) son similares a los presentes en praderas de *C. nodosa*, incluyendo especies que además son comunes en fondos blandos adyacentes (García-Raso *et al.*, 2004). Tras la pérdida de praderas de *Z. marina* del mar de Alborán, no sólo se observó una regresión de la epifauna, sino también cambios en la estructura de la endofauna, con un aumento de las densidades de algunas especies de bivalvos (p. ej. *T. distorta, Chamelea gallina*) (Rueda *et al.*, 2009b). Es importante resaltar que la información sobre macroalgas asociadas a ambos estratos de las praderas de *Z. marina* del sur peninsular es prácticamente inexistente (García-Raso *et al.*, 2004), al igual que la de comunidades biológicas (tanto fauna como flora) asociadas a dicha angiosperma en zonas del golfo de Cádiz (p. ej. bahía de Cádiz).

Comunidad asociada a *Cymodocea nodosa*

La composición y ecología de la fauna asociada a *C. nodosa* han sido estudiadas fundamentalmente en el mar de Alborán, documentándose la presencia de unas 200 especies (Ballesteros *et al.*, 2004). Algunos estudios de praderas profundas de las costas de Almería (10-15 m) han documentado 59 especies de peces (dominando *Symphodus cinereus, Bothus podas* y *Syngnathus abaster*) (Reina-Hervás *et al.*, 2006b), 54 spp. de moluscos (dominando *Rissoa monodonta, R. membranacea, Gibbula leucophaea, S. viridis* y *Tricolia tenuis*) (Marina *et al.*, 2012) y 48 spp. de decápodos (dominando *Hippolyte niezabitowski, H holthuisi* e *H. inermis*) (García-Raso *et al.*, 2006). En praderas someras, la riqueza específica puede ser menor, con especies dominantes como el decápodo *H. leptocerus* o los moluscos *Cyclope donovani, Nassarius cuvieri*



Fauna marina asociada a praderas de Zostera *y* Cymodocea *del sur de España. (Foto A)* Nassarius pfeifferi *y (Foto B)* Cerithium vulgatum *sobre praderas intermareales de* Zostera noltii *de la bahía de Cádiz. (Foto C)* Smaragdia viridis *es un pequeño gasterópodo que se alimenta de los tejidos epidérmicos de las hojas de* Zostera marina *y* Cymodocea nodosa*, en la imagen un ejemplar joven ramoneando sobre una hoja de* Cymodocea nodosa *de Caleta de Vélez (Málaga). (Foto D) La ascidia* Phallusia mamillata *y (Foto E) la actinia* Condylactis aurantiaca *son algunas de las especies sésiles que pueden encontrarse en el borde las praderas de* Cymodocea nodosa *del Paraje Natural Acantilados de Maro-Cerro Gordo (Málaga). Fotografías: José L. Rueda A-C; Pablo Marina D y E.*

y *S. viridis* (García-Raso *et al.*, 2006, 2010; Mateo-Ramírez & García-Raso, 2012). Los equinodermos pueden ser abundantes, pero las especies presentes suelen ser las típicas de fondos blandos (*Ophiura texturata, Astropecten* spp., *Holothuria* spp., *Echinocardium mediterraneum*) (Ballesteros *et al.*, 2004). Durante la noche se produce en la pradera un incremento en el número de especies procedentes de fondos adyacentes. Esto se ha observado tanto en el estrato foliar de *C. nodosa*, con la presencia de distintas especies de espáridos o del decápodo *Processa modica*, como en el estrato sedimentario con el gasterópodo *Nassarius cuvierii* (Reina-Hervás *et al.*, 2006b; García-Raso *et al.*, 2006; Marina *et al.*, 2012). Por otro lado, se ha documentado una relación positiva entre la abundancia y la riqueza específica de diferentes grupos de crustáceos con la biomasa o complejidad de la pradera (número de hojas y haces) (González *et al.*, 2008; Mateo-Ramírez & García-Raso, 2012).

*La nacra (*Pinna nobilis*) es un bivalvo gigante endémico del Mediterráneo característico de las praderas de* Posidonia oceanica *y* Cymodocea nodosa*, recientemente incluido en el Catalogo Español de Especies Amenazadas. Fotografía: Javier Ferrer.*

La información sobre ciertos grupos como los crustáceos peracáridos, poliquetos, equinodermos o epífitos de las praderas presentes en el sur Peninsular es muy escasa (Ballesteros *et al.*, 2004, González *et al.*, 2008). No obstante, algunos estudios recientes han mostrado la presencia de los caprélidos *Phtisica marina, Pseudoprotella phasma, Pariambus typicus* o *Caprella acanthifera* (especie atlántica) (González *et al.*, 2008), el erizo irregular *Brissus unicolor* (García-Raso *et al*, 2010), el isópodo *Cymodoce robusta* (Castello & Carballo, 2001), así como algas epífitas ectocarpales (*Acinetospora crinata* y *Ectocarpus siliculosus*), cuyas proliferaciones en verano pueden cambiar la estructura de las asociaciones de moluscos y decápodos (García-Raso *et al.*, 2006; Marina *et al.*, 2012). En el golfo de Cádiz, las comunidades de *C. nodosa* han sido muy poco estudiadas, excepto en praderas del alga *Caulerpa prolifera* que contienen haces dispersos de esta angiosperma en la bahía de Cádiz (Rueda & Salas, 2003).

Comunidad asociada a *Zostera noltii*

En el contexto del sur peninsular, la mayoría de los estudios se han centrado en praderas de zonas estuáricas del Atlántico, si bien esta especie también forma rodales en zonas específicas de las costas mediterráneas andaluzas (Junta de Andalucía 2002, 2012; Moreno & Guirado, 2003; Pérez-Lloréns, 2004c). En relación a otras angiospermas, la información sobre comunidades asociadas a *Z. noltii* es mucho más escasa y tan sólo abarca la composición faunística (Pérez-Lloréns, 2004c), el papel estructural que tienen para la comunidad asociada (González-Ortiz *et al.*, 2010) o la ecología de determinadas especies asociadas (p. ej. *Cerastoderma edule*, *Uca tangeri*) (Brun *et al.*, 2009; González-Ortiz *et al.*, 2014). La fauna parece ser similar a la del norte de la península, dominando los componentes típicos de zonas estuáricas, como son las macroalgas *Gracilaria gracilis* o *Caulerpa prolifera*, los moluscos *Peryngia ulvae, B. reticulatum, Cyclope neritea, Cerithium vulgatum, Nassarius pfeifferi, C. edule, Abra alba* y *Venerupis aurea*, los poliquetos *Arenicola marina, Hediste diversicolor* y *Notomastus* spp., los decápodos *Carcinus maenas, U. tangeri y Palaemon serratus* o los peces *Mullus surmuletus, D. sargus* y *Sparus aurata*,

entre un total de unas 60 especies listadas hasta la fecha (Junta de Andalucía, 2002; Pérez-Lloréns *et al.*, 2004c). En la bahía de Cádiz, las praderas de esta especie proporcionan una mayor abundancia y diversidad de organismos que *C. nodosa*, debido a su mayor densidad de haces (González-Ortiz *et al.*, 2010). Por otro lado, algunos filtradores de tipo comercial (p. ej. *C. edule*) incrementan sus tasas de ingestión debido a la disminución del hidrodinamismo en las praderas de esta angiosperma (Brun *et al.*, 2009).

Mar Mediterráneo

Enric Ballesteros[1] y Jose Templado[2].

[1]Centro de Estudios Avanzados de Blanes, CEAB (CSIC).

[2]Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC).

Las praderas de *Posidonia oceanica* constituyen el ecosistema más emblemático y extendido de los fondos infralitorales mediterráneos y se consideran, junto a los fondos coralígenos, el principal foco de biodiversidad de este mar. Las praderas de las otras dos angiospermas marinas de nuestras costas mediterráneas, *Cymodocea nodosa* y *Zostera noltii*, presentan menor extensión y complejidad, por lo que las comunidades asociadas a ellas están notablemente más simplificadas que las de *Posidonia*. Una detallada información sobre las comunidades de las praderas de angiospermas marinas en las costas mediterráneas españolas se recoge en el libro sobre las "Praderas y bosques marinos de Andalucía", editado por Luque & Templado (2004). A continuación se presenta una breve síntesis de los conocimientos que se poseen sobre dichas comunidades y en la tabla 1.1 se muestra un listado de las principales especies que las caracterizan.

Comunidad asociada a *Posidonia oceanica*

De las tres especies de angiospermas marinas de nuestras costas mediterráneas, las praderas de *P. oceanica* son las que sin duda albergan mayor biodiversidad por ser las más extendidas y las de mayor complejidad estructural. Estas praderas, a pesar de su aparente homogeneidad, constituyen un hábitat muy complejo, rico y diversificado, con una gran cantidad de nichos ecológicos. Como ejemplo de la riqueza biológica de las praderas de *Posidonia*, puede mencionarse que en las de la costa almeriense se han encontrado cerca de 1.000 especies vegetales y animales (Luque & Templado, 2004) y en el litoral de Murcia se han censado más de 150 especies distintas de moluscos (Templado, 1984). A pesar de ello, el conocimiento sobre la comunidad posidonícola en nuestras costas se ha limitado al estudio de unos pocos grupos, como epifitos (Ballesteros, 1987; Romero, 1988; Garcia-Rubies, 2002; Martínez-Crego *et al.*, 2010), poliquetos (San Martín & Viéitez, 1984; Alós & Pereira, 1989; San Martín *et al.*, 1990; Sardà, 1991), moluscos (Templado, 1984; Gacia *et al.*, 2009), crustáceos decápodos (García-Raso, 1990; López de la Rosa & García-Raso, 1992; Manjón-Cabeza & García-Raso, 1994, 1995; García-Raso *et al.*, 1996), crustáceos misidáceos (Barberá-Cebrián *et al.*, 2001) y peces (Reñones *et al.*, 1995; Jiménez *et al.*, 1996, 1997; Valle *et al.*, 2001; Garcia-Rubies & Corbera, 2002; Moranta *et al.*, 2006; Cardona *et al.*, 2007; Deudero *et al.*, 2008).

Dentro de estas praderas podemos distinguir dos estratos con diferentes características: el de las hojas y el de los rizomas. El estrato foliar constituye un hábitat relativamente efímero e inestable (las hojas se van renovando continuamente), sometido a un continuo movimiento por el hidrodinamismo y a la acción de ramoneo de algunas especies, principalmente las salpas (*Salpa salpa*) y los erizos (*Paracentrotus lividus*). Sobre las hojas se instala una comunidad propia de ambientes bien iluminados. Por otro lado, el estrato de rizomas y la mata asociada constituyen un medio muy estable y de gran complejidad, pudiendo alcanzar un grosor considerable y albergar una gran diversidad de nichos ecológicos. Como las praderas de *P. oceanica* pueden instalarse tanto sobre sustratos arenosos como rocosos, ello influye notablemente en el poblamiento de los rizomas. En las instaladas sobre fondos de arena, los rizomas están en su mayor parte enterrados y el poblamiento animal que los ocupa corresponde en gran medida a especies características de los sustratos blandos. Por otro lado, en las praderas situadas sobre sustratos rocosos, los rizomas están más libres de sedimentos y dejan muchos recovecos, que son poblados por especies esciáfilas (propias de ambientes umbríos) características de sustratos duros. En definitiva, son las especies ligadas

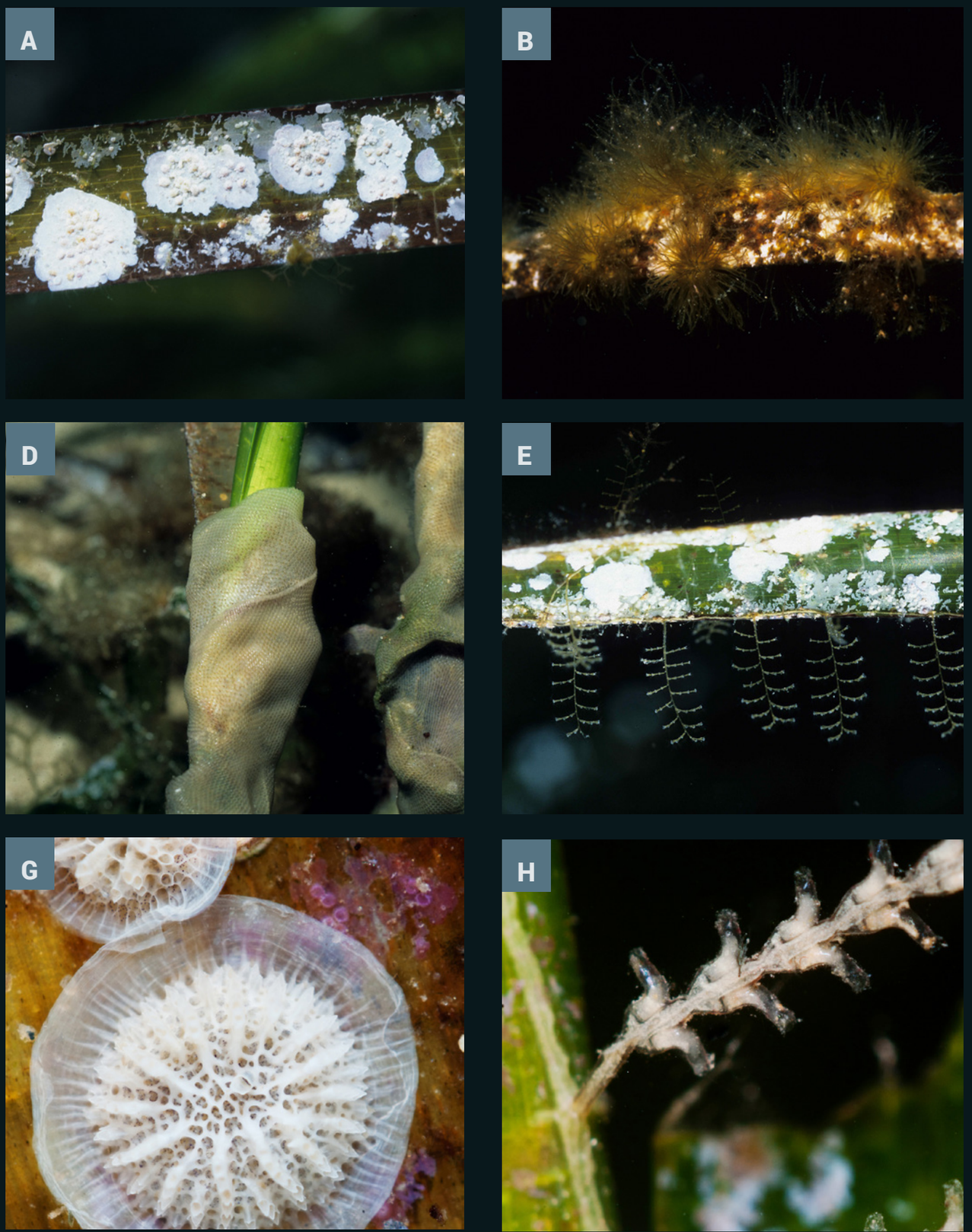
Algunas especies características de las praderas de Posidonia oceanica*,* Cymodocea nodosa *(estrato foliar) y* Zostera noltii*. No se incluyen especies que aún siendo frecuentes en estas praderas, son más características de otros hábitats.*

Tabla 1.1

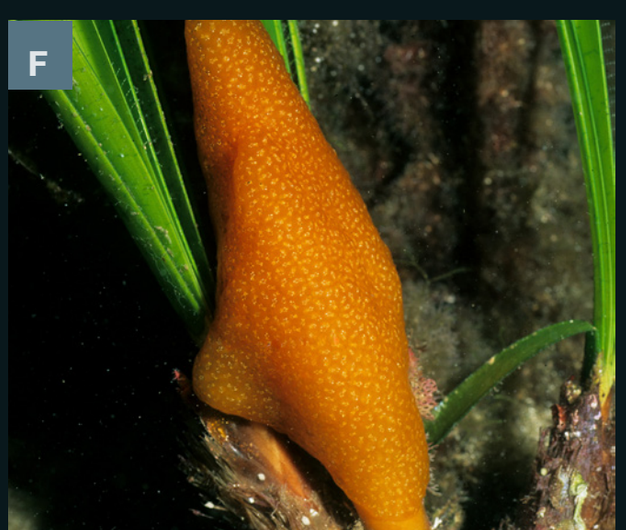
Posidonia oceanica

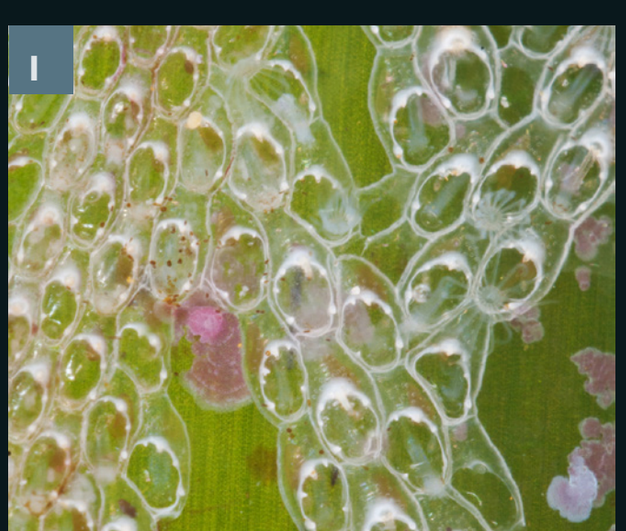
ALGAS	**ISÓPODOS**
Pneophyllum fragile Kützing, 1843 *Hydrolithon farinosum* (J.V.Lamouroux) D.Penrose & Y.M. Chamberlain, 1993 *Hydrolithon cruciatum* (Bressan) Y.M. Chamberlain, 1994 *Titanoderma pustulatum* (J.V.Lamouroux) Nägeli, 1858 *Myrionema orbiculare* J. Agardh, 1848 *Giraudia sphacelarioides* Derbès & Solier, 1851 *Cladosiphon cylindricus* (Sauvageau) Kylin, 1940 *Cladosiphon irregularis* (Sauvageau) Kylin, 1940 *Dictyota implexa* (Desfontaines) Lamouroux, 1809	*Cymodoce truncata* (Leach, 1814) *Limnoria mazzellae* Cookson y Lorenti, 2001 *Idotea hectica* (Pallas, 1772)
CNIDARIOS	**DECÁPODOS**
Clytia haemisphaerica (Linnaeus, 1767) *Campanularia assymetrica* (Stechow, 1919) *Plumularia obliqua* (Johnson, 1847) *Aglaophenia harpago* von Schneck, 1965 *Sertularia perpusilla* Stechow, 1919 *Paranemonia cinerea* (Contarini, 1844) *Paractinia striata* (Risso, 1826)	*Hippolyte inermis* Leach, 1815 *Hippolyte longirostris* (Czerniavsky, 1868) *Hippolyte leptocerus* (Heller, 1863)
POLIQUETOS	**BRIOZOOS**
Platynereis dumerilii (Audouin y Milne-Edwards, 1833) *Lysidice ninetta* Audouin y Milne-Edwards, 1833 *Nematonereis unicornis* (Grube, 1840)	*Electra posidoniae* Gautier, 1957 *Fenestrulina joannae* (Calvet, 1902) *Chorizopora brongniartii* (Audouin, 1826) *Disporella hispida* (Fleming, 1828) *Lichenopora radiata* (Audouin, 1826)
GASTERÓPODOS	**EQUINODERMOS**
Gibbula umbilicaris (Linnaeus, 1758) *Gibbula ardens* (Salis Marschlins, 1793) *Jujubinus exasperatus* (Pennant, 1777) *Tricolia pullus* (Linnaeus, 1758) *Tricolia speciosa* (von Mühlfeldt, 1824) *Tricolia tenuis* (Michaud, 1829) *Rissoa auriscalpium* (Linnaeus, 1758) *Rissoa variabilis* (von Mühlfeldt, 1824) *Rissoa ventricosa* Desmarest, 1814 *Rissoa violacea* Desmarest, 1814 *Petalifera petalifera* (Rang, 1828) *Limenandra nodosa* Haefelfinger & Stamm, 1958	*Asterina pancerii* (Gasco, 1870)
BIVALVOS	**PECES**
Pinna nobilis Linnaeus, 1758	*Opeatogenys gracilis* (Canestrini, 1864) *Syngnathus typhle* Linnaeus, 1758 *Syngnathus acus* Linnaeus, 1758 *Sarpa salpa* (Linnaeus, 1758) *Diplodus annularis* (Linnaeus, 1758) *Labrus viridis* Linnaeus, 1758 *Symphodus rostratus* (Bloch, 1797) *Symphodus mediterraneus* (Linnaeus, 1758)
MISIDÁCEOS	
Anchialina agilis (G.O. Sars, 1877) *Leptomysis posidoniae* Whittmann, 1896 *Mysidopsis gibbosa* G.O. Sars, 1864 *Siriella clausi* G.O. Sars, 1877	

	Cymodocea nodosa		***Zostera noltii***
	ALGAS	**DECÁPODOS**	**POLIQUETOS**
	Pneophyllum fragile Kützing, 1843 *Hydrolithon farinosum* (J.V.Lamouroux) D.Penrose & Y.M.Chamberlain, 1993 *Hydrolithon cruciatum* (Bressan) Y.M. Chamberlain, 1994 *Ectocarpus siliculosus* (Dillwyn) Lyngbye, 1819 *Acinetospora crinita* (Carmichael) Sauvageau, 1899	*Hippolyte niezabitowskii* d'Udekem d'Acoz, 1996 *Processa modica* Williamson & Rochanaburanon, 1979	*Hediste diversicolor* (O.F. Müller, 1776) *Euclymene oerstedi* (Claparède, 1863)
	CNIDARIOS	**PECES**	**MOLUSCOS**
	Plumularia obliqua (Johnson, 1847) *Arachnanthus nocturnus* den Hartog, 1977 *Paranemonia cinerea* (Contarini, 1844) *Bunodeopsis strumosa* Andrès, 1881	*Opeatogenys gracilis* (Canestrini, 1864) *Nerophis ophidion* (Linnaeus, 1758) *Symphodus cinereus* (Bonnaterre, 1788	*Bittium reticulatum* (Da Costa, 1778) *Hydrobia ulvae* (Pennant, 1777) *Rissoa similis* Scacchi, 1836 *Pusillina philippi* (Aradas & Maggiore, 1844) *Loripes lacteus* (Linnaeus, 1758)
	GASTERÓPODOS		
	Gibbula leucophaea (Philippi, 1836) *Jujubinus gravinae* (Dautzenberg, 1881) *Jujubinus striatus* (Linnaeus, 1758) *Smaragdia viridis* (Linnaeus, 1758) *Tricolia tenuis* (Michaud, 1829) *Rissoa monodonta* Philippi, 1836 *Rissoa membranacea* (Montagu, 1803)		
	BIVALVOS		
	Parvicardium exiguum (Gmelin, 1791)		
	MISIDÁCEOS		
	Siriella armata (Milne-Edwards, 1837) *Leptomysis buergii* Bacescu, 1966		
	ANFÍPODOS		
	Apherusa chiereghinii Giordani- Soika, 1949 *Peltocoxa marioni* Catta, 1875		



Epífitos de hojas y rizomas de praderas de Posidonia oceanica del levante y noreste peninsular y Baleares. ALGAS: (foto A) Hydrolithon farinosum*, (foto B)* Giraudia sphacelarioides*, (foto C)* Cladosiphon cylindricus. *FAUNA: (foto D)* Calpensia nobilis *(briozoo), (foto E)* Aglaophenia harpago *(hidrozoo), (foto F)* Pseudodistoma crucigaster *(ascidia), (foto G)* Lichenopora radiata *(briozoo), (foto H)* Sertularia *perpusilla (briozoo), (foto I)* Electra posidoniae *(briozoo). Fotografías: Enric Ballesteros A-F; Javier Murcia G-I.*





al estrato foliar las que mejor caracterizan a la comunidad posidonícola por la singularidad de este medio, mientras que en los rizomas conviven especies propias de muy diversos hábitats costeros, donde pueden encontrarse todos los grupos de organismos presentes en los fondos infralitorales mediterráneos.

Es preciso señalar que buena parte de las especies móviles que viven en las praderas presentan marcados ritmos de actividad diaria. Ello implica que durante las horas de inactividad (normalmente durante el día) estas especies permanecen refugiadas en los rizomas, desplazándose a las hojas en los periodos de actividad para la búsqueda de alimento. Asimismo, muchas especies del plancton, como los copépodos, que durante las horas de luz se encuentran dispersos en la columna de agua, por la noche pueden descender al follaje de la pradera. Por tanto, no puede hablarse de compartimentos estancos dentro de las praderas, sino que hay un considerable trasiego de especies entre los rizomas y las hojas, o entre éstas y la columna de agua y hábitats circundantes.

Las hojas de las praderas suponen una enorme superficie colonizable por los organismos epibiontes y por la que se desplazan los animales móviles. Obviamente, y dado que las hojas se renuevan continuamente, se trata de una comunidad muy dinámica, formada en su mayor parte por especies pequeñas y de ciclo de vida corto y que muestran una acusada estacionalidad ligada al ciclo fenológico de las praderas. Entre los organismos sésiles dominan las algas, pero también están presentes cnidarios, poliquetos, briozoos y tunicados. Entre los organismos móviles los grupos dominantes son poliquetos, crustáceos, gasterópodos, nematodos, turbelarios, equinodermos y peces.

Los tejidos verdes y jóvenes de las hojas comienzan a ser colonizados a los pocos días por cianobacterias y otras bacterias, por diatomeas y por algunos otros microorganismos, como hongos, ciliados o propágulos de algas. Se constituye así una película microbiana denominada perifiton, sobre la que se instala progresivamente una sucesión de organismos macroscópicos, visibles a simple vista, denominados epifitos.

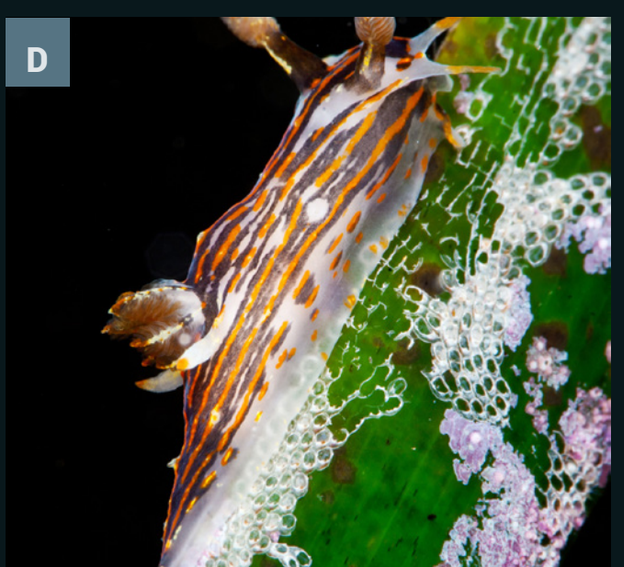
Sobre esta película microbiana, pronto comienzan a instalarse diversas algas (más de 70 especies pueden encontrarse en las praderas del levante

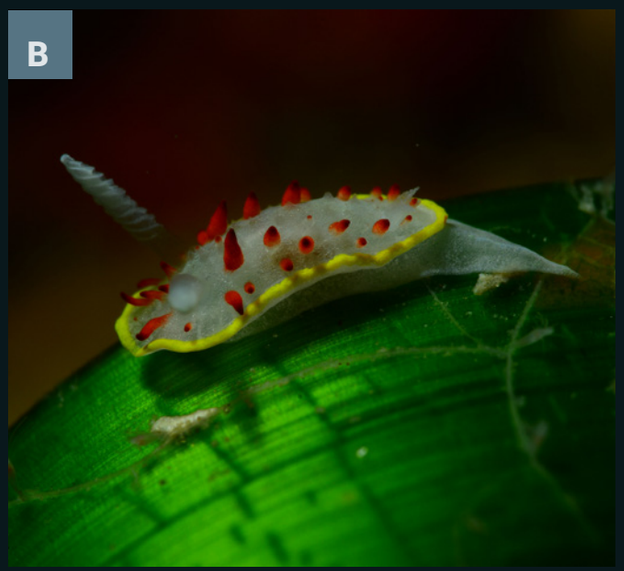
español) y algunas especies de hidroideos y de briozoos. Entre las algas predominan las formas incrustantes, como las coralinales *Pneophyllum fragile, Hydrolithon farinosum, Titanoderma pustulatum*, y la feofícea *Myrionema orbiculare*. Estas costras algales llegan a formar un recubrimiento prácticamente continuo que sirve de sustrato para el asentamiento de un gran número de otras especies, entre las que destacan las pequeñas feofíceas *Giraudia sphacelarioides* y *Cladosiphon cylindricus*.

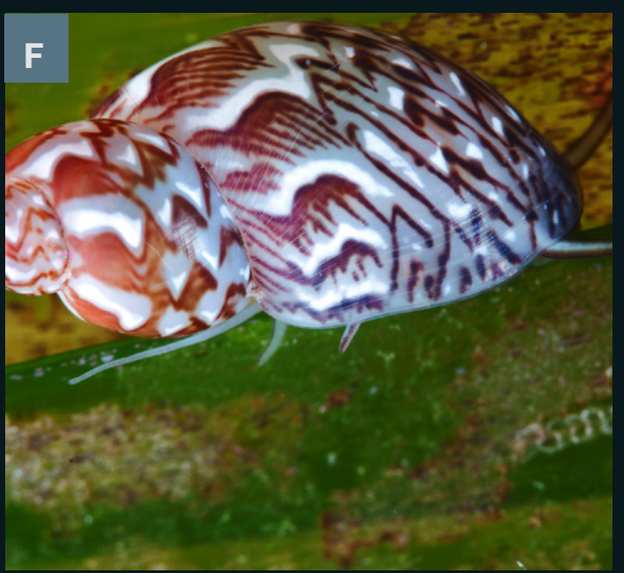
Entre los animales sésiles de las hojas, los más característicos son algunas pequeñas especies de briozoos e hidroideos, muy adaptados a este ambiente. Los briozoos pueden tener formas incrustantes irregulares (*Fenestrulina joannae* o *Chorizopora brongniartii*), circulares, como las de la familia Lichenoporidae (*Lichenopora radiata, Disporella hispida*), o de disposición más o menos lineal o dendriforme en el caso de *Electra posidoniae*. Por su parte, entre las especies más abundantes de hidroideos hay que destacar a *Sertularia perpusilla, Plumularia obliqua, Aglaophenia harpago, Clytia hemisphaerica, Antenella secundaria* y *Campanularia assymetrica*. También algunos actiniarios pueden encontrarse de forma más ocasional sobre las hojas, como *Paractinia striata* o *Paranemonia cinerea*. Asimismo, hay que señalar la presencia ocasional sobre las hojas de ascidias coloniales (*Botryllus schlosseri*, *Didemnum* spp., principalmente).

La fauna móvil ligada al estrato foliar de las praderas está formada mayoritariamente por especies de pequeño tamaño que se alimentan del perifiton y de los epifitos que recubren las hojas, por lo que contribuyen en buena medida a regular su crecimiento y benefician a la planta. Los grupos predominantes son crustáceos (sobre todo anfípodos, decápodos e isópodos), moluscos gasterópodos y, en menor medida, poliquetos, nematodos, platelmintos y equinodermos. La mayor parte de estas especies son microherbívoros poco especializados.

Entre los crustáceos más característicos de las hojas se encuentran los pequeños camarones del género *Hippolyte*, perfectamente adaptados a vivir entre las hojas sobre las que presentan una coloración muy críptica. Por la noche se incorporan al estrato foliar muchas otras especies, ya sean procedentes de los rizomas, como de fondos colindantes. Los isópodos cuentan también con algunas de las especies más caracterís-







Moluscos de hojas de Posidonia oceanica *del levante y nordeste peninsular y Baleares. GASTERÓPODOS: (foto A)* Cuthona caerulea*, (foto B)* Diaphorodoris papillata*, (foto C)* Flabelina babai*, (foto D)* Polycera quadrilineata*, (foto E)* Rissoa auriscalpium*, (foto F)* Tricolia speciosa*, (foto G)* Calliostoma laugieri*. BIVALVOS: (foto H)* Lyssopecten hyalinus*. Fotografías: Javier Ferrer A-C; Javier Murcia D-H.*

Dos maestros del camufaje sobre las hojas de Posidonia oceanica***: el opistobranquio*** Petalifera petalifera ***y el pez*** Opeatogenys gracilis***. Fotografías: Javier Murcia.***

ticas de las hojas de *Posidonia*, como son *Idotea hectica* y *Cymodoce truncata*. La primera de estas especies es una de las más emblemáticas del estrato foliar de las praderas. Por su forma (larga y aplanada) y color (verde con un jaspeado irregular blanquecino o rosado) se asemeja a un trozo de hoja y resulta perfectamente críptica sobre ellas. Además, es una de las pocas especies capaz de ingerir entre su alimento fragmentos de hojas de *Posidonia*.

Los moluscos presentes en el estrato foliar son

Fauna asociada al estrato foliar de Posidonia oceanica*: (foto A)* Paractinia striata *(actinia), (foto B)* Paranemonia cinerea *(actinia), (foto C)* Asterina phylactica *(equinodermo), (foto D) Ascidia colonial* Didemnum coccineum*, (foto E)* Psammechinus microtuberculatus *(equinodermo), (foto F)* Astropecten spinulosus *(equinodermo). Fotografías: Javier Ferrer A y D; Javier Murcia: B, C, E y F.*

en su casi totalidad gasterópodos. Dentro de ellos, los más abundantes y característicos son los de los géneros *Rissoa, Jujubinus* y *Tricolia*. Es de destacar también el opistobranquio *Petalifera petalifera*, especie estrictamente ligada a las hojas de *Posidonia oceanica*, de cuerpo muy aplanado y coloración críptica.

A este contingente de especies que vive más o menos de forma permanente sobre las hojas se suman durante la noche otra serie de ellas procedentes de los rizomas, entre las que destacan *Columbella rustica* y *Chauvetia mamillata*. Mención especial merece la nacra, *Pinna nobilis*, el mayor molusco del Mediterráneo (puede superar los 80 cm de longitud), que vive con el tercio inferior anclado entre los rizomas y con su parte superior sobresaliendo entre el estrato foliar. Este gran bivalvo, es otra de las pocas especies de invertebrados marinos incluidos en el Catálogo Español de Especies Amenazadas.

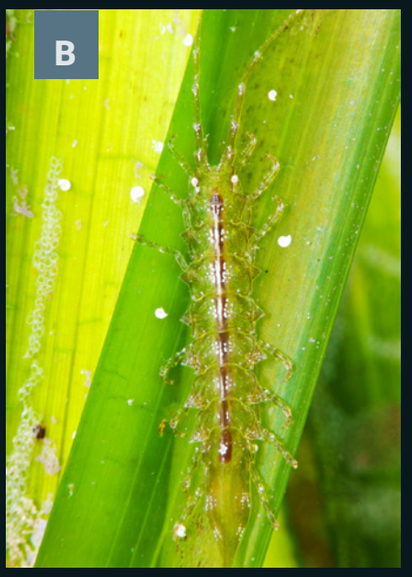
Entre los equinodermos, la única especie que puede considerarse estrictamente ligada a las praderas de *Posidonia* es la pequeña estrella *Asterina pancerii*, incluida también en el Catálogo Español de Especies Amenazadas. Sin embargo, en algunas praderas la especie más abundante es el erizo común, *Paracentrotus lividus*. Aunque se trata de una especie característica de las comunidades de algas fotófilas, también puede presentar importantes poblaciones en las praderas, sobre las que ejercen una notoria actividad ramoneadora.

Otra de las especies más singulares de las praderas es el diminuto pez ventosa *Opeatogenys gracilis*, de intensa coloración verde, por lo que se camufla muy bien sobre las hojas. También presentan una notable capacidad de camuflaje entre el follaje de las praderas los singnátidos, entre los que destacan *Syngnathus thyple* y *S. acus*. Otros peces nadadores muy característicos de las praderas son los lábridos, especialmente *Simphodus rostratus, S. cinereus, S. mediterraneus* y *Labrus viridis*, y los espáridos *Sarpa salpa*, cuyos característicos cardúmenes de hasta más de quinientos ejemplares ramonean sobre las hojas de las praderas durante las horas de luz, y *Diplodus annularis*. Aparte de estas especies que pueden considerarse como residentes, más o menos permanentes de las praderas, buena parte de los peces de los fondos infralitorales mediterráneos pueden encontrarse sobre las praderas con mayor o menor frecuencia.

Comunidad asociada a *Cymodocea nodosa* y *Zostera noltii*

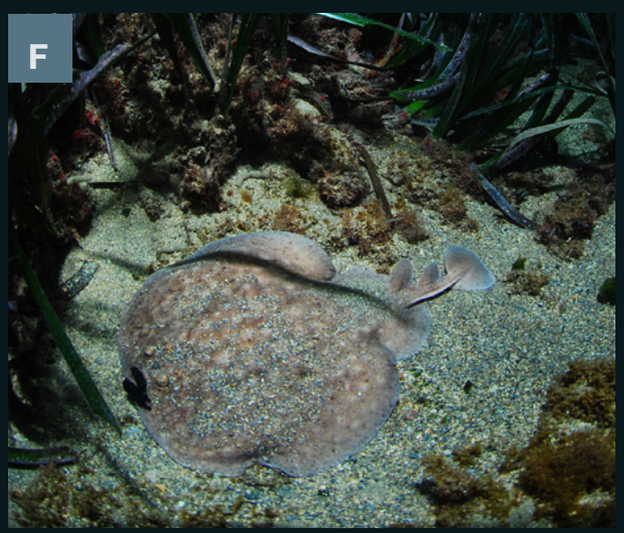
Apenas existen estudios específicos sobre las especies asociadas a estas angiospermas en nuestras costas; como excepciones pueden citarse los trabajos de García-Raso *et al.* (2006), Verdiell-Cubedo (2007) y Marina *et al.* (2012). La comunidad de organismos asociada a las praderas de *C. nodosa* es similar a la de *P. oceanica*, pero está notablemente empobrecida con respecto a ésta, debido a su menor complejidad estructural. En lo que se refiere al poblamiento de los rizomas, las diferencias son más acusadas, pues en *Cymodocea* los rizomas son mucho más finos que en *Posidonia* y forman un entramado laxo, que está totalmente ocupado por sedimentos. Por tanto, puede concluirse que mientras el estrato foliar de las praderas de *Cymodocea* presenta una serie de especies en común con las de *Posidonia*, la comunidad asociada al estrato de rizomas tiene mayor similitud con la de los fondos sedimentarios próximos. Sin embargo, hay que resaltar que en las praderas de *C. nodosa*, además de las especies compartidas con las praderas de *Posidonia* y los fondos sedimentarios, existen algunas otras que son características propias. Por otro lado, la comunidad asociada a esta planta no es homogénea, sino que se observa en ella variaciones en función de la localidad geográfica o ambiente en el que se encuentre, ya que esta planta puede crecer en un amplio rango de condiciones ambientales, la comunidad asociada varía notablemente según se sitúe en ambientes lagunares o en los niveles inferiores del infralitoral. Entre las especies que muestran una marcada preferencia por el estrato foliar de estas praderas se encuentran diversos moluscos, como el bivalvo *Parvicardium exiguum* o los gasterópodos *Smaragdia viridis, Gibbula ardens, Gibbula leucophaea, Jujubinus striatus, Tricolia tenuis, Rissoa membranacea* y *Rissoa monodonta*.

Las praderas de *Z. noltii* son propias de ambientes muy someros. En ocasiones forma praderas mixtas con *C. nodosa*, pero más frecuentemente con la clorófita *Caulerpa prolifera*. La comunidad asociada es ya más propia de los fondos fangosos de ambientes lagunares, aunque el estrato foliar de estas praderas mantiene algunas especies en común con las de *Cymodocea*. Entre las especies más comunes en las hojas destaca el pequeño gasterópodo *Rissoa similis*, mientras que *Hydrobia ulvae* y *Bittium reticulatum* dominan



Los crustáceos decápodos y los isópodos son habitantes casi invisibles de las praderas de Posidonia oceanica*, no solo por su pequeño tamaño, sino también por las variadas y originales estrategias de camuflaje que han adoptado. (Foto A)* Hippolyte inermis*, (foto B)* Stenosoma appendiculatum*, (foto C)* Hippolyte *sp., (foto D)* Palaemon serratus *y (foto E)* Pisa *sp. deshaciéndose de la muda. Fotografías: Javier Murcia A-D; César Cachón E.*

Algunas especies de la ictiofauna de las praderas de Posidonia oceanica *del levante y noreste peninsular y Baleares. (Foto A)* Labrus viridis*, (foto B)* Scorpaena porcus*, (foto C)* Nerophis maculatus*, (foto D)* Opeatogenys gracilis*, (foto E)* Symphodus rostratus*, (foto F)* Torpedo marmorata*, (foto G)* Labrus merula*, (foto H)* Symphodus tinca *y (foto I)* Serranus scriba*. Fotografías: Javier Murcia A-D; Javier Ferrer E-I.*



entre los detritos vegetales que se acumulan en sus bases. En el sedimento ocupado por los rizomas la especie más abundante suele ser el bivalvo *Loripes lacteus*.

Islas Canarias

Fernando Tuya y Fernando Espino.

Grupo en Biodiversidad y Conservación, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.

En las islas Canarias, aunque están presentes otras especies de angiospermas marinas (*Halophila decipiens* y *Zostera noltii*), las praderas de *Cymodocea nodosa*, popularmente conocidas como "sebadales", son las más importantes en complejidad y extensión y, por tanto, las que juegan un papel más relevante en términos de biodiversidad, no sólo desde el punto de vista de la conservación, sino también desde un punto de vista socioeconómico ya que muchas especies de interés pesquero dependen de estas praderas en parte o todo su ciclo de vida. Además, apenas existe información de las comunidades asociadas a *H. decipiens* y *Z. noltii*, de forma que el contenido de este apartado se refiere principalmente a la comunidad asociada a las praderas de *C. nodosa*.

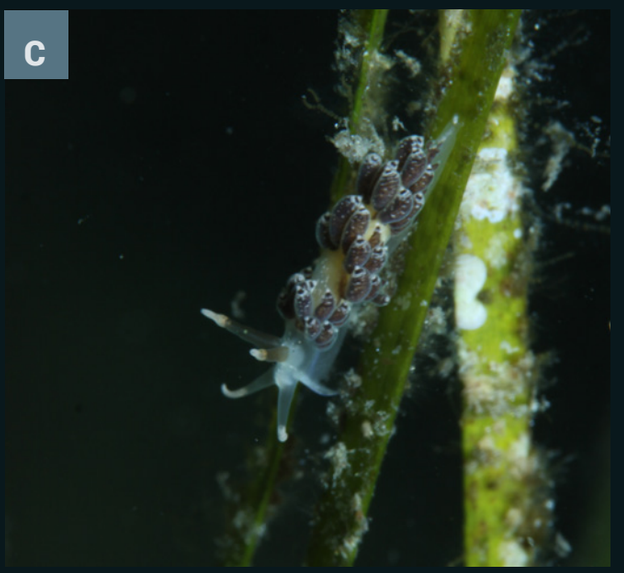
Comunidad asociada a *Cymodocea nodosa*

Una síntesis de los conocimientos sobre la comunidad asociada a los sebadales canarios se recoge en la publicación de Espino *et al.* (2008). Las hojas de *C. nodosa* permiten el crecimiento de algas epífitas, la mayoría de las cuales son estacionales, localizándose durante determinadas épocas del año (Reyes, 1993). Además, estas algas pueden crecer sobre rizomas y raíces que quedan al descubierto. En Canarias, se han detectado 53 especies de algas epífitas en *C. nodosa* (Reyes & Sansón, 1996); con dominio de las algas rojas, seguidas por pardas, verdes y cianofitas. Las algas epífitas contribuyen significativamente al aumento de la producción primaria del ecosistema y desempeñan un papel importante en la cadena trófica, ya que son consumidas por otros organismos. En determinados sectores del archipiélago, las poblaciones de *C. nodosa* pueden aparecer mezcladas con otra especies de macrófitos bentónicos, en particular

con *H. decipiens*, o con las algas verdes *Caulerpa prolifera*, *C. cylindracea* y *Penicillus capitatus*.

Desde el punto de vista faunístico, muchos grupos de invertebrados están presentes en las praderas de *C. nodosa* de Canarias, tales como esponjas, cnidarios, nemertinos, anélidos poliquetos, crustáceos, moluscos, briozoos y equinodermos. De éstos, son los crustáceos epifaunales -aquellos que se desplazan entre la bóveda foliar- el grupo funcional más numeroso, alcanzando densidades de hasta unos 1000 ind./m^2, con una densidad media de especies que ronda las 6 especies/m^2 (Png-González *et al.*, 2014). La mayor parte (alrededor del 70%) de estos crustáceos son anfípodos, destacando dentro de los gammáridos las especies *Microdeutopus stationis, Dexamine spinosa, Aora spinicornis, Ampithoe ramondi, Ischyrocerus inexpectatus* y *Apherusa bispinosa* (Png-González *et al.*, 2014). Por otra parte, y dentro de los caprélidos, destacan en abundancia *Mantacaprella macaronensis* y *Pseudoprotella phasma*. Los misidáceos, además, forman grandes agrupaciones (enjambres) de individuos en los márgenes de las praderas, principalmente en primavera y verano, consumiendo materia orgánica (restos de hojas y rizomas); constituyen el grupo más representativo y abundante del suprabentos –organismos que se desplazan por encima de la bóveda foliar (Herrera *et al.*, 2014).

Son también importantes los moluscos, en particular los gasterópodos prosobranquios, con abundancias medias de unos 70 ind./m^2, entre los que destaca *Smaragdia viridis*, por su notable adaptación a estas praderas, así como las especies del género *Jujubinus* spp. A su vez, los bivalvos son muy frecuentes, destacando especies como la almeja *Mactra corallina* y algunas especies de cárdidos. Los gusanos, en particular los anélidos poliquetos, son otro de los grupos más abundantes de la infauna –organismos que viven dentro del sustrato (Brito *et al.*, 2005). En términos de abundancia y riqueza de especies, las familias más importantes son Syllidae, Paraonidae y Spionidae. Existen tanto especies vágiles que se desplazan por la superficie del sedimento (*Hermodice carunculata*), como sedentarias (*Diopatra neapolitana, Sabella pavonina, Ditrupa arietina, Myxicola infundibulum* y *Megalomma vesiculosum*) que construyen tubos en el interior del sedimento. Otro grupo de organismos sésiles son los cnidarios; sobre las hojas



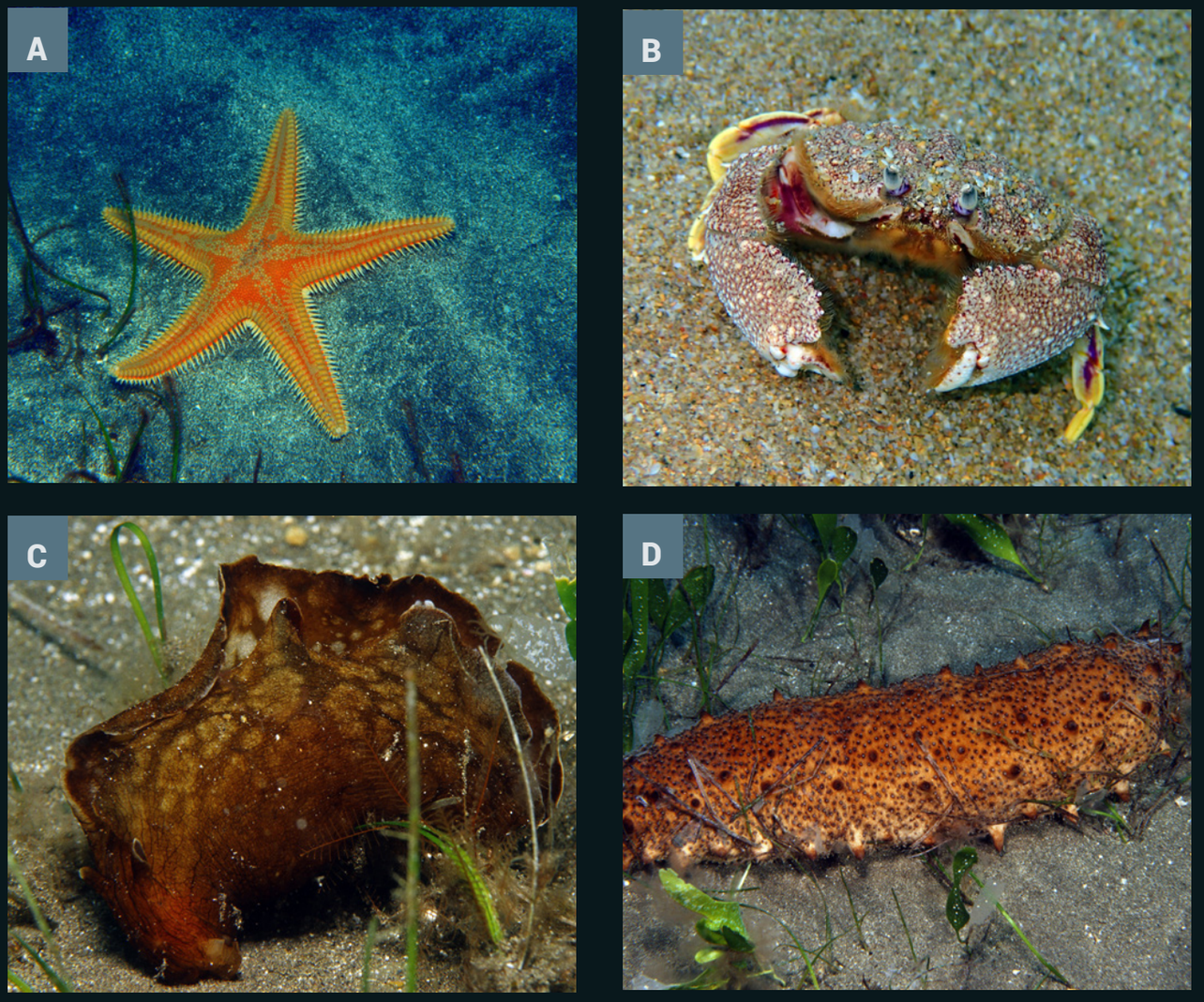
Algunas especies de fauna asociada a las praderas de Cymodocea nodosa *y* Zostera noltii *en el levante y noreste peninsular y en Baleares: (foto A)* Smaragdia viridis *(gasterópodo), (foto B)* Siriella *sp. (misidáceo), (foto C)* Favorinus branchialis *(opistobranquio), (foto D)* Mullus surmuletus *(juvenil de salmonete), (foto E)* Astropecten *sp. y* Echinocardium mediterraneum *(equinodermos), (foto F)* Symphodus cinereus *(lábrido), (foto G)* Xyrichtys novacula *(Raó) y (foto H)* Holothuria *sp. (equinodermo). Fotografías: Javier Ferrer A, B, D y G; César Cachón C; Javier Murcia F; Juan M. Ruiz E y H.*

se pueden localizar las anémonas *Bunodeopsis strumosa* y *Anemonia melanaster*, mientras que entre los haces y sobre el substrato arenoso las especies más frecuentes son *Anemonia sulcata* y los ceriantarios *Isarachnanthus maderensis* y *Pachycerianthus dorhni*. Sobre las hojas es muy frecuente observar colonias de hidrozoos, sobre todo distintas especies del género *Aglaophenia*.

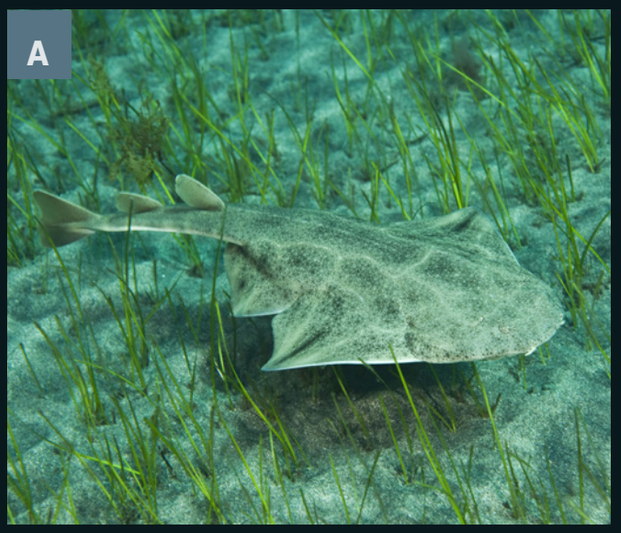
Menos abundantes, pero sumamente llamativos, son ciertos elementos faunísticos de la megafauna; entre ellos destacan equinodermos, como la ofiura *Amphipholis squamata*, el erizo irregular *Echinocyamus pusillus* (cuyos caparazones pueden observase sobre el substrato cuando mueren), el erizo regular de púas romas *Sphaerechinus granularis* y holoturias como *Holothuria arguinensis*, que ingieren la arena para obtener de ella la materia orgánica que les sirve de alimento (Navarro *et al.*, 2014). Entre las estrellas, son frecuentes la estrella de brazos múltiples (*Coscinasterias tenuispina*) y la estrella peine (*Astropecten aranciacus*).

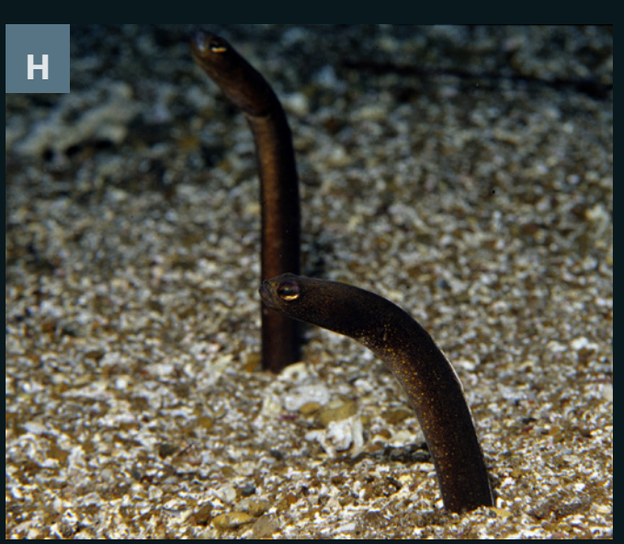
Un componente zoológico esencial de las praderas de *C. nodosa* de Canarias son los peces, que encuentran un hábitat clave que les suministra alimento y refugio. Esto es especialmente relevante en Canarias, donde los sebadales juegan un papel ecológico similar al de las praderas de *Posidonia oceanica* en el Mediterráneo. De hecho, la diversidad y abundancia de la comunidad ictiológica es mucho mayor que la presente en los fondos adyacentes desprovistos de vegetación (Tuya *et al.*, 2005). En los sebadales canarios se han reportado hasta 62 especies de peces (3 condríctios y 59 osteíctios), agrupadas en 50 géneros y 31 familias (Espino *et al.*, 2011). Las especies más importantes, en términos de abundancia y frecuencia, son *Spondyliosoma cantharus, Diplodus annularis, Syngnathus typhle, Mullus surmuletus, Pagellus erythrinus, Atherina aff. presbyter, Diplodus vulgaris, Symphodus trutta, Pagellus acarne* y *Sparisoma cretense*. Estas 10 especies representan aproximadamente el 95% del total de individuos. El reclutamiento de muchas de estas especies se produce precisamente en los sebadales, donde también se refugian sus fases juveniles; es lo que se conoce como "efecto guardería" (ver Cuadro temático 1 en Capítulo VII).

La composición de la ictiofauna varía en función de la estructura de las praderas. Las praderas más desarrolladas, con mayor densidad de haces, una mayor longitud de hojas y una mayor cobertura, presentan comunidades ícticas más ricas en términos de riqueza y abundancia (Tuya *et al.*, 2006). El grupo de peces más especializado es el de la familia Syngnathidae, entre los que destacan los caballitos de mar (*Hippocampus hippocampus*), los pejepipas (*Syngnathus typhle* y *Nerophis ophidion*) y la aguja mula (*Syngnathus acus*). También, el gobiesócido *Opeatogenys cadenati*, que no supera los 2 cm de longitud y es uno de los peces más pequeños de Canarias, vive sobre las hojas de *C. nodosa*. En general, estas especies son difíciles de observar debido a su gran capacidad de cripsis, ya que imitan la forma y el color de las hojas de esta planta. De todos los peces que moran en los sebadales, el caballito de mar es el único que goza de protección según la normativa autonómica (Catálogo Canario de Especies Amenazadas: De Interés Especial para los Ecosistemas Canarios).



Algunas especies de invertebrados de las praderas de Cymodocea nodosa *de las Islas Canarias: A)* Astropecten aranciacus *(equinodermo), B)* Criptosoma cristatum *(crustáceo decápodo), C)* Aplysia depilans *(opistobranquio) y D)* Holothuria arguinensis *(equinodermo). Fotografías: Carlos L. Hernández González.*





Algunas especies nectobentónicas habituales en las praderas de Cymodocea nodosa *o sebadales de las Islas Canarias: (foto A)* Squatina squatina *(tiburón ángel o angelote), (foto B)* Sparisoma cretense *(vieja), (foto C)* Sepia officinalis *(sepia o choco), (foto D)* Serranus scriba *(cabrilla pintada), (foto E)* Diplodus vulgaris *(seifio) y* D. sargus cardenati *(sargo blanco), (foto F)* Sarpa salpa *(salema), (foto G)* Trigloporus lastoviza *(rubio), (foto H)* Heteroconger longissimus *(anguila jardinera), (foto I)* Pagelus acarne *(aligote). Fotografías: Tony Sánchez Déniz A; Fernando Espino Rodríguez B-F; Carlos L. Hernández González G-I.*

C

F

I

El molusco opistobranquio Facelina rubrovittata *sobre una hoja de* Posidonia oceanica. *Fotografía: Javier Murcia.*

Praderas de angiospermas marinas

Pradera de Posidonia oceanica *en Les Illes Medes.*

Fotografía: Enric Ballesteros.

Cataluña

I

Praderas de angiospermas marinas de Cataluña.

Javier Romero [1]

Marta Pérez [1]

Teresa Alcoverro [2]

Mariona de Torres [3]

Marta Manzanera [3]

Rosario Allué [4]

[1] *Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona.*

[2] *Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CSIC)*

[3] *Agència Catalana de l'Aigua, Departament de Territori i Sostenibilitat, Generalitat de Catalunya.*

[4] *Direcció General de Pesca i AfersMarítims, Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural, Generalitat de Catalunya.*

Descripción general del área

La costa catalana se extiende en dirección general NE-SW a lo largo de 600-800 km (según la escala de medida considerada; 699 km según el Instituto Nacional de Estadística), entre los paralelos 42º 51,83' y 40º 31,46' N.

Pradera somera de Posidonia oceanica *en Portlligat. Fotografía: Javier Romero.*

El clima es típicamente mediterráneo, con una temperatura anual media del aire de 17 ºC, veranos cálidos e inviernos benignos (23 ºC y 12 ºC de media, respectivamente). Las precipitaciones son relativamente escasas (valores anuales de entre 500 y 700 mm, Agència Catalana de l'Aigua, 2005) e irregulares, más frecuentes y abundantes en otoño y primavera, a la vez que muy escasas en verano. Como en otros lugares del litoral mediterráneo, después de un episodio de lluvia intensa, se producen avenidas por ramblas (*rieres*) de importancia variable. El régimen eólico es marcadamente estacional. Los vientos de componente norte (tramontana y mistral) dominan en invierno, con episodios fuertes relativamente frecuentes (25 días al año de fuerza 8 o superior), sobre todo en los extremos N y S (cabo de Creus y delta del Ebro), mientras que en verano se impone el régimen de brisas, generalmente de componente sur (Departament de Política Territorial i Obres Públiques, 2007).

En otoño puede soplar el levante con cierta fuerza. Los temporales de levante se asocian a lluvias copiosas, y levantan un fuerte oleaje con gran poder erosivo y marcada influencia en la dinámica litoral. Algunos son de gran violencia, como los sucedidos en octubre-noviembre de 1997 y 2004 y en diciembre de 2008. Este último, que afectó sobre todo al tercio norte de la costa catalana, levantó olas de más de 8 metros de altura significativa, con efectos importantes sobre las comunidades infralitorales (Mateo & Garcia-Rubies, 2012) y, específicamente, sobre praderas de angiospermas (Alcoverro *et al*., 2012, Gera *et al*., en revisión).

La temperatura de las aguas superficiales marinas oscila, en aguas abiertas, entre los 12-13º en invierno y los 22-23ºC (extremo norte de la costa) y 24-25ºC (extremo sur) a finales de verano. Estos valores pueden superarse en aguas semi-confinadas de poca profundidad, como por ejemplo la bahía de Alfacs (delta del Ebro), donde se han llegado a medir temperaturas mínimas de 7 y máximas de 30 ºC. En las aguas costeras, la termoclina estacional empieza a establecerse entre abril y mayo, alcanza su máximo a finales de verano, cuando está situada entre 20 y 40 metros, y desaparece en otoño. La circulación general discurre de NE a SW, asociada a una corriente relativamente débil (del orden de 10 cm s^{-1}, Bricheno & Wolf, 2013), que forma parte del giro ciclónico del mar Balear. Sobre esta tendencia general actúan componentes locales, casi siempre irregulares, y que pueden modificar e incluso invertir dicha tendencia.

Desde el punto de vista geomorfológico, en la costa catalana se reconocen cuatro grandes unidades (Sánchez-Arcilla *et al*., 2008). En el ex-

tremo norte se encuentra el límite oriental de los Pirineos, que llegan al mar formando una costa rocosa y abrupta en la que los acantilados se alternan con calas más o menos resguardadas. Esta primera unidad está constituida, en general, por materiales metamórficos y graníticos muy resistentes a la erosión, y en ella cabe destacar la península del cabo de Creus, declarada en 1998 Parque Natural Marítimo-Terrestre. Al sur de esta unidad se encuentra la depresión que corresponde a la llanura del Empordà, formada por un hundimiento que dejó, más o menos en su centro, un afloramiento rocoso (el macizo del Montgrí) de naturaleza eminentemente calcárea. A este macizo pertenecen las islas Medes, área que ha venido contando con distintas figuras de protección desde principios de los ochenta.

La llanura del Empordà ha recibido los aportes sedimentarios de una serie de pequeños ríos (Muga, Fluvià, Ter) que, salvo en la parte rocosa mencionada, resultan en costas bajas, arenosas y rectilíneas, a menudo con grandes zonas de marismas que han ido desecándose, en gran parte por acción del hombre. La depresión del Empordà limita al sur con la sierra Litoral, que se extiende con pocas interrupciones desde el cabo Begur hasta el sur de Barcelona. Esta unidad geológica está constituida, entre el cabo Begur y el río Tordera, cerca de Blanes, por rocas graníticas y metamórficas que llegan hasta el mar, donde forman costas acantiladas abruptas que alternan con pequeñas calas. Esta parte del litoral catalán sería la que propiamente recibe el nombre de Costa Brava, aunque el apelativo se ha extendido a toda la costa desde la frontera francesa hasta el mencionado río Tordera. Al sur de dicho río, la sierra Litoral, aquí de naturaleza granítica, se aparta algo de la costa, que pasa a ser baja y arenosa en las comarcas del Maresme y Barcelonés. El final de la sierra litoral, de naturaleza calcárea, se hunde en el mar justo al sur de Barcelona, en la zona del Garraf, formando una costa acantilada y playas rectilíneas y arenosas.

A partir de ahí, y hasta el delta del Ebro, la costa sigue siendo esencialmente rectilínea, baja, con playas arenosas y de pendiente suave, con algunos escasos y limitados tramos rocosos (Torredembarra, punta de la Mora, l'Ametlla de Mar, etc.), entre los que destaca el cabo Salou, formado por las estribaciones de la sierra Prelitoral, de naturaleza calcárea. Por último, en el extremo sur de Cataluña, destaca la singularidad geológica del delta que forma el río Ebro en su desembocadura. El delta constituye una gran llanura aluvial (330 km^2) constituida por los depósitos sedimentarios del río. Su forma recuerda vagamente a la de un ancla, y los brazos del ancla, cordones arenosos generados a partir de la erosión de los lóbulos frontales del delta, limitan dos cuerpos de agua semiconfinados (las bahías del Fangar, al norte y de Alfacs, al sur) con extensas praderas de macrófitos (Camp & Delgado, 1987; Guillén, 1992). En la llanura deltaica existen numerosas lagunas salobres, que también son ambientes propicios para el desarrollo de vegetación acuática sumergida.

En lo que se refiere a la escorrentía, las aguas continentales llegan al mar a través de dos grandes sistemas: las cuencas internas y el río Ebro. A ellos hay que añadir la escorrentía difusa, que incluye cursos temporales y escorrentía por línea de costa, y que en episodios de gran-

Flor de Posidonia oceanica *en S'Alqueria, Cabo de Creus, en octubre de 2006. Fotografía: Javier Romero.*

des lluvias puede revestir cierta relevancia. Las cuencas internas corresponden a ríos de curso corto y que nacen en Cataluña, y que son, de norte a sur, los ríos Muga, Fluvià, Ter, Daró, Tordera, Besòs, Llobregat, Foix, Francolí, Gaià y Riudecanyes. Su régimen es marcadamente estacional y los caudales, modestos (de entre 1 y 20 m^3/s, en promedio anual; Agència Catalana de l'Aigua, 2005). El aporte más importante de aguas dulces al medio marino en la costa catalana se debe al río Ebro, con un caudal medio anual para los últimos 20 años de 425 m^3/s. Todos estos aportes continentales han influido e influyen de manera muy clara en la distribución de las praderas de angiospermas marinas, especialmente en el caso de *Posidonia oceanica*, en parte por el aporte de sedimentos, pero sobre todo por modificar las condiciones de transparencia y concentraciones de nutrientes. Por lo tanto, en función del caudal y de las corrientes locales, las praderas de esta especie están excluidas de las áreas más inmediatas a las desembocaduras. Estos efectos naturales pueden haber sido amplificados en algunos casos por la eutrofización de las aguas continentales.

Las aguas costeras de Cataluña se encuentran bien caracterizadas, entre otros trabajos, por los programas de seguimiento y control efectuados entre 2007 y 2012 por la Agència Catalana de l'Aigua (ACA), gracias a los cuales se dispone de una información muy completa. Así, según la revisión más reciente de Flo *et al*. (2011a), existe una masa de agua muy cercana a la costa (a menos de 200 m de distancia, el llamado campo próximo), que es la que de manera más clara refleja la influencia continental, tanto natural como humana. Esta masa de agua presenta valores relativamente altos de concentraciones de nutrientes (11 µM de NO^-_3, 6 µM de NH_4^+, 0,9 µM de $PO^=_4$) y de clorofila a (2,5 mg/m^3), netamente superiores a las del campo medio, masa de agua situada entre 200 y 1.500 m de la costa (2,5 µM de NO^-_3, 1,5 µM de NH_4^+, 0,17 µM de $PO^=_4$ y 0,8 mg/m^3 de clorofila a), a su vez sólo ligeramente superiores a los del campo lejano (hasta 5.000 m de distancia de la costa). Ahora bien, estos valores medios varían mucho en función de la zona considerada y de la dinámica anual.

Las concentraciones más elevadas aparecen cerca de grandes conurbaciones, como por ejemplo las áreas metropolitanas de Barcelona y Tarragona, así como en áreas influidas por las desembocaduras de ríos en cuya cuenca hay elevadas densidades urbanas e industriales, como los ríos Besós y Llobregat.

El resto de la costa catalana cabría considerarla oligotrófica, especialmente en el campo medio, con la excepción de algunas áreas de influencia fluvial, más cercanas a la mesotrofia. La transparencia del agua, de enorme importancia para la distribución y supervivencia de las praderas, es, en general, elevada, aunque menos que en otras zonas, como las Baleares, el sureste peninsular o la cuenca oriental del Mediterráneo. El valor medio de transparencia (para el conjunto de la costa catalana, y para un ciclo anual completo), expresado como profundidad de visión del disco de Secchi en aguas del campo medio, es de unos 10 metros, con valores lógicamente superiores en verano y mínimos en otoño-invierno. La transparencia es mayor en aguas frente a tramos de costa rocosos (media estival de 17 metros, con máximos que superan los 25), y menor en aguas frente a costas arenosas (media estival de 12 m). Los valores mínimos se dan en las proximidades del delta del Ebro, y oscilan entre 5 y 10 metros (Agència Catalana de l'Aigua, 2008).

Ecología y extensión de las praderas marinas

Se conoce la presencia de cinco especies de angiospermas marinas en la costa catalana: *Posidonia oceanica, Cymodocea nodosa, Zostera noltii (=Nanozostera noltii), Zostera marina y Ruppia cirrhosa.*

Sobre una de ellas (*Z. marina*) se tienen serias dudas de que persista en la actualidad (Romero, 2004). La más abundante es *Posidonia oceanica*, que forma praderas más o menos extensas a lo largo de prácticamente todo el litoral, con la excepción del área de Barcelona, de Tarragona y del delta del Ebro (ver secciones siguientes). Las praderas de *P. oceanica* son de dos tipos, según la morfología costera. Por un lado, en costas arenosas y rectilíneas, las praderas aparecen como formaciones longitudinales, paralelas y a cierta distancia de la costa (de centenares de metros a más de una milla). El límite profundo lo marca, en la mayor parte de los casos, la penetración de la luz. Dicho límite profundo oscila entre los 17 y 20 metros, esporádicamente hasta 25. No obstante, se dispone de evidencias (en forma de mata muerta, sobre todo, así como de observaciones antiguas, cartas náuticas, etc.) de que dicho límite ha remontado hacia la superficie a lo largo de las últimas décadas, y que debía situarse, en algún momento difícil de precisar, entre los 21 y 24 metros aproximadamente, excepcionalmente más. El límite somero lo hallamos a profundidades más variables, probablemente asociado a las características locales del movimiento de sedimentos y del hidrodinamismo. En bastantes zonas lo encontramos a 13-14 metros, si bien, en función de la forma de la costa, o de la posible presencia de afloramientos rocosos, que parecen proteger a la planta del enterramiento, dicho límite puede acercarse más a la superficie, hasta los 4 o 5 metros en algunos lugares, como cerca de Torredembarra o en la zona de Cambrils. Por otra parte, en costas rocosas y recortadas, las praderas se sitúan, por lo general, en el interior de calas, más raramente en su exterior, casi siempre asociadas a la existencia de un sustrato sedimentario a profundidades adecuadas. Este tipo de distribución correspondería a la Costa Brava y sur de Tarragona, entre otras zonas. Ahí, *P. oceanica* puede remontar hasta casi la superficie, aunque las praderas superficiales (a menos de 6-7 metros) son relativamente escasas en Cataluña. Los límites profundos varían según las zonas, alcanzándose un valor máximo excepcional de 26-27 metros en las inmediaciones de Tossa de Mar y valores inferiores (18-20 metros) en otras zonas.

Cymodocea nodosa es la segunda especie en orden de abundancia, y su distribución es más dispersa que la de *P. oceanica*. Como en el caso anterior, podemos distinguir dos tipos de praderas, las superficiales y las profundas. Las primeras las encontramos en lugares protegidos del oleaje y del hidrodinamismo en general, entre la superficie y 2-3 metros de profundidad, raramente más. Suelen constituir pequeñas poblaciones en el fondo de las calas de la Costa Brava y del sur de Tarragona, donde a veces aparecen mezcladas con *P. oceanica*.

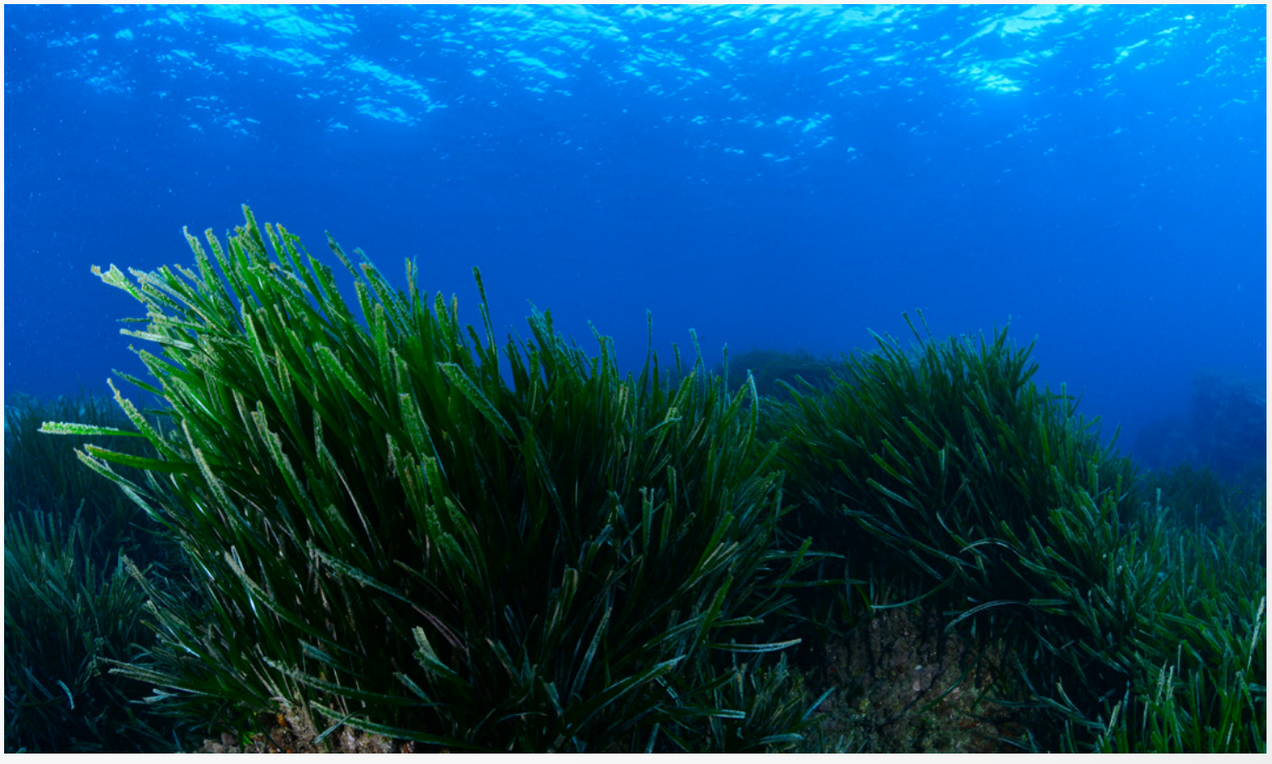
Excepcionalmente, encontramos praderas someras de *C. nodosa* de gran extensión en dos zonas que ofrecen unas condiciones singulares y óptimas para esta especie (bajo hidrodinamismo, poca profundidad): las bahías del delta del Ebro (bahías de Alfacs y Fangar).

Las praderas de *C. nodosa* profundas aparecen a partir de los 10 metros, en forma de manchas de diversa extensión y con una cierta variabilidad temporal. En las zonas donde hay praderas de *P. oceanica, C. nodosa* puede aparecer como una orla que la precede batimétricamente. Caso de no existir pradera de *P. oceanica*, las manchas de *C. nodosa* se pueden extender a mayor profundidad, aunque en general estas praderas profundas son poco densas. Encontramos buenas representaciones de estas formaciones de *C. nodosa* extensas y profundas en áreas de la Costa Brava, como en la bahía de Pals, o entre Tossa de Mar y Lloret, así como en el Maresme, Garraf, Costa Daurada y también más al sur.

Zostera noltii aparece de manera esporádica, en forma de poblaciones de extensión muy limitada, siempre en lugares muy bien protegidos, y a poca profundidad (desde la superficie a 2-3 metros como mucho). Las poblaciones de mayor extensión se han detectado en las bahías del delta del Ebro y otras, más reducidas, en algunas calas del cabo de Creus (por ejemplo, Portlligat), y en alguna laguna costera (por ejemplo, en l'Ametlla de Mar, Margalef-Mir, 1981).

Ruppia cirhosa es muy escasa en ambientes marinos. Es abundante en lagunas del delta del Ebro (por ejemplo, en l'Encanyssada), ocasional en zonas de las bahías del delta muy influidas por descargas de agua dulce y excepcional en las mismas bahías, pero en zonas de salinidad próxima a la marina.

Finalmente, no disponemos de evidencias recientes de la presencia de *Zostera marina* en la costa catalana. Aparte de unos pocos pliegos de herbario conservados en el Institut Botànic de Barcelona, la especie fue identificada en los 80 y principios de los 90 en al menos dos localidades del norte de la costa, Port-Lligat y Es Jonquet (cercanas al cabo de Creus), a la que cabe añadir una tercera localidad en la bahía de Alfacs, de la que pudo observarse un ejemplar pero no la población *in situ*. No ha vuelto a observarse la presencia de *Z. marina* en ninguno de estos sitios a partir del 2000 por lo que, a salvo de nuevas informaciones, la especie debe considerarse localmente extinguida.



Pradera de Posidonia oceanica *en islas Medes. Fotografía: Javier Ferrer.*

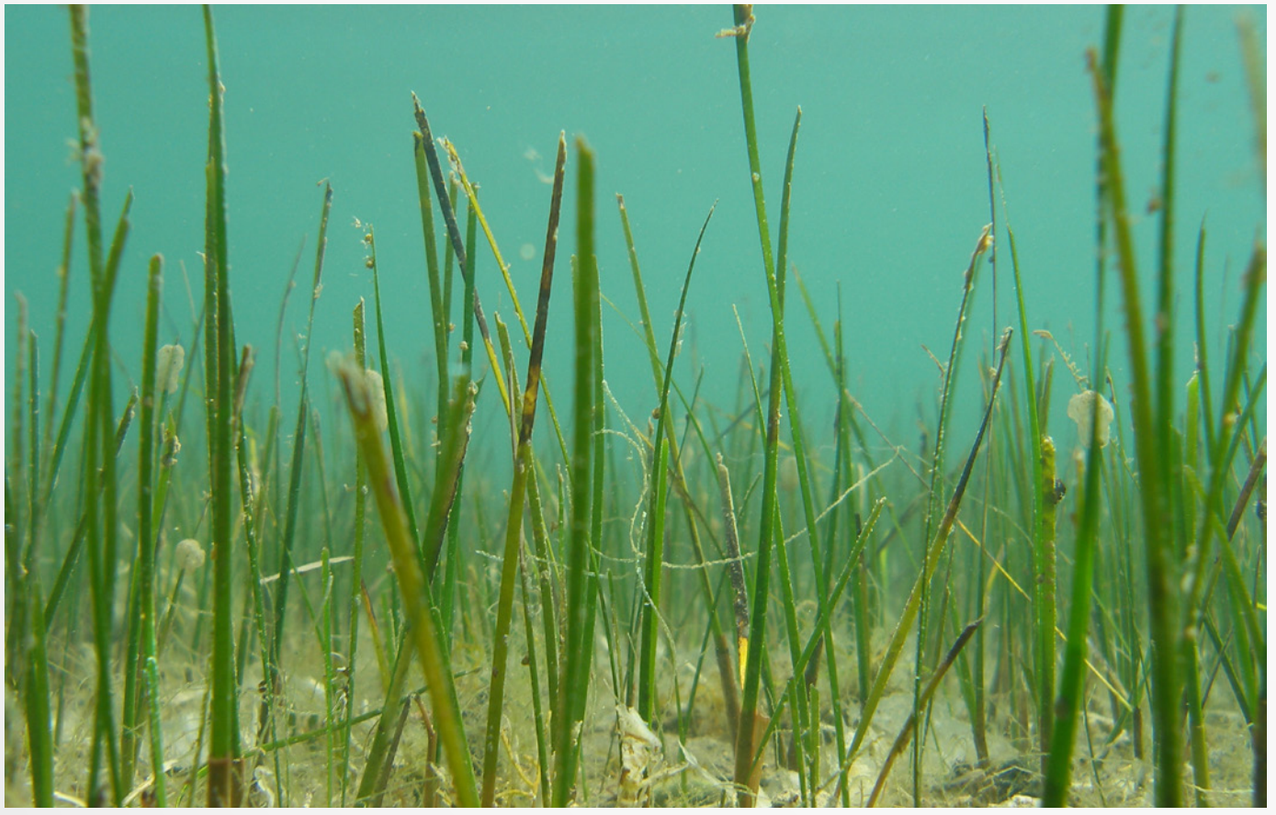
La distribución exacta de estas especies, y la superficie que ocupan sus praderas, no se conocen con precisión. En la costa catalana se da la paradoja de que, a pesar de haberse llevado a cabo docenas de trabajos cartográficos, no existe, hasta el momento, una herramienta cartográfica única, por lo que subsisten incertidumbres al respecto. El único intento de cartografiar toda la costa fue en 1992, en una actuación promovida por dos entidades de la administración catalana (Departament de Medi Ambient y Direcció General de Pesca Marítima).

La ejecución corrió a cargo de la empresa Tecnología Ambiental S.A. y se empleó el sistema RoxAnn. El resultado, con alrededor de 40 km^2 de praderas mapeadas, cabe calificarlo de éxito relativo, ya que si bien fue la primera base de datos extensiva sobre las praderas, y a este respecto es un trabajo de referencia, pronto se hicieron evidentes algunos puntos débiles, como poca resolución, inespecificidad (no se distingue *P. oceanica* de *C. nodosa*) e insuficiencia notable en las praderas situadas en calas de costas rocosas y recortadas. Por otra parte, la superficie total propuesta estaba, muy probablemente, por debajo de la real. Desde entonces, no ha habido más cartografías extensivas de la costa catalana, aunque sí numerosas cartografías locales, llevadas a cabo con una diversidad de objetivos, métodos, precisiones y calidades rozando lo inabarcable. No consideramos necesario presentar un inventario exhaustivo de este ingente volumen de información cartográfica, y sólo mencionaremos unos pocos ejemplos o tipologías:

- Cartografías derivadas de estudios de impacto, especialmente los relacionados con la extracción de arenas para alimentación artificial de playas. Fueron cartografiadas, entre otras, extensas áreas del Maresme y del Garraf (al N y al S de Barcelona, respectivamente). En este apartado se incluyen cartografías más locales relacionadas con proyectos de construcción o ampliación de puertos.

- Cartografías relacionadas con estudios en áreas protegidas, como el cabo de Creus o las islas Medes (J. Romero & col.), el Parc Natural del Montgrí i Baix Ter (B. Hereu & col.) o el delta del Ebro (M. Pérez & col.).

- Cartografías a cargo de proyectos de investiga-



Cymodocea nodosa *en la península del Galatxo, bahía de Alfacs, delta del Ebro. fotografía: Marta Pérez.*

ción, como las asociadas a los proyectos INDEMARES (R. Sardá & col.), en el cabo de Creus, y RIACON (J. Romero & col.), en la Costa Daurada.

- Cartografías promovidas por entidades locales, como por ejemplo Mataró, donde se llevaron a cabo dos cartografías en los años 2001 y 2011, por parte de la Universitat de Barcelona (M. Manzanera, J. Serra & J. Romero) y por parte de la empresa TECNOAMBIENTE, respectivamente.

- Cartografías promovidas por ONGés, como la del litoral del Garraf (a cargo de E. Ballesteros & col.).

Los métodos utilizados han sido muy diversos, e incluyen el buceo y la observación submarina directa, los vehículos tipo ROV, las sondas multihaz o multifrecuencia, la fotografía aérea, el vídeo submarino y, tal vez el más utilizado, el sonar de barrido lateral. Se dispone, por lo tanto, de mucha información, pero el conjunto resulta heterogéneo en cuanto a escalas y precisiones, y es, en general, difícilmente accesible o consultable. Por otro lado, y si bien hay zonas que han sido muy estudiadas, otras lo han sido muy poco. Para corregir, en la medida de lo posible, esta situación tan dispersa, la Direcció General de Pesca i Afers Marítims de la Generalitat de Catalunya emprendió en 2013 la tarea de recoger toda esta información, unificarla sobre una base común (SIG) y depurar los contenidos con ayuda de expertos.

A salvo de las consideraciones de provisionalidad de los datos ya expresadas, la extensión total de praderas de angiospermas marinas de la costa catalana ascendería a más de 90 km^2 de las que más de una tercera parte correspondería a *C. nodosa* y el resto a *P. oceanica*, con cantidades marginales para las demás especies. Las mayores extensiones de praderas se encuentran en la costa sur (Tarragona), mientras que el litoral de Girona es el que tiene menos superficie ocupada. Esto debe atribuirse al hecho, ya comentado, de que en la costa de Girona las praderas están sobre todo en el interior de calas. Cabe destacar que la mera mención de superficies ocupadas no explica bien las diferencias de importancia entre las dos especies. Así, mientras que en el caso de *P. oceanica* corresponde en general a praderas estables, en el caso de *C. nodosa* corresponde a superficies potenciales, en ocasiones ocupadas por densidades muy bajas de haces.

Pradera de Zostera noltii *en Portlligat. Fotografía: Àlex Lorente-SUBMON.*

Resumen de las superficies ocupadas por las especies de angiospermas marinas en la costa catalana, según provincias y en función de dos franjas batimétricas (por encima y por debajo de los 10 m de profundidad). Estos datos se basan en la cartografía unificada de la Direcció General de Pesca i Afers Marítims que se menciona en el texto. Parte de los mapas en que se basa esta cartografía no especifican la especie de que se trata; el porcentaje de la superficie total sin mención a una especie concreta, para cada provincia y franja batimétrica, se da como porcentaje de incertidumbre. A efectos de esta obra, se ha hecho una atribución provisional basándonos en criterios expertos.

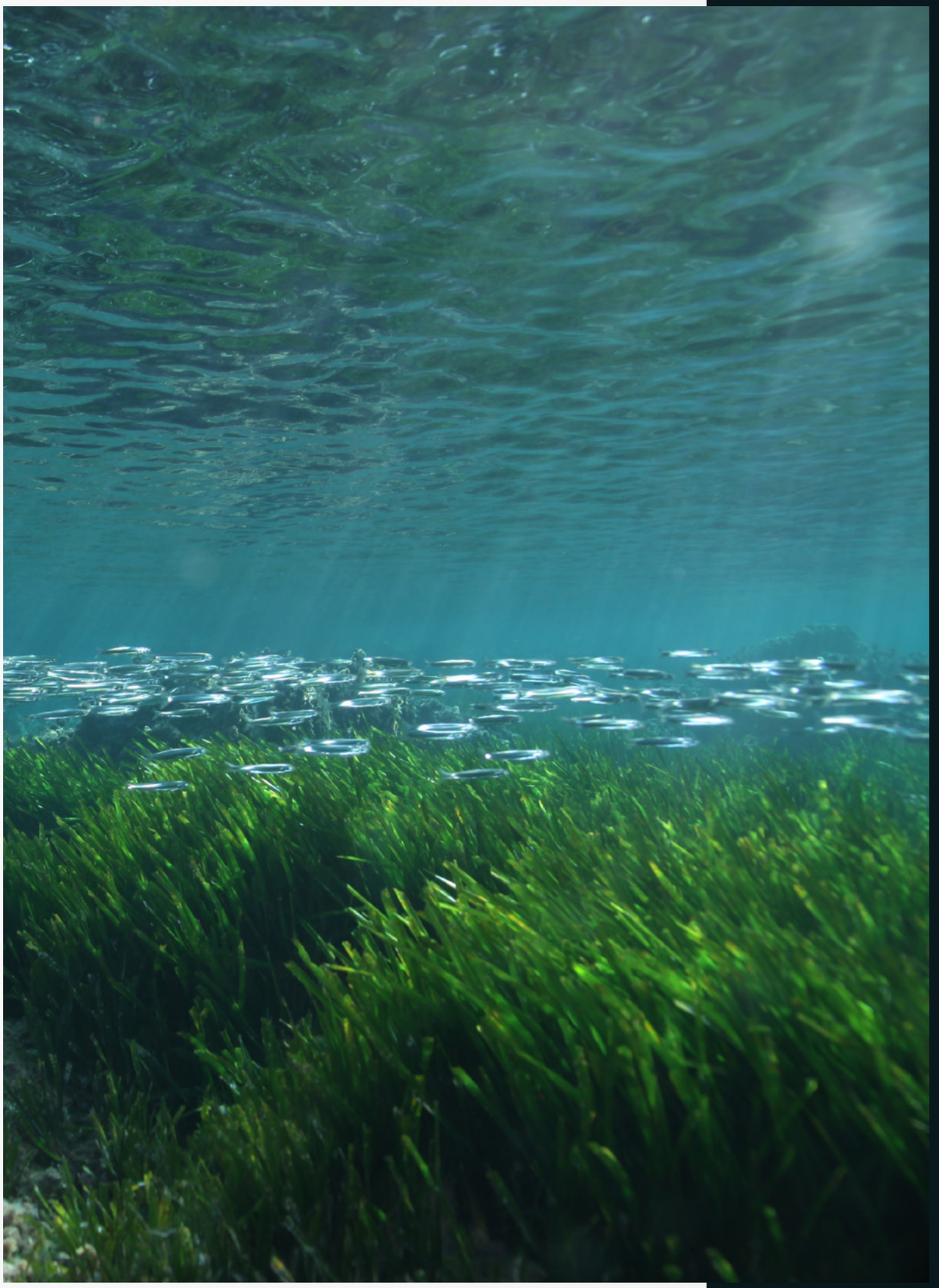
Tabla 1

Provincia	Especie	Superficie (ha) 0 - 10m	> 10m	TOTAL
Girona	*C. nodosa*	58	227	285
	P. oceanica	220	339	559
	Incertidumbre (%)	0	0	
Barcelona	*C. nodosa*	145	754	899
	P. oceanica	15	1977	1992
	Incertidumbre (%)	20	18	
Tarragona	*C. nodosa*	1592	836	2428
	P. oceanica	1128	2444	3572
	Incetidumbre (%)	34	73	
	Total *C. nodosa*		**3612**	
	Total *P. oceanica*		**6123**	
	TOTAL		**9735**	
	Total *Z. noltii**	0,0125		

*Valor meramente orientativo, que se reparte entre las provincias de Girona y Tarragona.

La producción primaria anual en las praderas de *P. oceanica* (entre 5 y 15 m de profundidad) varía entre 80 y 1.500 g peso seco/m^2•año (Romero, 1989, Alcoverro *et al*., 1995), dependiendo sobre todo del número de haces por unidad de superficie o densidad. Dicha densidad, prácticamente carente de señal estacional, está fuertemente influida por la profundidad y oscila entre los 1.000 haces/m^2 en praderas muy superficiales (0,5 m, por ejemplo en Port-Lligat), de entre 300 a 700 haces/m^2 en praderas superficiales (5-10 m) y de entre 150 a 250 haces/m^2 en praderas profundas (14 a 17 m de profundidad), sin tener en cuenta praderas degradadas donde la densidad es inferior.

La producción primaria de *C. nodosa* (estudiada en las bahías del delta del Ebro) es del orden de 550-650 g peso seco/m^2•año (Pérez & Romero, 1994). Al revés que en *P. oceanica*, la densidad de las praderas de *C. nodosa* es fuertemente estacional. Así, en las bahías del delta del Ebro nos encontramos valores máximos de unos 2.500 haces/m^2 a principios de verano y valores mínimos de 1.000 haces/m^2 en invierno (Pérez & Romero, 1994). Ahora bien, debe tenerse en cuenta que estas cifras fueron obtenidas en praderas superficiales densas, y que no son representativas de praderas profundas, en general menos densas y productivas. Estas praderas profundas han sido menos estudiadas, aunque como ejemplo podemos citar datos recientes obtenidos en la bahía de Pals, a 12-14 m de profundidad, donde se hallaron, en el momento de máximo desarrollo, densidades de entre 400 y 1.400 haces/m^2 (Romero *et al*., 2012b).



*Banco de chirrete o pejerrey (*Atherina sp*) característico de los fondos someros colonizados por* Posidonia oceanica.

Fotografía: César Cachón.

Presiones y amenazas

En términos generales, la principal fuente de presiones sobre los ecosistemas litorales, y en particular sobre las praderas de angiospermas marinas, reside en la elevada ocupación humana de la franja costera y en los usos del territorio, tanto terrestre como marino, que de ella se deriva. En efecto, el litoral, considerado como una franja de 500 m tierra adentro a partir de la línea de costa, representa el 7 % del territorio de Cataluña, y concentra aproximadamente la mitad de su población (PDUSC, 2004), que se reparte de forma heterogénea. Así, encontramos dos grandes concentraciones como las ciudades de Barcelona (con 1.620.946 habitantes), y Tarragona (133.954 habitantes), con sus respectivas áreas metropolitanas. El resto de la costa presenta una ocupación variable, aunque en general relativamente elevada, con pocas zonas sin urbanizar. Una idea del grado de ocupación de la línea de costa, y de las presiones que ello puede suponer sobre el medio natural, la da el llamado índice de artificialización, que relaciona, para un segmento de costa dado, la longitud "construida" (espigones, rompeolas, paseos marítimos, etc.) respecto a la longitud total. Las zonas antes mencionadas de Barcelona y Tarragona alcanzan un índice de artificialización de entre el 70 y el 90%. Otras partes de la costa presentan valores inferiores, aunque todavía altos, entre el 50 y el 70%, como algunos tramos del Maresme y del Garraf (Sitges y Vilanova i la Geltrú), y l'Escala, en Girona. Los tramos de costa rocosa con acantilados y zonas naturales son los que presentan una artificialización menor, con valores inferiores al 20%, de los que serían ejemplos la zona del cabo de Creus, la costa del Montgrí, la costa entre el cabo de Begur y Blanes, la zona al N de Tarragona (Altafullla) y el delta del Ebro (Agència Catalana de l'Aigua, 2013). Aunque más adelante se hará un intento de identificar las presiones individuales más relevantes, es importante tener presente que, de manera general, las presiones que se ejercen sobre el medio marino se originan en el continente. Partiendo de la premisa de que los usos del territorio pueden permitir estimar las presiones que recibirá el ecosistema marino, algunos autores han propuesto un índice simple (LUSI Land Uses Simplified Index, Flo *et al*., 2011b), basado en el porcentaje de territorio costero cubierto por cada una de cuatro grandes categorías de usos del suelo (natural o con agricultura de secano, agricultura de regadío, zonas residenciales y zonas urbanas). Esta aproximación fue refinada por Liza (2011), que se basó en una mayor subdivisión de los usos del suelo.

En ambos estudios se detecta de manera muy clara que una mayor urbanización (categorías de suelo urbano, industrial y dedicado a infraestructuras) va asociada a un mayor deterioro de las praderas. Utilizando este tipo de aproximación, podemos decir que las zonas con mayores presiones corresponden a la costa central de Cataluña. Por el contrario, en la costa sur dominan usos del suelo con cultivo de secano (entre un 20 y un 50 %) y cultivos de regadío (entre un 10 y un 40 %), con presiones intermedias, mientras que, finalmente, en la costa norte dominan áreas con cobertura de vegetación natural (bosque o matorral) o los cultivos de secano, con presiones bajas.

Las presiones que se derivan de esta ocupación suelen agruparse en presiones puntuales y presiones difusas. Las primeras corresponden a situaciones fácilmente identificables, y son atribuibles a acciones o sucesos bien delimitados en el espacio. Las segundas corresponden a un conjunto de procesos, acciones o entradas de materiales de difícil identificación, delimitación o seguimiento. Entre otras, estas presiones difusas pueden incluir entradas directas de contaminantes por la lluvia o por deposición seca, escorrentía superficial (excluidos cauces temporales y permanentes), usos recreativos de

playas y otras zonas, tráfico de embarcaciones y otras muchas. Aunque el impacto de las presiones difusas puede ser relativamente importante, realmente son muy difíciles de cuantificar, por lo que aquí nos centraremos en las presiones puntuales (Mapas 1B-6B). Entre ellas destacamos la regeneración de playas, la contaminación, la pesca, el turismo náutico y otras de menor entidad. Las analizamos en los siguientes apartados.

Regeneración de playas

La llamada regeneración de playas, que más propiamente habría que denominar alimentación artificial de playas, es una actividad que se aplicó de manera habitual, sobre todo durante la década de los 90, para contrarrestar los problemas crecientes de erosión. Los déficits sedimentarios están causados sobre todo por la reducción de cargas de los aportes continentales, así como por los numerosos obstáculos (espigones, puertos etc.) al transporte longitudinal de sedimentos. Ahora bien, las playas son un recurso de primer orden para el sector turístico, por lo cual, para favorecer su persistencia, en los años 80 y 90 del pasado siglo se realizaron aportaciones masivas de arena, que, en conjunto, llegaron a superar los 17 millones de metros cúbicos, de los que más del 80% procedía de zonas de préstamo submarinas. Estas actuaciones afectaron, sobre todo, a diversos tramos de la costa del Maresme, a las playas del frente marítimo de Barcelona y a la Costa Daurada (Agència Catalana de l'Aigua, 2005), con las zonas de préstamo concentradas en el Garraf y el Maresme. Los impactos sobre las angiospermas marinas no han sido bien evaluados, aunque hay evidencias de desequilibrios sedimentarios en las praderas cercanas a Mataró (Muñoz-Ramos *et al*., 2012), así como efectos subletales en praderas de la costa Daurada (Manzanera *et al*., 2014).

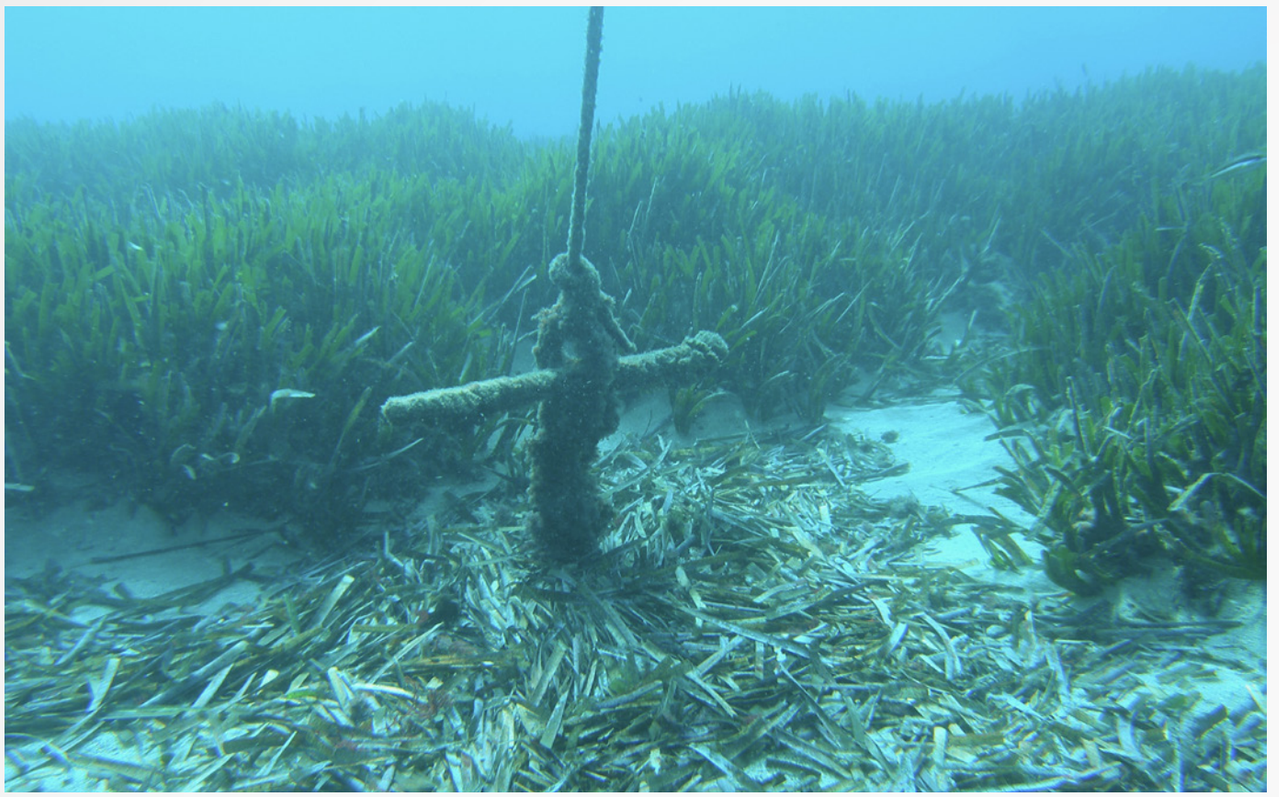
Contaminación

En lo que se refiere a la contaminación, probablemente la más relevante es la originada por los vertidos urbanos de aguas residuales. Durante décadas se vertieron al mar aguas residuales sin depurar, con elevada carga orgánica y de nutrientes, primero directamente en línea de costa y más adelante en áreas algo más alejadas mediante el uso de emisarios submarinos, cuya utilización se inició en los años 70. Aunque no hay datos ni sobre concentraciones de nutrientes ni sobre efectos concretos, es razonable pensar que las praderas de angiospermas marinas fueron dañadas por este tipo de contaminación, especialmente durante los años 50, 60 y 70 y, en menor medida, 80, en paralelo a la enorme ocupación y urbanización de la franja costera. Algunas extensiones de mata muerta, como las de la zona de Badalona, o las que se encuentran en las zonas más profundas de las costas del Garraf o en la Costa Daurada, son probablemente consecuencia de aquella situación.

Hoy en día, esta presión ha disminuido considerablemente, gracias a los esfuerzos invertidos en el saneamiento de aguas. En la actualidad, en Cataluña la práctica totalidad de aguas residuales se vierten al mar a través de emisarios procedentes de estaciones depuradoras (EDAR), que eliminan mediante tratamientos secundarios y biológicos mucha de su carga orgánica y otros contaminantes. Ahora bien, la densidad de población en la franja costera es muy elevada y, a pesar de los esfuerzos de saneamiento, en determinadas circunstancias o en algunas zonas concretas siguen habiendo vertidos de aguas residuales sin depurar, descargas de los sistemas unitarios en momentos de fuertes lluvias por aliviaderos, averías puntuales, urbanizaciones no conectadas a los colectores municipales, etc. Esto hace que algunas praderas muestren todavía efectos de estas presiones, como es el caso de las praderas del Garraf y de la Costa Daurada (Romero *et al*., 2010a). Ahora bien, en los últimos diez años, los tratamientos han mejorado, y se han ampliado algunas EDAR, con una reducción de las cargas de nutrientes vertidas al mar. Ello ha permitido una mejora en los indicadores asociados a la eutrofización de las praderas mencionadas (Roca *et al*., 2015).

Finalmente, la disposición ya comentada de las praderas en gran parte de la costa catalana (alejadas de la costa) ayuda a amortiguar los efectos de las descargas de nutrientes por la fuerte capacidad de dilución del medio marino (Flo *et al*., 2011a; véase lo que se ha dicho antes sobre las diferencias entre los campos próximo y medio). Un ejemplo bien claro es la pradera de Mataró, que mantiene unos indicadores excelentes a pesar de hallarse en una zona, como antes se ha dicho, de riesgo por las altas presiones y la alta ocupación del territorio.

Los ríos llevan al mar la influencia y las presiones



Fondeo ecológico en la pradera de Posidonia oceanica *de las islas Medes. Fotografía: Marta Pérez.*

que origina la población de su cuenca. La historia de la eutrofización pasada y posterior mejora de las cuencas fluviales es, salvando las distancias, similar a la explicada para los vertidos al mar, puesto que su saneamiento ha mejorado también de forma muy evidente. A pesar de eso, los ríos traen cargas de nutrientes, en parte de origen plenamente natural, y de materia orgánica (y de otros contaminantes, ver más abajo) importantes, por lo que suponen también una presión para las praderas de angiospermas. Ahora bien, y a excepción del Ebro, los ríos catalanes tienen un caudal limitado (entre 1 y 20 m^3/s), lo cual limita su impacto.

Por otra parte, de forma natural, las praderas han estado ausentes de las desembocaduras de estos ríos, lo cual reduce la interacción ríos-praderas. El caso del Ebro es un poco especial, ya que su caudal es mucho más elevado (ver más arriba). Sus aguas, arrastradas por la circulación general hacia el sur, influyen poco o nada en las praderas situadas al norte del delta, pero impiden el desarrollo de *Posidonia oceanica* hacia el sur, en una extensión de al menos 10 o 15 km, gran parte de la cual corresponde a la Comunidad Valenciana.

Otras especies (*Cymodocea nodosa, Ruppia cirrhosa, Zostera noltii*) resisten mucho mejor la influencia fluvial, en su doble vertiente de aportes de nutrientes y bajadas de salinidad, y, como ya se ha dicho, hay densas praderas de estas tres especies en el propio delta. A pesar de que se ven influidas por la carga de nutrientes y materia orgánica de las aguas del río (en ocasiones, acrecentada por los cultivos de arroz que ocupan la llanura deltaica), estas especies parecen mucho más tolerantes a estos factores de estrés que *P. oceanica*.

Además de la eutrofización, existen otros tipos de procesos contaminantes, vinculados a ciertas sustancias, tanto orgánicas (hidrocarburos, en particular los hidrocarburos aromáticos policíclicos, herbicidas y plaguicidas, compuestos orgánicos volátiles, detergentes industriales) como inorgánicas (metales), todas ellas reguladas por el RD 60/2011. Hay muy poca información respecto a la influencia de contaminantes orgánicos en angiospermas marinas en la costa catalana, si bien la impresión general es que no representan, en la actualidad, una presión significativa. Históricamente, pudieran haber desempeñado un cierto papel en las cercanías de

las zonas más industrializadas y con grandes puertos comerciales (Tarragona y Barcelona). En la actualidad los programas de seguimiento del ACA (Agència Catalana de l'Aigua, 2008) demuestran que los contaminantes orgánicos se detectan en concentraciones relevantes tan sólo en los sedimentos cercanos a desembocaduras de ríos con cuencas altamente industrializadas (como el Besós y el Llobregat), así como en las zonas de influencia de algunos puertos (principalmente, Tarragona y Barcelona). En la mayor parte de estas zonas ya no existen, si es que han existido alguna vez, praderas de angiospermas marinas.

En lo que respecta a los metales, su distribución es probablemente similar a la de los contaminantes orgánicos, con mayores concentraciones en las inmediaciones de grandes puertos y desembocaduras de ríos con cuencas industrializadas, aunque con efectos en general marginales o nulos sobre las praderas de angiospermas marinas. A diferencia de lo que sucede con los contaminantes orgánicos, se dispone de bastante información sobre concentraciones de metales en tejidos de las dos especies principales (*P. oceanica y C. nodosa*), sobre todo en lo que respecta al Cu, Cd y Pb; los valores, a lo largo de la costa catalana, son bajos en general (Romero *et al*., 2010a), si los comparamos con concentraciones de praderas de otros lugares sometidas a este tipo de contaminación (Schlacher-Hoenlingery Schlacher, 1998). Un caso en que las praderas de angiospermas marinas podrían estar directamente sometidas a cargas significativas de contaminación metálica lo tendríamos en el delta del Ebro, con las praderas de *C. nodosa* de las bahías de Alfacs y Fangar ya comentadas, que reciben agua dulce procedente de los canales de desagüe de los arrozales, y en última instancia del río Ebro. Se dispone de datos de contenidos de metales (Cu, Cd y Pb) en los tejidos de *C. nodosa* en estas praderas (Romero *et al*., 2010 b), que son, efectivamente, superiores (hasta en un 50-80%) a los de plantas en zonas sin estos aportes. Aun así, los valores de estos metales contaminantes están muy por debajo de los considerados tóxicos para las plantas (Cervantes, 2010) en las que no se han detectado efectos deletéreos.

Pesca

Aunque de naturaleza muy diferente, la pesca ejerce también presiones significativas sobre las praderas de angiospermas marinas. En particular, y en lo que se refiere a Cataluña, las artes con mayor impacto potencial son el arrastre de fondo, las jaulas o rastrillos que se utilizan para la captura de marisco, como por ejemplo la cañadilla (*cargol punxent, Bolinus brandaris*) y las artes de tiro desde embarcación, que son consideradas artes mixtas entre cerco y arrastre, y que se calan haciendo un círculo. Por el contrario, el cerco pelágico, así como las artes artesanales (palangre, trasmallo y otras), no presentan riesgos para las praderas. El número de embarcaciones que practicaban los tipos de pesca que hemos mencionado como potencialmente dañinos para las praderas era, en el 2003, relativamente elevado, con más de 650 embarcaciones en total (tabla 2). Dicho número, y en consecuencia, la presión ejercida, se ha reducido significativamente en los últimos 10 años, moderadamente en el caso del arrastre de fondo (cerca del 25%) y más drásticamente en las demás artes (hasta un 75%).

La pesca de arrastre se reparte por todo el litoral, aunque con una concentración mayor de embarcaciones en la provincia de Tarragona. La pesca con artes de tiro se practica sobre todo en el Maresme (al norte de Barcelona) y en la zona del Estartit. La especie objetivo es el lanzón o sonso (*Gymnammodytes cicerelus y G. semisquamatus*) que vive en fondos arenosos donde la especie de angiosperma predominante es *C. nodosa*.

El marisqueo, tanto con dragas mecanizadas como con dragas de embarcación, se practica en tres zonas bien definidas: la zona de influencia del delta del Ebro, la costa central (de Calafell a Blanes) y el golfo de Roses y la bahía de Pals. Desde el punto de vista de los impactos reales que supone la pesca, no hay datos que permitan un diagnóstico preciso. Por un lado, hay que decir que todas estas prácticas pesqueras están prohibidas sobre las praderas, sea por la legislación estatal o europea, sea por los reglamentos de pesca de la Generalitat de Catalunya. De hecho, en lo que se refiere a la pesca de arrastre, su práctica está limitada a fondos de más de 50 metros, donde no existen praderas.

En cuanto a las artes de tiro y dragas y jaulas, su actividad está permitida a profundidades inferiores, si bien están expresamente prohibidas caso de haber praderas. Los impactos sólo

pueden proceder, pues, de actividades ilegales. Dichas actividades se producen o se han producido en el pasado, en mayor o menor medida, por ejemplo en la costa central (Garraf, al sur de Barcelona), y probablemente también en la Costa Daurada y en el Maresme. Desde el punto de vista de medidas de gestión para reducir los impactos, se pueden mencionar, además de la vigilancia, otras dos. Una es la correcta delimitación de las zonas con praderas, así como la publicación de dichas delimitaciones, con lo que las herramientas cartográficas mencionadas más arriba adquieren un nuevo valor. La segunda son las denominadas "cajas azules", que son unos dispositivos de seguimiento que llevan los arrastreros con un sistema de localización de buques por satélite que recoge información de la posición de la embarcación durante toda la jornada de pesca, alertando así en caso de entrar en fondos prohibidos. Una medida adicional, que se implantó durante los años 90, fue la construcción de arrecifes artificiales en las zonas con mayor presión de pesca de arrastre (ver más arriba). No hay datos suficientes de programas de seguimiento para saber la eficacia real de estos elementos disuasorios.

Turismo náutico

Las actividades ligadas al turismo náutico son una fuente adicional de perturbaciones, bien directas (especialmente, por el fondeo de día o de temporada sobre las praderas) o indirectas, por la construcción de puertos y marinas a lo largo de la costa. La navegación de recreo, casi exclusivamente durante los meses estivales, se ha convertido en un enorme atractivo turístico que implica una importante actividad económica asociada. Dichos meses, especialmente julio y agosto, son momentos de un intenso tráfico de estas pequeñas embarcaciones, cuyo principal impacto directo sobre las praderas es el fondeo. Recientemente, diversas asociaciones ecologistas y de defensa de la naturaleza han ido atribuyendo la degradación de las praderas al anclaje de las embarcaciones. Por un lado, es cierto que las anclas desgarran las hojas y, peor aún, arrancan haces o porciones enteras de rizomas. Desde luego, algunas zonas presentan signos evidentes de deterioro por las anclas, el más claro de los cuales es s'Espalmador (Formentera). Ahora bien, hay muy poca información sobre cuál es el umbral de presión de fondeos que las praderas pueden resistir, y a partir del cual se causan daños significativos. Este umbral es difícil de determinar, puesto que depende no sólo del número total de embarcaciones que fondean a lo largo de la temporada en una pradera determinada, sino que depende también de su eslora, la naturaleza del fondeo y de la forma en que se practica.

En un estudio realizado en el año 2000 (Romero *et al*., 2007b) para el Parque Natural del Cabo de Creus, se cuantificó la presión de fondeo (número y eslora de las embarcaciones) en la mayoría de calas durante la época de mayor frecuentación y se relacionó con un índice de degradación de las praderas. Los resultados mostraron un umbral cercano a las 7 embarcaciones por hectárea, por debajo del cual los efectos en la pradera no eran perceptibles, si bien los propios autores reconocen una elevada incertidumbre al respecto. Respecto a zonas claramente impactadas por fondeos en Cataluña, podemos mencionar como ejemplos positivos los casos de Port-Lligat y las islas Medes. En ambos casos se superaba el umbral mencionado, con claros signos de degradación. También ambas zonas

Tabla 2

Datos de las flotas de pesca que faenan en las costas catalanas con artes que potencialmente pueden afectar a las praderas de angiospermas marinas y su evolución en los últimos diez años. Fuente: Censo de la Direcció General de Pesca i Afers Marítims.

Modalidad	Nº de Embarcaciones	
	2003	2013
Arrastre de fondo	356	271
Artes de tiro desde embarcación	114	26
Dragas para moluscos (jaulas y rastrillo)	198	68

fueron objeto de actuaciones específicas, con instalación de fondeos ecológicos y prohibición del anclaje. En el caso de las islas Medes, estos fondeos ecológicos se instalaron en 1991, y el seguimiento posterior ha permitido detectar una mejora en los indicadores estructurales de la pradera (densidad y cobertura, Romero *et al*., 2012a). En Port-Lligat se instalaron hacia el 2005, y no ha habido seguimiento. En la costa catalana, las zonas de mayor presión de fondeos las hallamos en la Costa Brava, puesto que coincide un parque náutico más numeroso y una situación de las praderas (dentro de las calas) coincidente con los mejores fondeaderos. Por el contrario, las praderas situadas a cierta distancia de la costa ofrecen menos atractivo para el turismo náutico, por lo tanto no sufren este tipo de presión o lo hacen de manera mucho más atenuada.

Además de los fondeos, otro de los efectos del turismo náutico es haber estimulado la construcción de puertos. Actualmente, en la costa catalana existen un total de 47 puertos deportivos, además de los comerciales y pesqueros, con capacidades que oscilan entre los 60 y los más de 4.500 amarres, contando sólo náutica recreativa. La distancia media entre puertos, excluido el delta del Ebro, es del orden de las 5 millas náuticas, lo cual supone una fuerte presión sobre el entorno natural. Hay pocos tramos de costa sin puertos que superen las diez millas, casi todas ellas situadas en la Costa Brava (entre Port de la Selva y Roses, o entre Platja d'Aro y Sant Feliu, por ejemplo). En algunos casos, la construcción (o, en su caso, ampliación) de puertos ha supuesto un impacto directo significativo sobre las praderas con pérdidas de hasta el 50% de sus efectivos (densidad y cobertura) por la disminución de luz y acumulación de sedimento (Roca *et al*., 2014).

En todos los casos, los puertos generan una variedad de impactos indirectos (modificación de corrientes, incremento de la carga de sedimentos durante la construcción, alteración de la dinámica sedimentaria, aumento de la frecuentación y del número de embarcaciones, etc.), muchos de los cuales implican consecuencias negativas para las praderas. Un caso particular a medio camino entre los dos anteriores (fondeo de día e instalación portuaria) lo representan los campos de boyas de temporada, dispuestos para el amarre de embarcaciones durante los meses de verano. Estos campos de boyas, presentes sobre todo en la Costa Brava, tienen impactos significativos sobre praderas de angiospermas, que no se han evaluado con precisión. Respecto al turismo náutico, se suelen llevar a cabo, desde las administraciones, diversas campañas orientadas a fomentar las buenas prácticas de navegación y fondeo. Asimismo, las autorizaciones administrativas para los campos de boyas suelen incluir la exigencia de minimizar el impacto sobre las praderas.

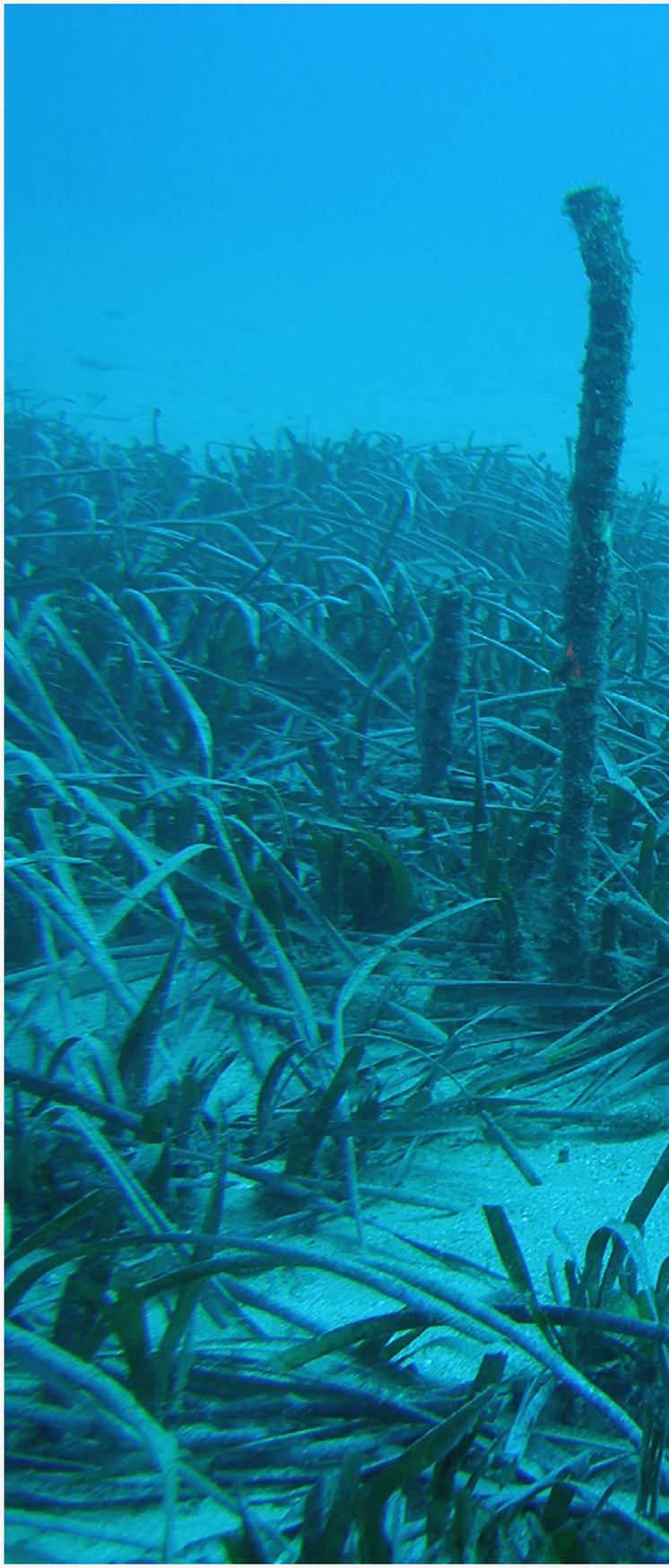
Otras presiones

Existen otras presiones puntuales de una cierta importancia y que han tenido un papel relevante en otras zonas mediterráneas, si bien en las costas catalanas parecen no ser significativas. Entre ellas incluiríamos las jaulas de engorde de peces u otras instalaciones de acuicultura, de las que no hay ninguna próxima a una pradera en el ámbito geográfico considerado (salvo, tal vez, en l'Ametlla de Mar, aunque no se han observado impactos), las especies invasoras, de las que hasta el momento sólo se ha detectado la presencia de Caulerpa cylindracea en el Garraf con un impacto de momento localizado, los vertidos de salmuera, de los que tampoco hay ninguno en Cataluña con impacto en praderas y, finalmente, los vertidos de aguas calientes, del que sí existe un ejemplo (la central nuclear de Vandellós). Sobre esta última pradera, y aunque no hay datos sistemáticos, observaciones preliminares procedentes de la red de vigilancia de la Direcció General de Pesca i Afers Marítims parecen mostrar que no se produce afectación.

Finalmente, merece la pena destacar que las perturbaciones de origen natural pueden también ser agentes destacados de la dinámica y, en algunos casos, de la degradación de las praderas. Es el caso de los temporales, especialmente cuando superan un cierto umbral de intensidad. Como ejemplo, cabe decir que el 26 de Diciembre de 2008 un fuerte temporal de levante afectó el norte de la costa catalana, con alturas de ola significativa de más de 8 metros y alturas máximas de 14 metros. Esta tormenta, con un tiempo de retorno centenario, causó la pérdida de alrededor del 23% del área de praderas superficiales de la zona afectada (hasta 10 m), y alrededor del 5% en las más profundas (Gera *et al*., 2014), la mayor parte de las cuales fueron causadas por el enterramiento. Adicionalmente, tenemos indicios de pérdidas importantes ocurridas en los

últimos 10 años en praderas superficiales, sobre todo en la Costa Brava, por temporales de mayor frecuencia y menor intensidad.

Corresponden sobre todo a praderas fragmentadas, que muestran una resiliencia marcadamente inferior a las continuas frente a este tipo de perturbaciones (Gera, 2013). Aunque estos datos dan sólo una imagen incompleta, apuntan hacia potenciales pérdidas si el grado de fragmentación aumenta, bien sea por acción humana directa, bien sea por aumento de la frecuencia de estos temporales extremos. Aparece aquí un último motivo de inquietud sobre la persistencia de las praderas, que es el cambio climático, cuyas implicaciones sobre estos ecosistemas deberían ser motivo de atención en los próximos años. Por ejemplo, algunos escenarios de modelos climáticos predicen precisamente un aumento en la frecuencia de temporales extremos. Otros efectos del cambio climático (olas de calor, acidificación, cambios en la distribución de especies) están, en gran medida, pendientes de ser investigados.



Seguimiento del límite profundo de una pradera de Posidonia oceanica*, Puede verse una barra que actúa como referencia del límite profundo, y cuatro barras que delimitan un cuadrado permanente para seguimiento de la densidad.*

Fotografía: Javier Romero.

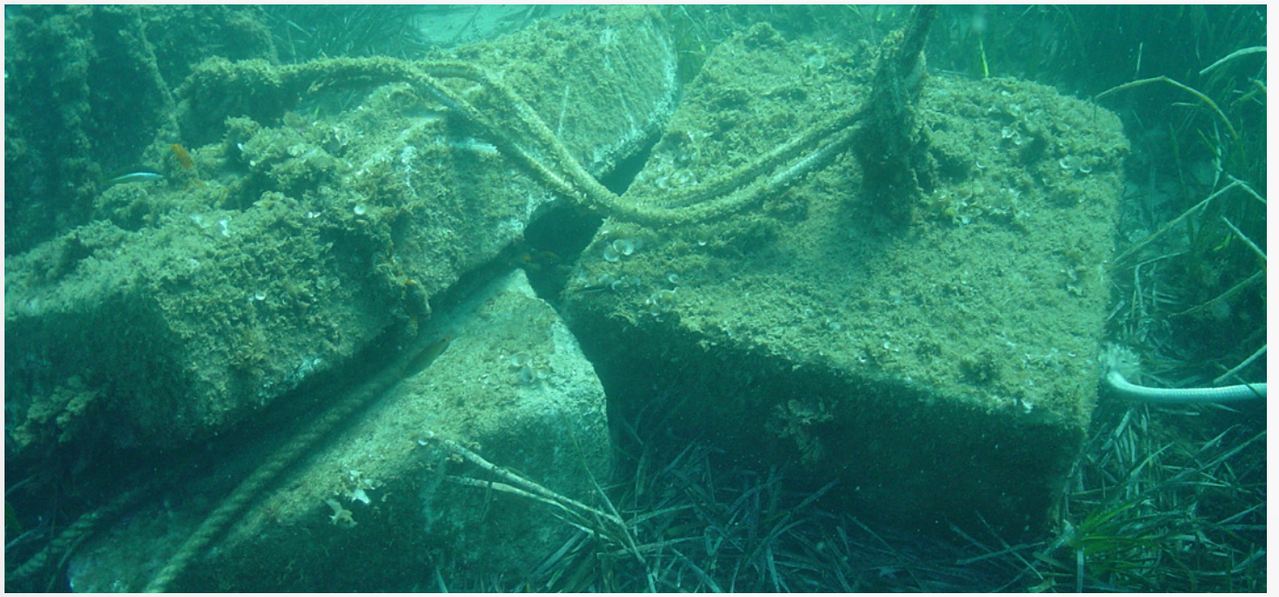
Estado y tendencias

Posidonia oceanica

Las limitaciones de la información cartográfica enunciada más arriba hacen difícil una estimación razonablemente ajustada de la evolución de las superficies totales de las praderas de esta especie. Ahora bien, existen diversas evidencias indirectas que permiten una diagnosis de la situación (Romero *et al*., 2007c).

En general, las praderas de angiospermas marinas, y en particular las de *Posidonia oceanica*, han sufrido una regresión considerable en los últimos 50 años, tanto en superficie ocupada como en efectivos; también se ha deteriorado su estado de salud. Sin embargo, datos recientes obtenidos gracias a diversas redes de seguimiento (por ejemplo, Romero *et al*., 2010a), así como observaciones de diversos grupos de científicos que se extienden a lo largo de tres décadas, han permitido constatar que esta regresión no prosigue, o al menos lo hace a tasas apenas perceptibles. Esta mejora de la tendencia se debe, probablemente, a diversas actuaciones y a la aplicación de normativas ambientales, así como a una mejor conciencia del valor de estos ecosistemas y de los ecosistemas marinos en general. Estudios realizados, a largo plazo, en comunidades de macroalgas bentónicas han constatado también una tendencia positiva (Pinedo *et al*., 2013). A esta visión optimista hace de contrapeso no sólo la evidencia de que subsisten presiones significativas, sino que una gran parte de las praderas, como detallaremos a continuación, están lejos de un estado y extensiones óptimas.

Desde el punto de vista de la extensión, se estima que las praderas actuales representan un



Impacto del fondeo no regulado sobre la pradera de Posidonia oceanica*. Fotografía: Àlex Lorente-SUBMON.*

75-80 % de la extensión original (entendida como la existente en épocas pre-industriales: Romero *et al*., 2007c). La estima se basa en un conjunto heterogéneo de observaciones escasamente sistematizadas, que incluye, entre otras cosas, conversaciones con pescadores, datos de antiguas cartas náuticas, identificación de zonas de mata dispersas y alguna fotografía aérea. Por lo tanto, la incertidumbre es muy elevada, aunque hay que decir que ejercicios similares llevados a cabo por expertos en otras zonas del Mediterráneo noroccidental han arrojado resultados similares (Alcoverro *et al*., 2006). En los últimos 20 años, las pérdidas de superficie han sido de poca entidad, y no hay datos sobre regresiones extensas, con, tal vez, una excepción: en la zona del Garraf, una pradera visitada en 1987 y ya entonces en bastante mal estado, había retrocedido de manera significativa, sobre todo por el límite profundo, en el 2010. Dejando de lado este caso, seguimientos que abarcan períodos de tiempo variables (pero en general superiores a diez años), con balizamiento del límite profundo (y, en algunos casos, de límites someros) y llevados a cabo sobre 25 praderas muestran, en general, retrocesos modestos, ya que el 92% de las 250 balizas desplegadas no mostró ningún retroceso, y sólo 20 de ellas (8%) dieron signos de regresión, con un valor medio de 0,5 m/año, y de 0,04 m/año para el conjunto de la costa. En lo que se refiere a efectivos, o abundancia de plantas, que suele expresarse en términos de sustrato cubierto por la planta (% de cobertura) y en términos de haces por unidad de superficie (densidad, haces/m^2), resulta casi imposible valorar la evolución histórica. Las dos únicas series suficientemente largas para detectar tendencias en estos dos parámetros (la de las islas Medes, ver más arriba, desde 1984 y la de Mataró, desde 1996), indican considerables fluctuaciones, si bien sin tendencias sistemáticas. Ahora bien, independientemente de la tendencia, los datos disponibles, tomando como referencia alguna revisión bibliográfica (Pergent *et al*., 1995), parecen indicar que los valores de densidad distan bastante de los considerados como referencia o normales. Así, por ejemplo, en un estudio hecho sobre 26 praderas, un 42% de ellas presentaba valores de cobertura y densidad similares a los de referencia, 35% presentaban valores moderadamente inferiores (hasta un 50%) y el resto (23%) presentaba valores netamente inferiores (en un 50% o más) a los de referencia (Romero *et al*., 2007c).

Finalmente, cabe decir que el estado de salud, concepto que abarca no ya la abundancia sino una cierta noción de integridad ecológica del sistema, así como un buen funcionamiento de las plantas, es variable. La diagnosis procede de información sobre las redes de vigilancia y control desplegadas por el ACA para cumplir con la Directiva Marco del Agua, y que fueron efectivas entre 2003 y 2010. Estas redes integran las evaluaciones de indicadores de calidad fisicoquímicos, químicos y biológicos, entre los cuales se incluyen las angiospermas marinas (http://aca-web.gencat.cat/app/WDMA/). Desde el punto de vista de las praderas de *P. oceanica*, vale decir que se obtuvieron, para una treintena de praderas de la costa catalana, una serie de descriptores, tanto fisiológicos como de contaminación o de estructura de las praderas, que se combinan en un índice biótico llamado POMI (Romero *et al*., 2007a). De un total de casi 200 observaciones, el 59% indicaron que las praderas evaluadas estaban en un estado de salud o integridad propio de sistemas no impactados o poco impactados, mientras que el 28% mostraron un estado de salud mediocre y un 13% un estado de salud deficiente. Estas valoraciones se reparten irregularmente, aunque las praderas en mejor estado corresponden a las zonas con menos presiones, como son la Costa Brava, Mataró (por la lejanía a costa ya comentada) y algunos puntos de la costa sur de Tarragona. Por el contrario, las praderas más deterioradas se sitúan en las zonas con mayores presiones, esto es, en las cercanías de Barcelona y Tarragona, además de en otras zonas puntualmente problemáticas.

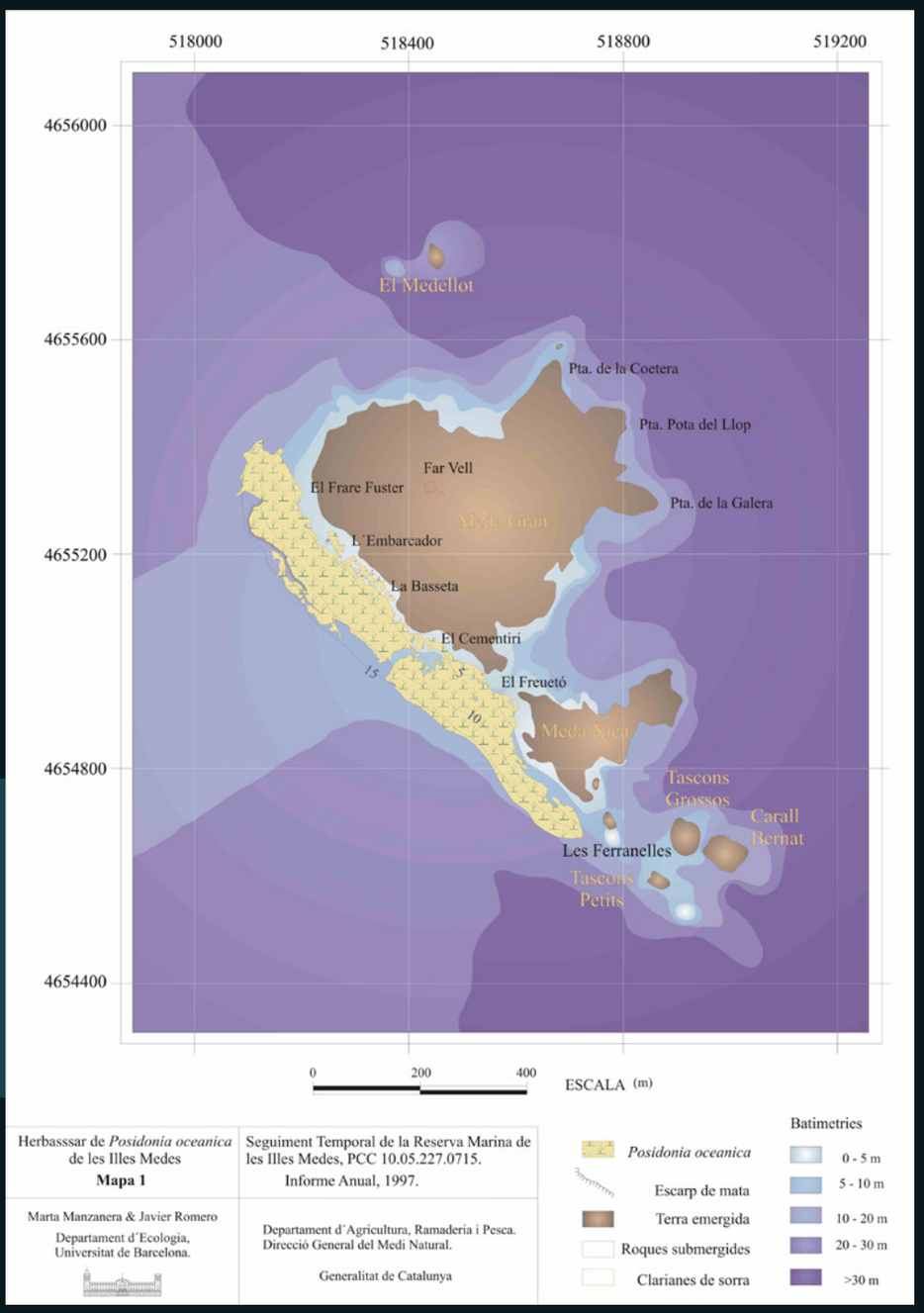
La evolución temporal de la salud de las praderas parece mostrarse estable para el conjunto del territorio, ya que, para el conjunto del período monitorizado, un 59% de las praderas no cambian, un 22% empeoran y un 19% mejoran. A este respecto es muy destacable una mejora generalizada de los indicadores fisiológicos, tales como los contenidos de nitrógeno, fósforo y carbohidratos, todos ellos relacionados con la calidad del agua y la eutrofización. Esta mejora se percibe para el conjunto de la costa catalana, pero muy especialmente se detecta en algunas de las praderas más deterioradas, como la de Sitges (Roca *et al*., 2015). Aunque esta tendencia no se refleja en las variables estructurales como la cobertura y la densidad de las praderas, que tienen un tiempo de recuperación mucho más largo, al menos sugieren la posibilidad de una recuperación a medio-largo plazo.

CUADRO TEMÁTICO 1

CARTOGRAFÍA Y SEGUIMIENTO DE LA PRADERA DE *POSIDONIA OCEANICA* DE LAS ISLAS MEDES

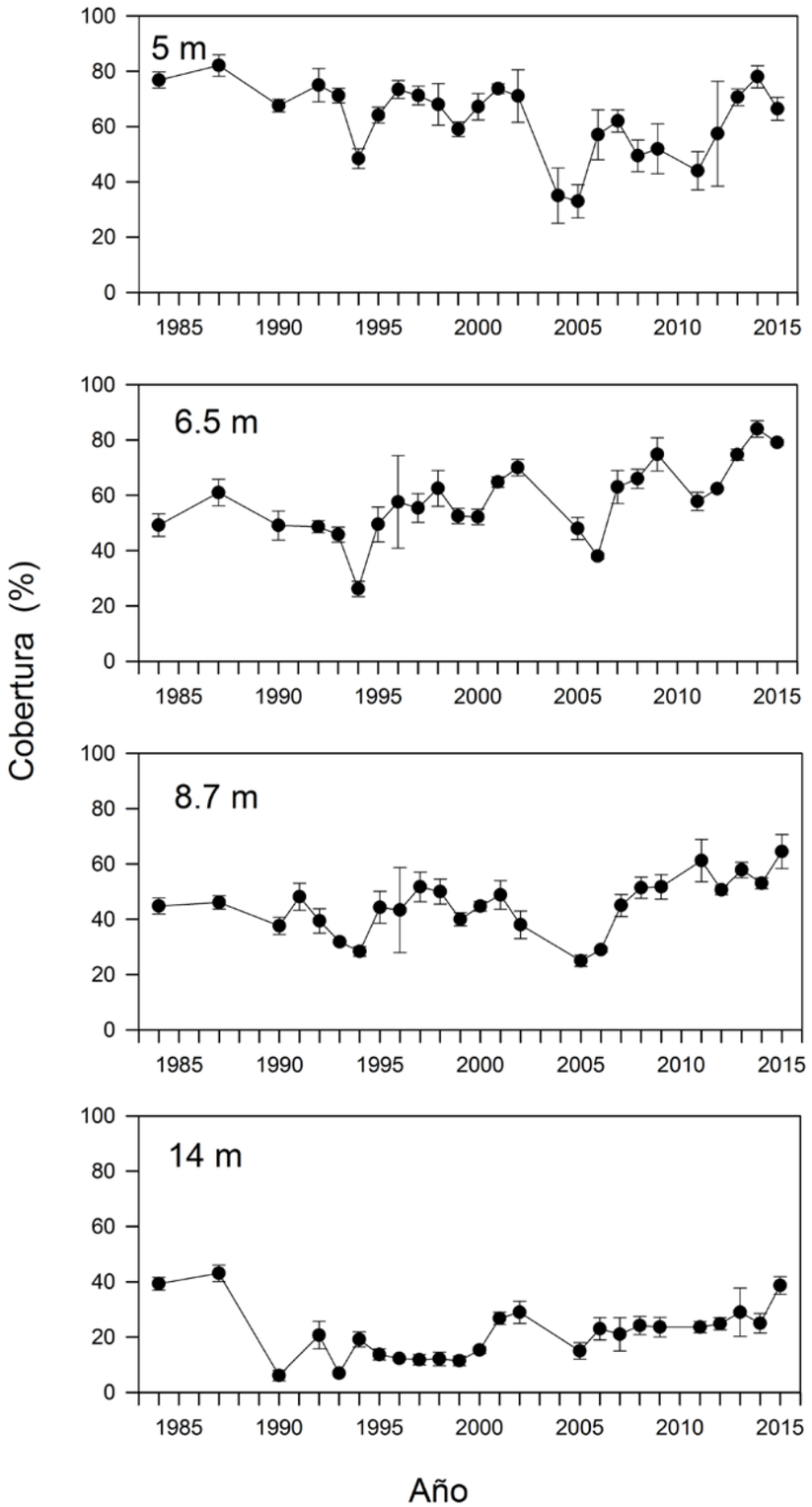
La pradera de las islas Medes es una de las estudiadas desde más antiguo de todo el litoral español, con muestreos ocasionales que se remontan a los años 60 y datos sistemáticos a partir de principios de los 80 (Romero *et al*., 2012a). Se dispone de una serie de datos de cobertura y densidad que se remonta a 1983, con valores anuales a partir de 1991, así como una cartografía de detalle realizada en 1998 (ver Figura 1.1).

Los datos sugieren una cierta fluctuación tanto de la cobertura (Figura 1.2) como de la densidad (Figura 1.3), sin tendencias sistemáticas claras a pesar de algunas épocas que podríamos calificar como "de crisis". Por otro lado se han observado pérdidas muy modestas en cuanto a la superficie total, del orden del 3 a un 4% de la superficie original que existía en 1980.



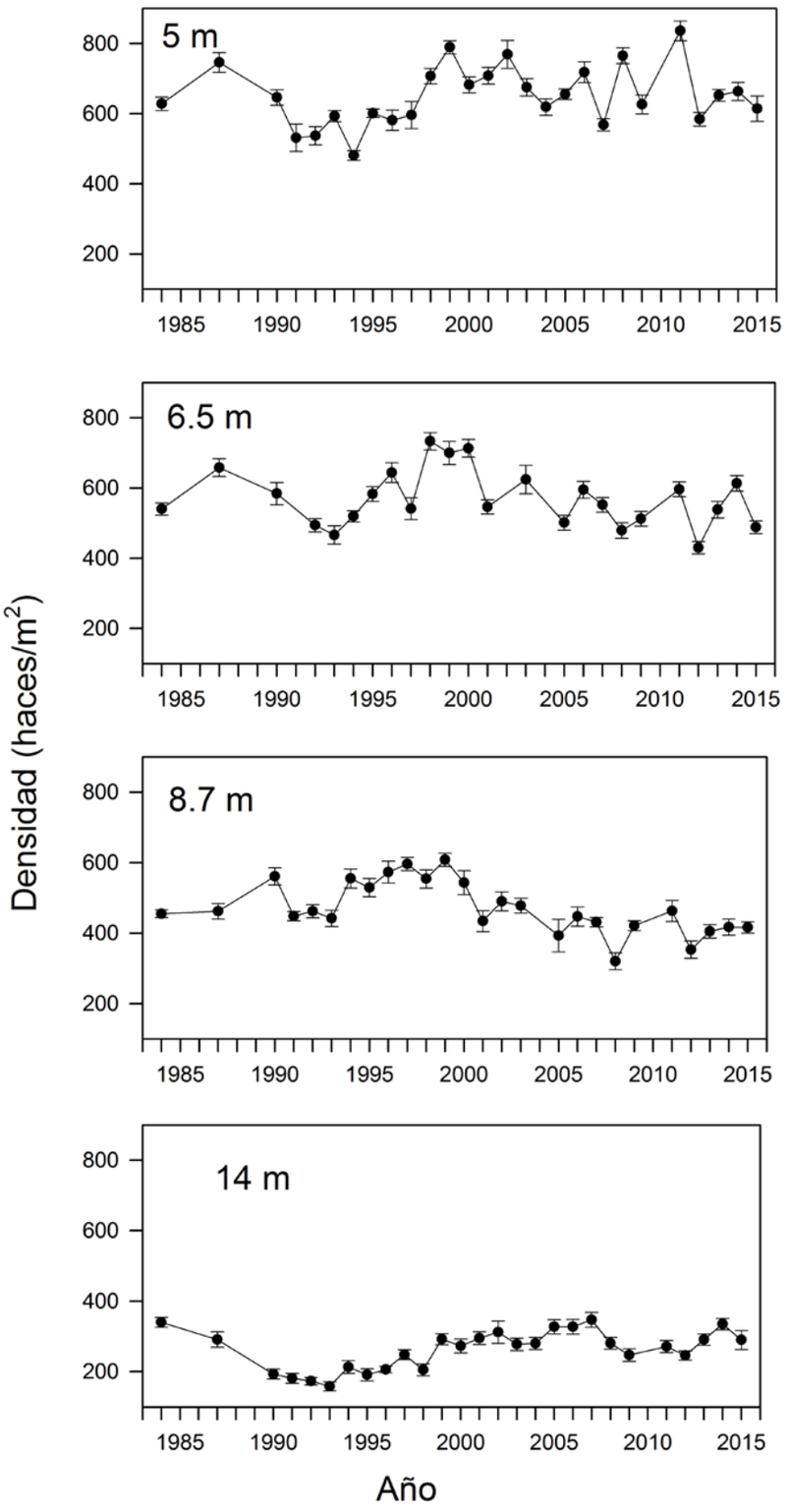
Mapa de la pradera de las islas Medes cartografiada por Manzanera & Romero (1998). Se señala el transecto permanente donde se han realizado las medidas del programa de seguimiento a 5; 6,5; 8,7 y 14 m de profundidad.

Figura 1.1



Evolución interanual de la cobertura (expresada en % de sustrato recubierto por Posidonia oceanica*) de la pradera a diferentes profundidades. Datos del seguimiento de la pradera de las islas Medes (Romero* et al.*, 2012a), actualizados al 2013.*

Figura 1.2



Evolución de la densidad (haces/m²) de la pradera a diferentes profundidades. Datos del seguimiento de la pradera de las islas Medes (Romero et al.*, 2012a) actualizados al 2013.*

Figura 1.3

Cymodocea nodosa

El conocimiento sobre C*ymodocea nodosa* es más limitado. Eso, unido al hecho de que las formaciones de *C. nodosa* pueden ser relativamente variables en el tiempo en cuanto a su distribución y extensión, dificulta el diagnóstico de su evolución temporal. En realidad, y al contrario de *P. oceanica*, el gran dinamismo de *C. nodosa* hace que sea difícil hablar de sus praderas como de entidades persistentes en el tiempo, al menos en aguas abiertas, sino que hay que considerar más bien áreas potenciales de distribución cuyo porcentaje de ocupación puede ir variando. Tampoco hay información sobre su estado de conservación o calidad biológica, con unas pocas excepciones. Así, parecería que la presencia de esta especie ha disminuido en las calas de cabo de Creus, mientras que un estudio reciente (Romero *et al*., 2012b) indica que las praderas de la bahía de Pals, cercanas a l'Estartit están en un buen estado de conservación.

El único seguimiento sostenido a medio y largo plazo se ha llevado a cabo en las bahías del delta del Ebro, mediante fotografía aérea en lo que se refiere a extensión y superficie (ver Cuadro temático 2), y mediante observación y muestreo directo en lo que se refiere a calidad biológica, como parte del seguimiento efectuado por el ACA para dar cumplimiento a la Directiva Marco del Agua. Este seguimiento se basó en otro índice biológico (CYMOX, Oliva *et al*., 2012), hasta cierto punto análogo al POMI ya comentado. En las bahías del delta, la extensión se ha incrementado sustancialmente entre 1964 y 2003 (ver Cuadro temático 2). La calidad de las praderas es heterogénea, y aquellas más cercanas a las desembocaduras de los canales que llevan a la bahía las aguas de riego de los arrozales muestran un estado mediocre, muy probablemente por la carga de nutrientes y materia orgánica de dichas aguas. Por el contrario, las praderas más alejadas de las descargas muestran un estado ecológico bueno o excelente, similar al de praderas en zonas no perturbadas.

Trabajos de seguimiento en la pradera de las islas Medes: mediciones de cobertura de la pradera. Fotografía: Marta Pérez.

CUADRO TEMÁTICO 2:

DISTRIBUCIÓN Y ABUNDANCIA DE *CYMODOCEA NODOSA* EN LAS BAHIAS DEL DELTA DEL EBRO

El estudio sistemático de la vegetación sumergida de las bahías del delta del Ebro empezó en 1983 con la identificación de las especies presentes y la evaluación de su distribución y abundancia. Como resultado de estos estudios se realizó una primera cartografía (Pérez & Camp 1986), donde se mostraba que algunas zonas someras y con influencia de agua dulce estaban ocupadas por praderas poco extensas de *Ruppia cirrhosa* y de *Zostera noltii*. Sin embargo, la especie dominante era *Cymodocea nodosa*, que se encontraba formando extensas praderas tanto continuas, en la plataforma norte, como a manchas en la plataforma sur, hasta unos tres metros de profundidad. Cabe destacar que en algunas de ellas aparecía también el alga *Caulerpa prolifera*.

Recientemente se ha podido actualizar la cartografía de la vegetación de las bahías gracias a unos convenios con el Parque Natural del Delta del Ebro (Figura 2.1). Como resultado de estos convenios (Pérez & Mascaró, 2005; Pérez *et al*., 2006) se han analizados los cambios ocurridos y se ha actualizado la cuantificación de la extensión ocupada por las praderas de *C. nodosa*. Como cambios más destacados se encuentra la disminución de las manchas de *R. cirrhosa* y de *Z. noltii*, especialmente en la bahía de Alfacs, y el aumento de la cobertura de las manchas de *C. nodosa* de la zona sur, que ha pasado de un 9 % en 1964 a un 50 % de sustrato recubierto en 2003 (Mascaró 2011; ver Tabla 2.1).

Datos recientes de cobertura y biomasa de las praderas de angiospermas en las bahías del delta de l'Ebre (fuente: Mascaró 2011). T ps = Toneladas de peso seco total.

Tabla 2.1

	Superficie ha	Especie Dominante	Cobertura %	Cobertura ha	Biomasa máxima T ps/ha
Alfacs					
Norte	637	*C. nodosa*	75	478	14
Sur	1.110	*C. nodosa* y *C. prolifera*	50	555	5
Fangar					
Norte	51	*C. nodosa*	50	25	1,5
Sur	221	*C. nodosa, Z. noltii* y *R. cirrhosa*	65	144	6

Distribución actual de Cymodocea nodosa *y* Zostera noltii *en las bahías del Fangar (A) y de Alfacs (B) en el delta del Ebro.*

Figura 2.1

Detalle del pez mula (Signathus typhle) *entre las hojas de Cymodocea nodosa.*

Fotografía: Javier Ferrer.

Gestión y conservación

Las especies de angiospermas marinas se encuentran protegidas en Cataluña por la Orden de 31 de julio de 1991 (DOGC núm. 1479, de 12.08.91), en la que se prohíbe su destrucción, utilización o comercialización. Asimismo, y en concordancia con normativas europeas y estatales, la Ley 2/2010, de 18 de febrero, de pesca y acción marítimas, considera las praderas de angiospermas marinas como hábitats protegidos a efectos pesqueros. Desde el punto de vista conservacionista, hay que resaltar que la mayor parte de praderas existentes forman parte de la Red Natura 2000, como lugar de interés comunitario (LIC) en cumplimiento de la Directiva Hábitat (92/43/CEE), por lo que están también incluidas dentro de las zonas protegidas en el Plan de Gestión del Distrito de Cuenca Fluvial de Cataluña (Real Decreto 1219/2011). A pesar de todo ello, hasta el momento prácticamente no se ha desplegado ningún plan de vigilancia ni desarrollado instrumentos concretos que pudieran hacer efectiva las figuras de protección tal y como están definidas en la legislación vigente. Más específicamente, a lo largo de la costa catalana existen una serie de espacios protegidos, de los que los dos más importantes son el Parque Natural de Cabo de Creus y la Reserva Natural Submarina de las Islas Medes, recientemente ampliada al conjunto del Montgrí. En ambos casos hay, dentro del ámbito de las respectivas áreas marinas protegidas, porciones más o menos extensas de praderas, que en algunos casos han gozado de actuaciones específicas (como los planes de fondeos de Portlligat y Medes, comentados en apartados anteriores).

Dentro del ámbito de la conservación, hay que destacar algunas otras iniciativas cuyo objetivo ha sido la protección de praderas, entre las que podemos destacar los arrecifes artificiales (ya comentados en secciones anteriores), programas de divulgación y sensibilización (trípticos, materiales didácticos para escuelas, conferencias, exposiciones) e iniciativas diversas en ocasiones promovidas por entidades ciudadanas. Como actividad pionera, y en la frontera entre la ciencia, la gestión y la sociedad, cabe destacar la red de vigilancia de las praderas de angiospermas marinas, que fue promovida y financiada por la Direcció General de Pesca de la Generalitat de Catalunya y ejecutada, hasta el 2001, por el Departamento de Ecología de la Universidad de Barcelona. Dicha red, un ejemplo precursor de lo que ahora se llama ciencia participativa, surgió de una experiencia piloto de 1996, fue funcional a partir de 1998, y consistió en la vigilancia de una serie de estaciones a lo largo de la costa (unas 25) mediante grupos de voluntarios, debidamente encuadrados por científicos. La idea era conjugar la participación social con la adquisición de datos válidos, y los resultados fueron fructíferos. Esta red en la actualidad continúa adquiriendo datos, aunque desde hace ya bastantes años se ha abandonado el componente participativo.

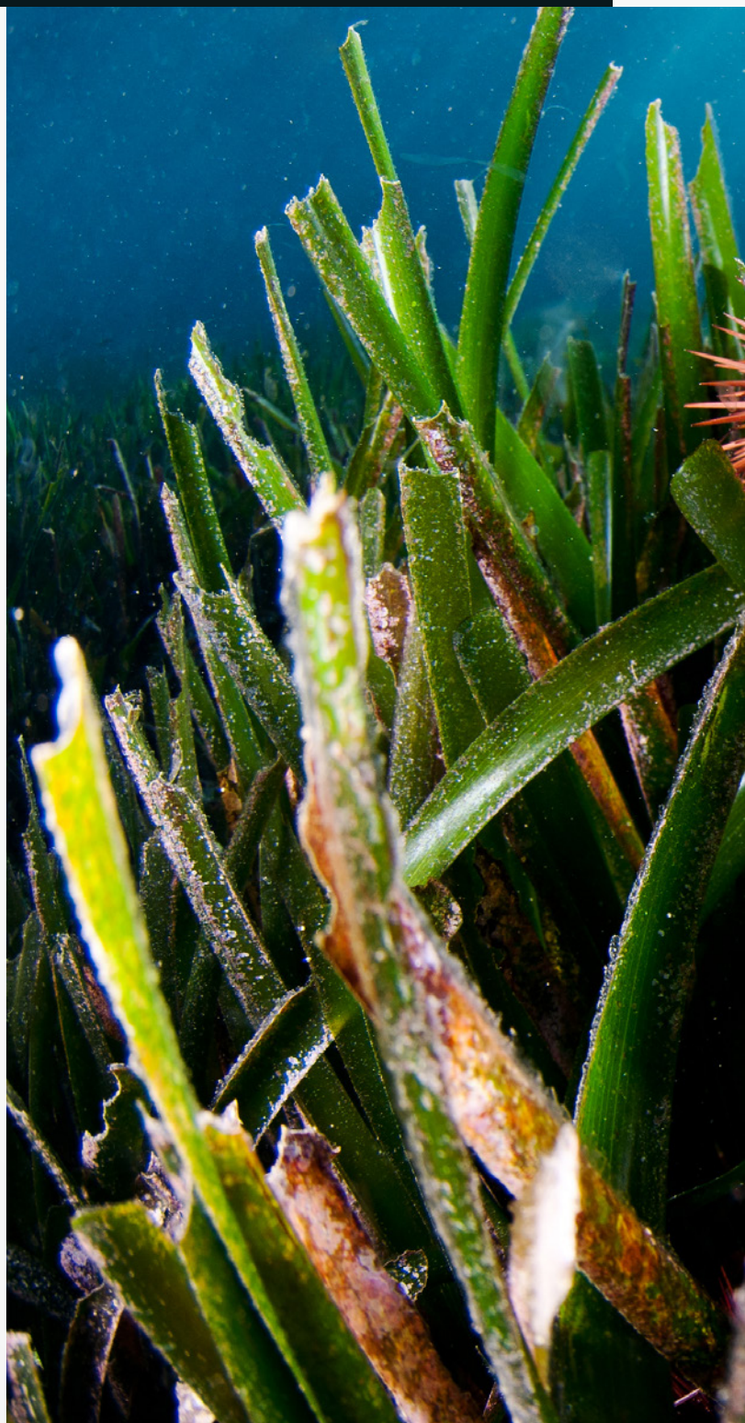
*Nacras (*Pinna nobilis*) en la pradera de* Cymodocea nodosa *de la bahía de Alfacs, delta del Ebro.*

Fotografía Marta Pérez.

Futuras direcciones

En el ámbito catalán, el futuro de las praderas de angiospermas marinas presenta probablemente los mismos riesgos y oportunidades que en el resto de España o en otros lugares del norte del Mediterráneo, situación sin duda compartida a grandes rasgos con otros ecosistemas marinos y probablemente también terrestres.

Refiriéndonos exclusivamente a las praderas, podemos hablar de una cierta ambivalencia. Así, por una parte, y tal como se ha descrito, su estado de conservación dista mucho del óptimo, y aparecen nuevas amenazas en el horizonte, como por ejemplo las derivadas del cambio climático global. Ahora bien, lo peor del deterioro parece haber pasado, e incluso hay algún signo incipiente de recuperación. Por otra parte, y si bien su aplicación es bastante laxa, existen numerosas normas reguladoras de estos ecosistemas, e incluso una cierta percepción social de su valor e interés. En conjunto, esta diagnosis podría permitir una visión reservadamente optimista. No obstante, hay motivos adicionales de preocupación en el momento de redactar este resumen. En efecto, la crisis económica ha alterado las prioridades políticas, y las preocupaciones ambientales han perdido peso de manera evidente. A pesar de la implicación de científicos, grupos conservacionistas e incluso de mandos intermedios de las administraciones, hay un riesgo serio de que, a caballo de la crisis y en los posibles escenarios post-crisis, puedan frustrarse las perspectivas moderadamente optimistas que apuntábamos. Eso sólo se verá con el transcurso de los próximos años.



En las praderas catalanas es frecuente observar el erizo Paracentrotus lividus *alimentándose de las hojas de* Posidonia oceanica.

Fotografía: Javier Murcia.

La pequeña gamba Hippolyte *sp sobre una hoja de* Cymodocea nodosa. *Fotografía: Javier Ferrer*

Cartografías

Cataluña

MAPAS DE DISTRIBUCIÓN DE LAS PRADERAS MARINAS, PRESIONES Y MEDIDAS DE GESTIÓN

MAPA 1A

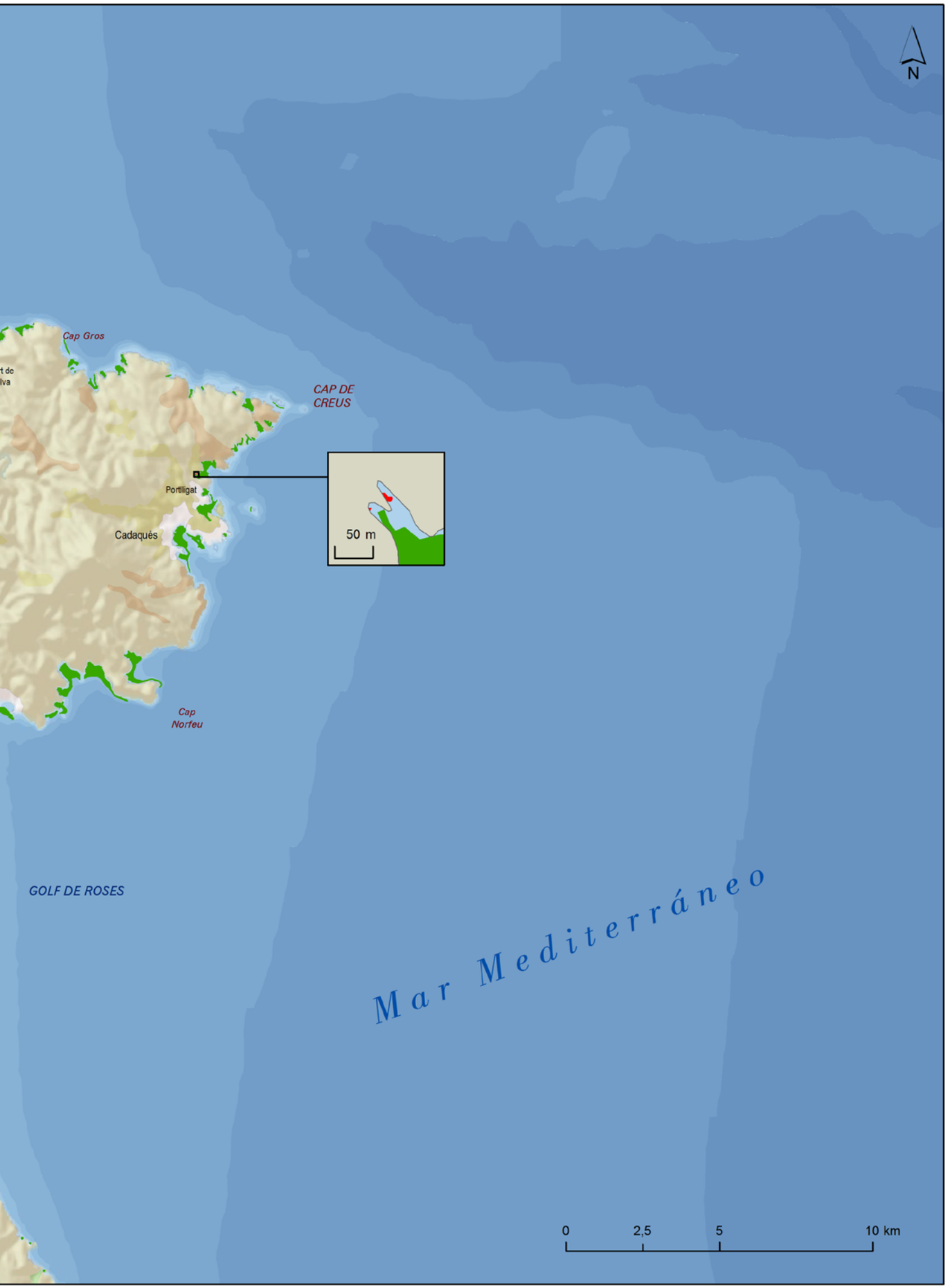
Girona (norte)

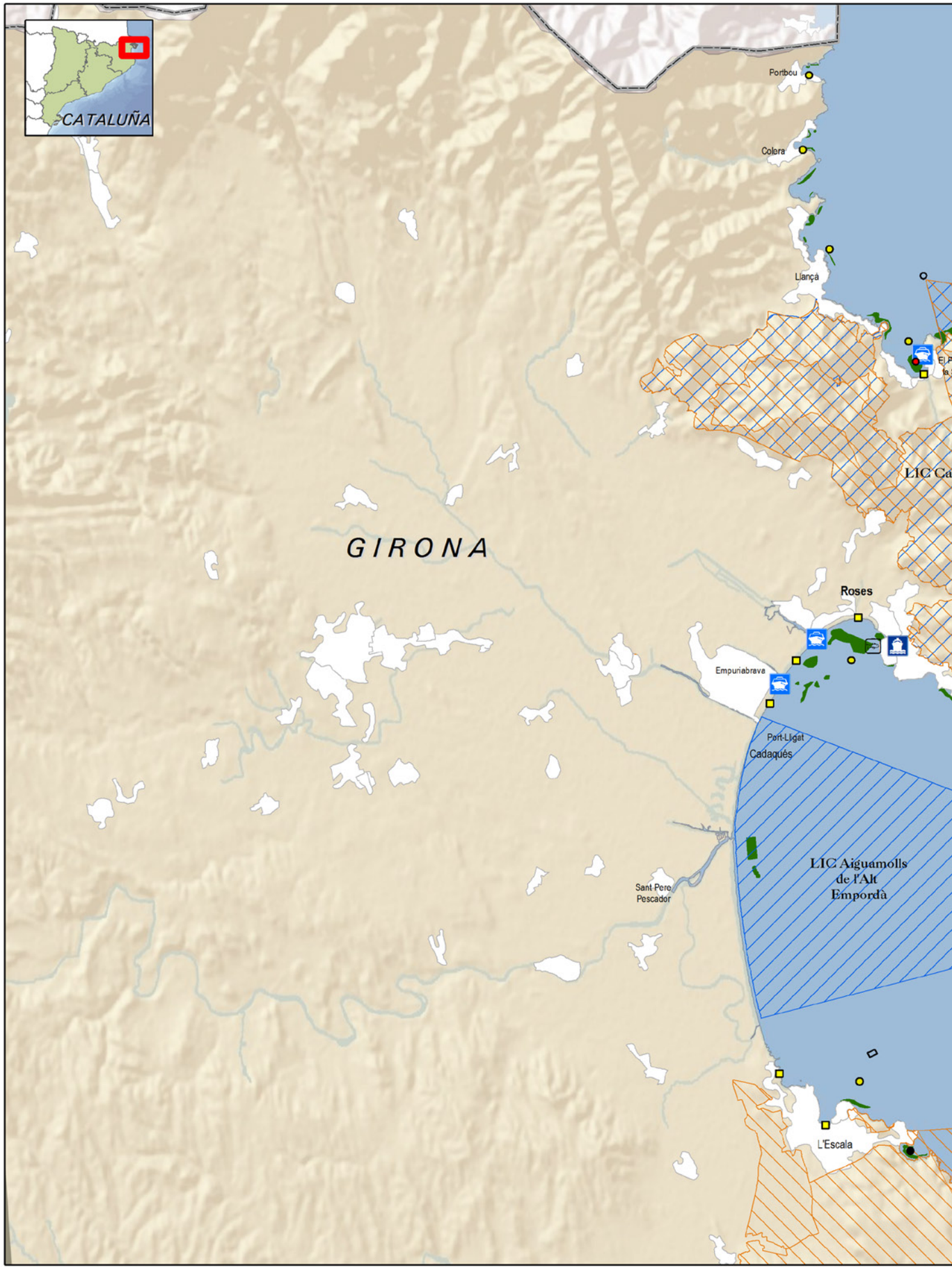
Distribución de praderas marinas en el litoral norte de Girona

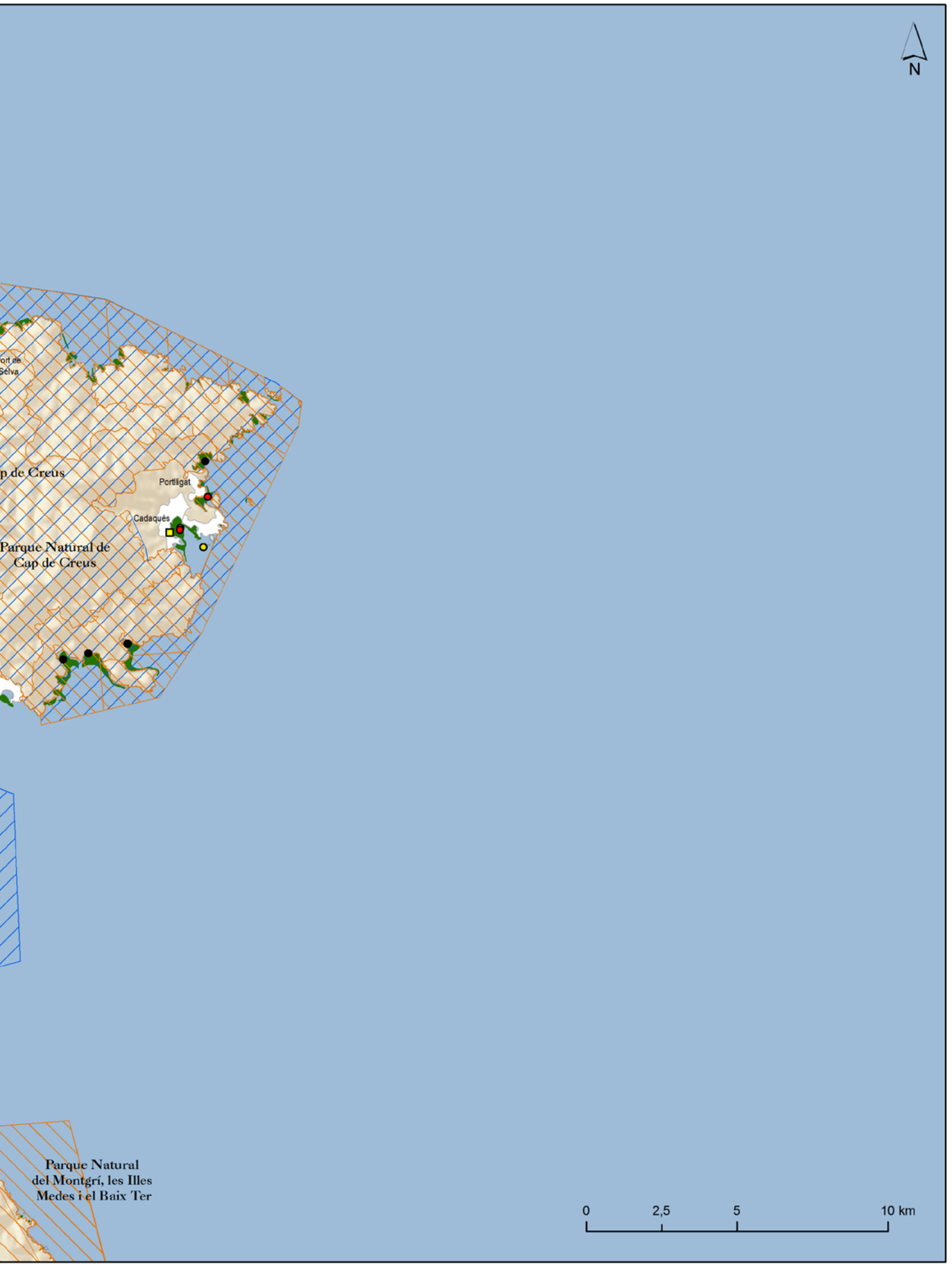
Elaboración: IEO.

Fuentes: varios autores y entidades (ver texto), Direcció General de Pesca i Afers Marítims. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: Word Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala: 1:150000


N
Cap Gros
CAP DE
CREUS
Portlligat
Cadaqués
50 m
Cap
Norfeu
GOLF DE ROSES
Mar Mediterráneo
0
2,5
5
10 km


CATALUÑA
GIRONA
Portbou
Colera
Llançà
LIC Ca
Roses
Empuriabrava
Port-Ligat
Cadaqués
LIC Aiguamolls de l'Alt Empordà
Sant Pere Pescador
L'Escala
Puertos deportivos y embarcaderos
Puerto pesquero-industrial
Playas regeneradas y espigones
Vertidos EDAR
Fondeaderos regulados
Fondeaderos no regulados



MAPA 1B

Girona (norte)

Presiones y medidas de gestión en el litoral norte de Girona

Elaboración: IEO.

Fuentes: Direcció General de Pesca i Afers Marítims, Estrategia Marina–MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala: 1:153000

MAPA 2A

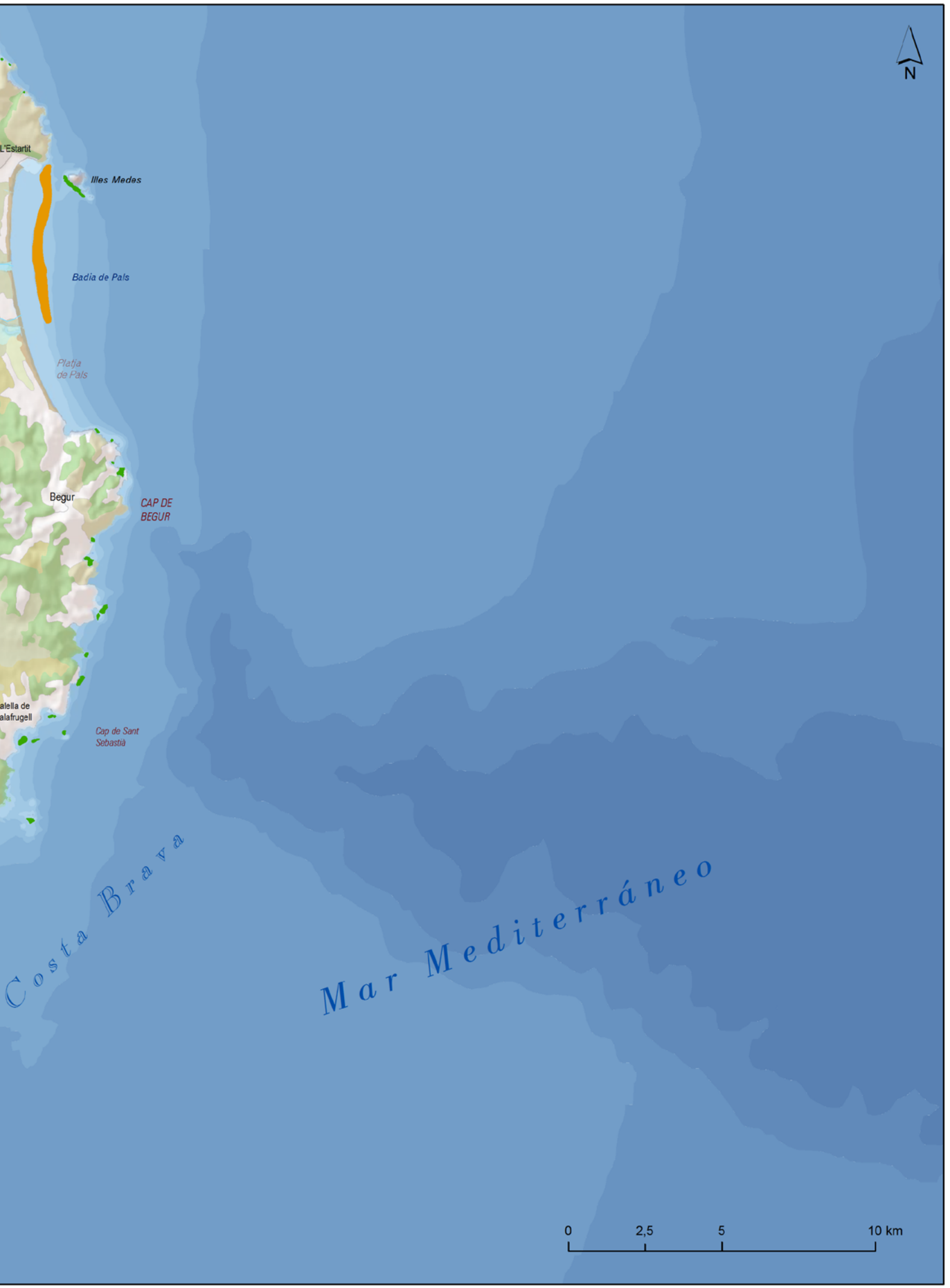
Girona (sur)

Distribución de praderas marinas en el litoral sur de Girona

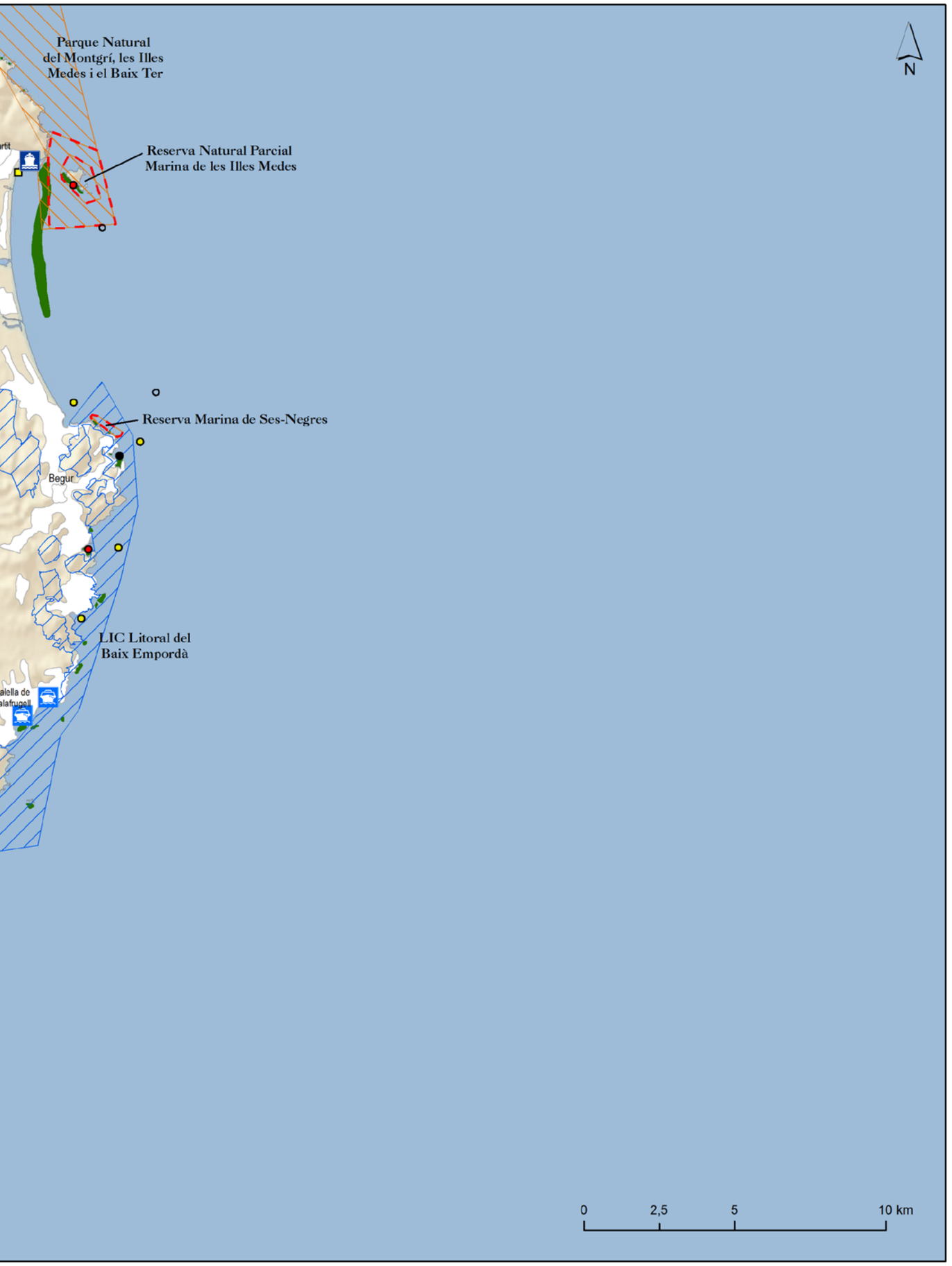
Elaboración: IEO.

Fuentes: varios autores y entidades (ver texto), Direcció General de Pesca i Afers Marítims. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: World Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala: 1:150000


N
L'Estartit
Illes Medes
Badia de Pals
Platja de Pals
Begur
CAP DE BEGUR
alella de
alafrugell
Cap de Sant Sebastià
Costa Brava
Mar Mediterráneo
0
2,5
5
10 km

CATALUÑA
GIRONA
Palamós
Platja d'Aro
Sant Feliu de Guixols
LIC Massís de les Cadiretes
Puertos deportivos y embarcaderos
Puerto pesquero-industrial
Playas regeneradas y espigones
Vertidos EDAR
Fondeaderos no regulados
Fondeaderos regulados



MAPA 2B

Girona (sur)

Presiones y medidas de gestión en el litoral sur de Girona

Elaboración: IEO.

Fuentes: Direcció General de Pesca i Afers Marítims, Estrategia Marina–MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala: 1:153000

MAPA 3A

Girona (sur) y Barcelona (norte)

Distribución de praderas marinas en el litoral sur de Girona (La Selva) y norte de Barcelona

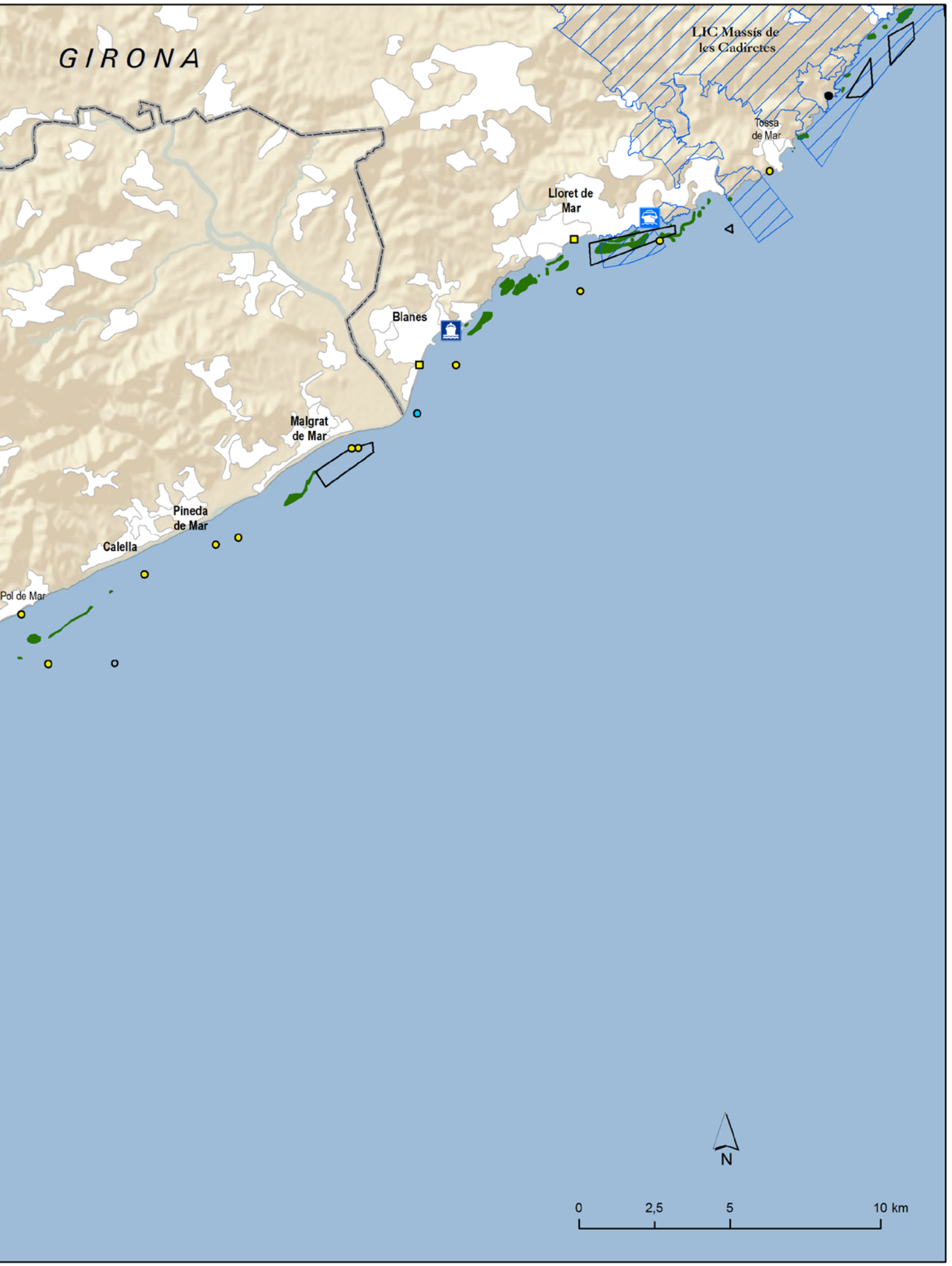
Elaboración: IEO.

Fuentes: varios autores y entidades (ver texto), Direcció General de Pesca i Afers Marítims. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: World Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala: 1:150000

GIRONA
La Selva
Tossa
de Mar
Cap de
Tossa
Lloret
de Mar
Riu Tordera
Blanes
Malgrat
de Mar
Pineda
de Mar
Calella
Mar Mediterráneo
N
0
2,5
5
10 km

CATALUÑA
BARCELONA
Sant
Canet de Mar
Arenys de Mar
LIC Costes del Maresme
Mataró
Vilassar de Mar
Premià de Mar
El Masnou
Badalona
Puertos deportivos y embarcaderos
Puerto pesquero-industrial
Playas regeneradas y espigones
Fondeaderos no regulados
Vertidos EDAR
Vertido de desaladora



MAPA 3B

Girona (sur) y Barcelona (norte)

Presiones y medidas de gestión en el litoral sur de Girona (La Selva) y norte de Barcelona

Elaboración: IEO.

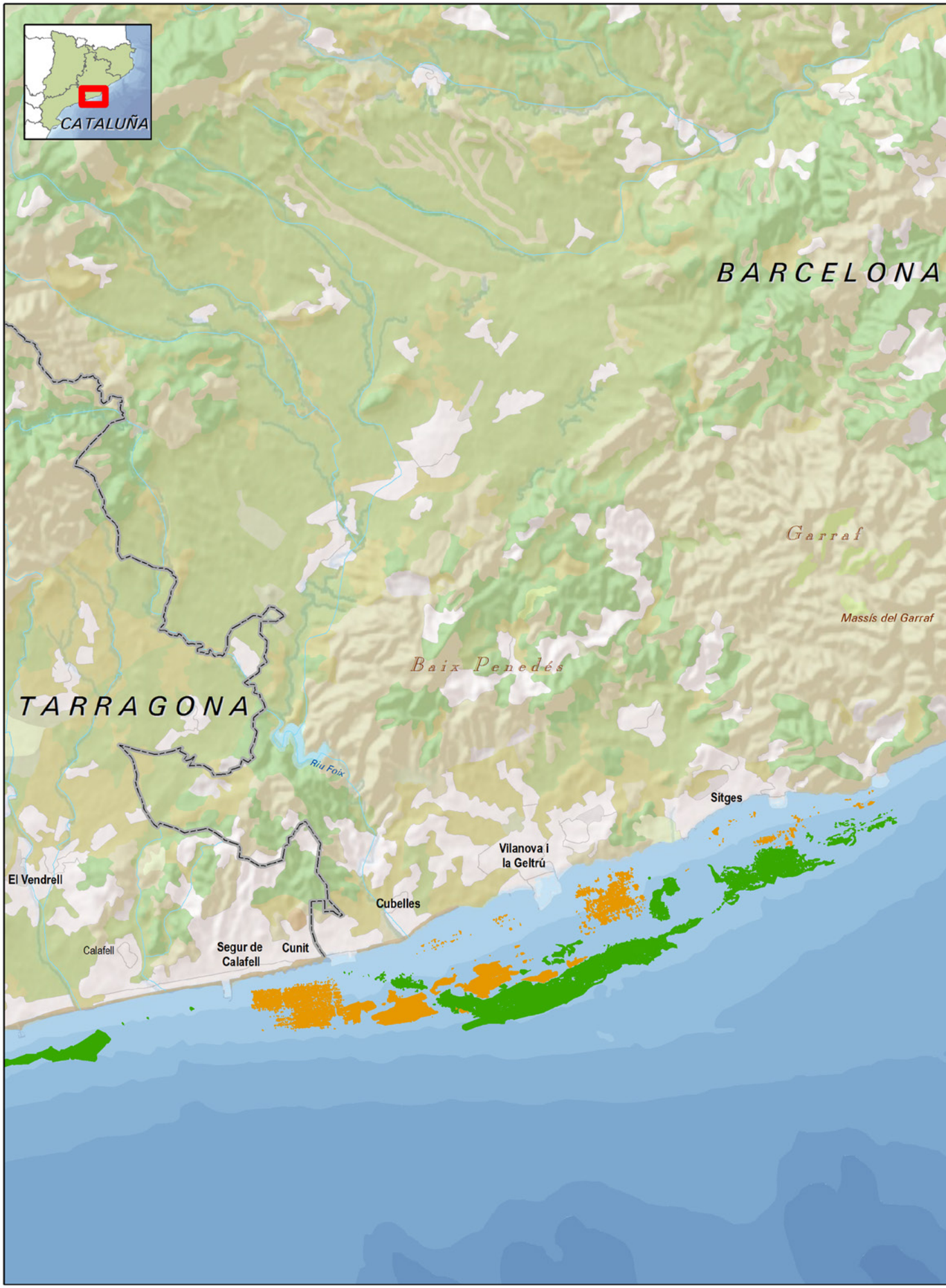
Fuentes: Direcció General de Pesca i Afers Marítims, Estrategia Marina–MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala: 1:153000

MAPA 4A

Barcelona (sur)

Distribución de praderas marinas en el litoral sur de Barcelona



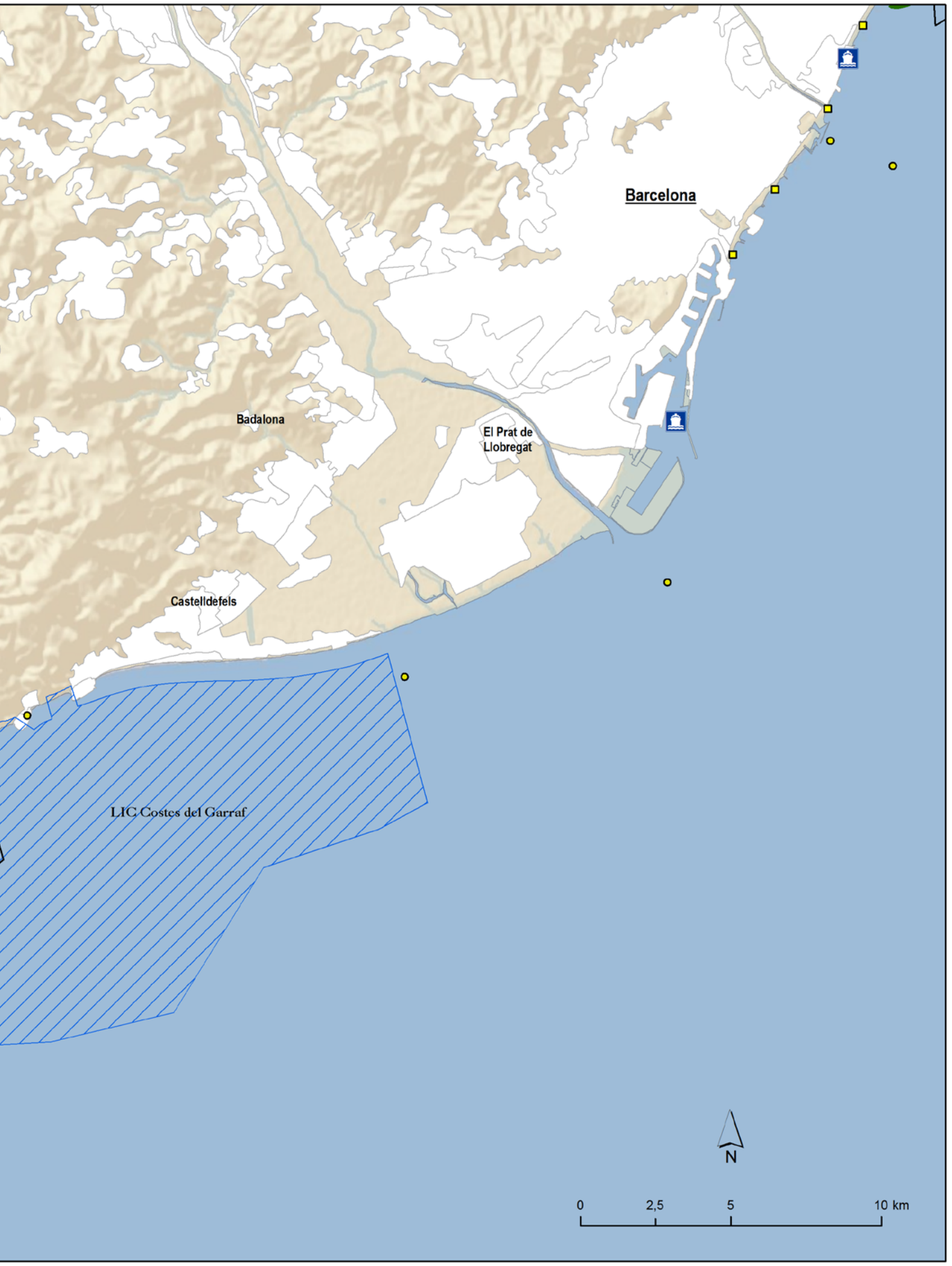
Elaboración: IEO.

Fuentes: varios autores y entidades (ver texto), Direcció General de Pesca i Afers Marítims. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: World Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala: 1:150000

Riu Besós
Badalona
Barcelonés
Barcelona
El Llobregat
El Prat de
Llobregat
Castelldefels
Mar Mediterráneo
N
0
2,5
5
10 km

CATALUÑA
BARCELONA
TARRAGONA
El Vendrell
LIC Grapissar de Masía Blanca
Segur de Calafell
Cunit
Cubelles
Vilanova i la Geltrú
Sitges
Calafell
Reserva Marina Masía Blanca
Puertos deportivos y embarcaderos
Puerto pesquero-industrial
Playas regeneradas y espigones
Vertidos EDAR
Granjas marinas
Tejido urbano e industrial



MAPA 4B

Barcelona (sur)

Presiones y medidas de gestión en el litoral sur de Barcelona

Elaboración: IEO.

Fuentes: Direcció General de Pesca i Afers Marítims, Estrategia Marina–MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala: 1:153000

MAPA 5A

Tarragona (norte)

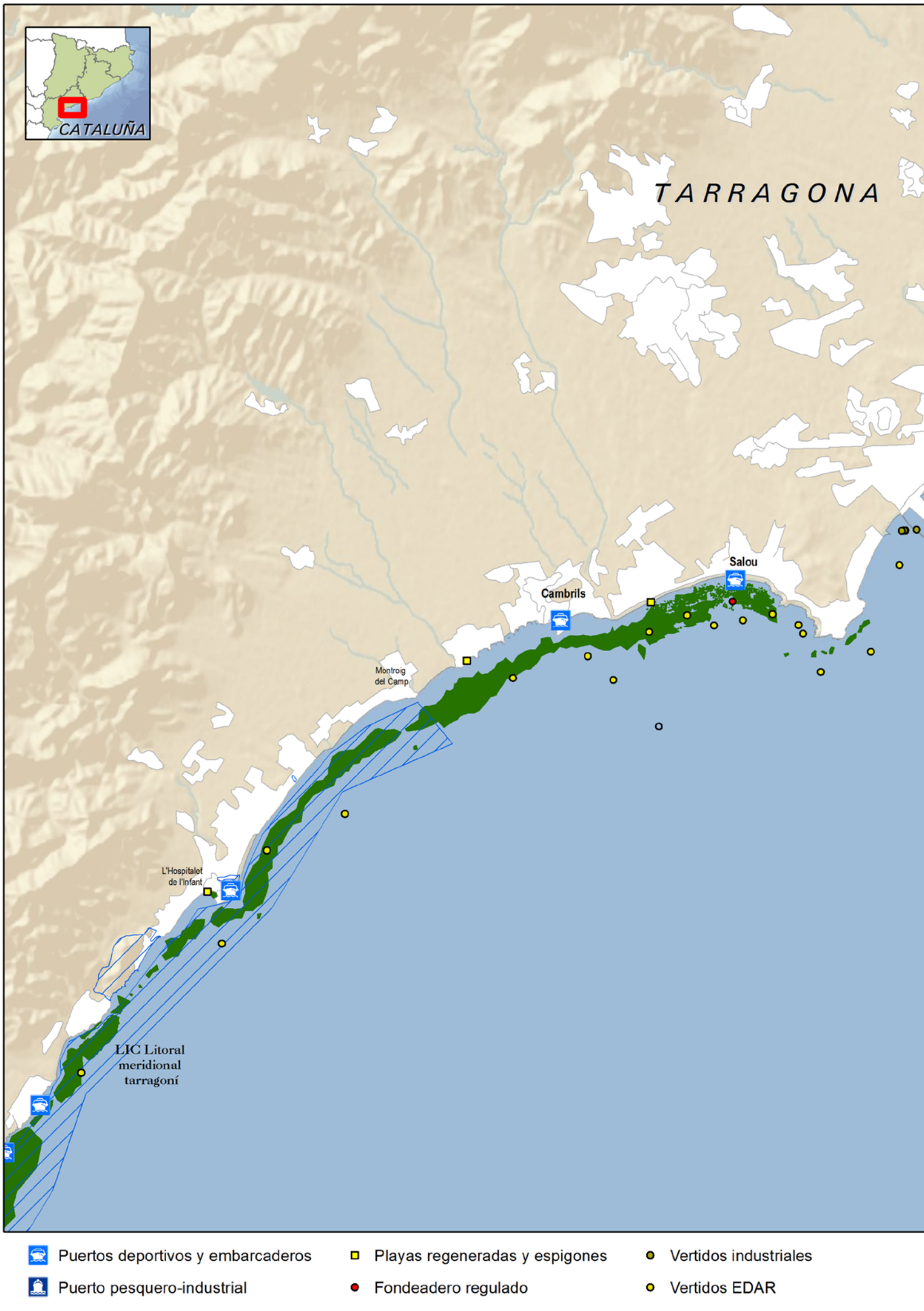
Distribución de praderas marinas en el litoral norte de Tarragona

Elaboración: IEO.

Fuentes: varios autores y entidades (ver texto), Direcció General de Pesca i Afers Marítims. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: World Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala: 1:145000

Tarragonés
El Vendrell
Coma-ruga
Riu Francolí
Riu Gaià
Torredembarra
Altafulla
Tarragona
Punta de la Mora
Costa Daurada
Mar Mediterráneo
N
0
2,5
5
10 km


CATALUÑA
TARRAGONA
Salou
Cambrils
Montroig del Camp
L'Hospitalet de l'Infant
LIC Litoral meridional tarragoní
Puertos deportivos y embarcaderos
Puerto pesquero-industrial
Playas regeneradas y espigones
Fondeadero regulado
Vertidos industriales
Vertidos EDAR

MAPA 5B

Tarragona (norte)

Presiones y medidas de gestión en el litoral norte de Tarragona

Elaboración: IEO.

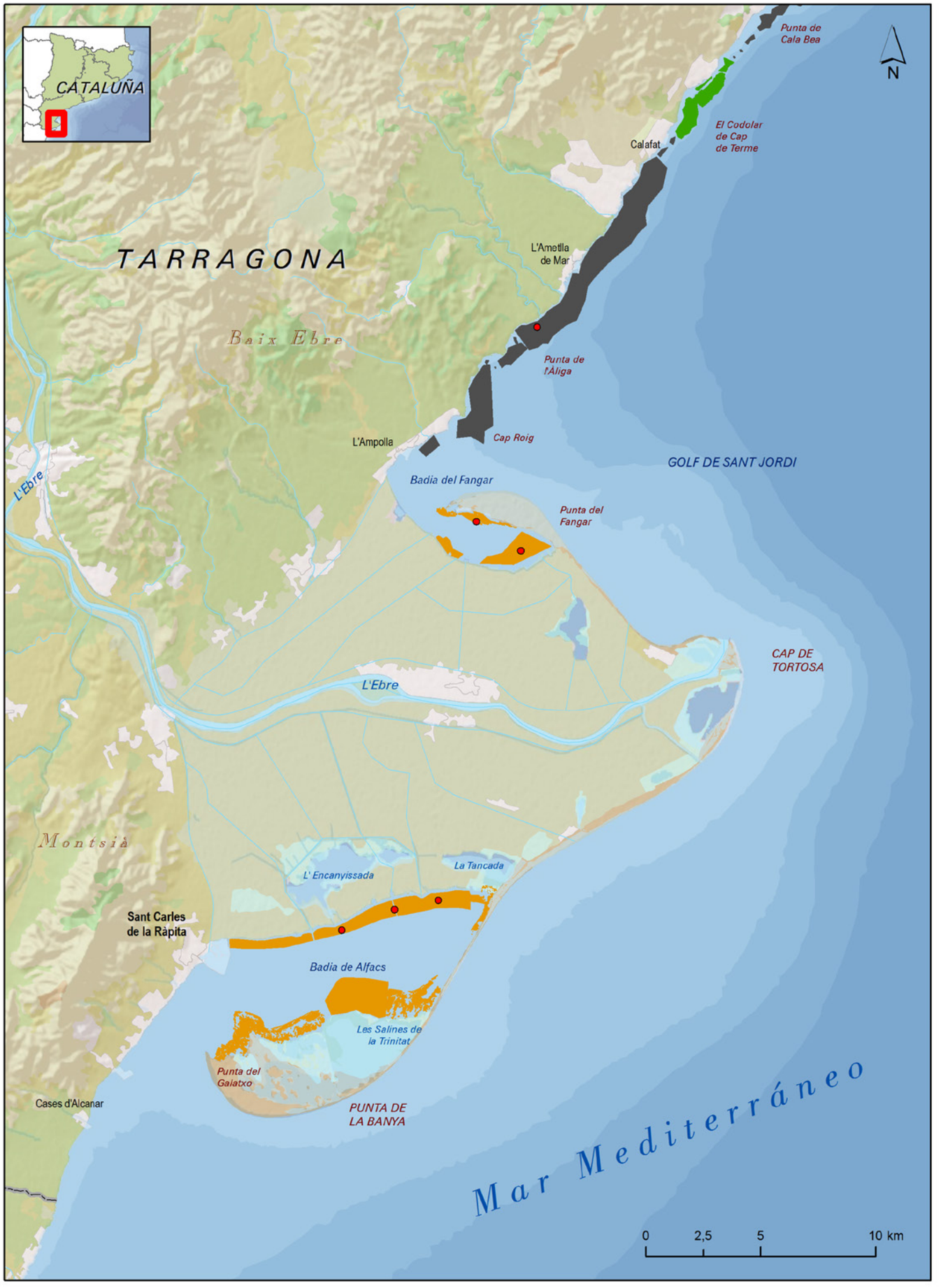
Fuentes: Direcció General de Pesca i Afers Marítims, Estrategia Marina–MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala: 1:148000

MAPA 6A

Tarragona (sur)

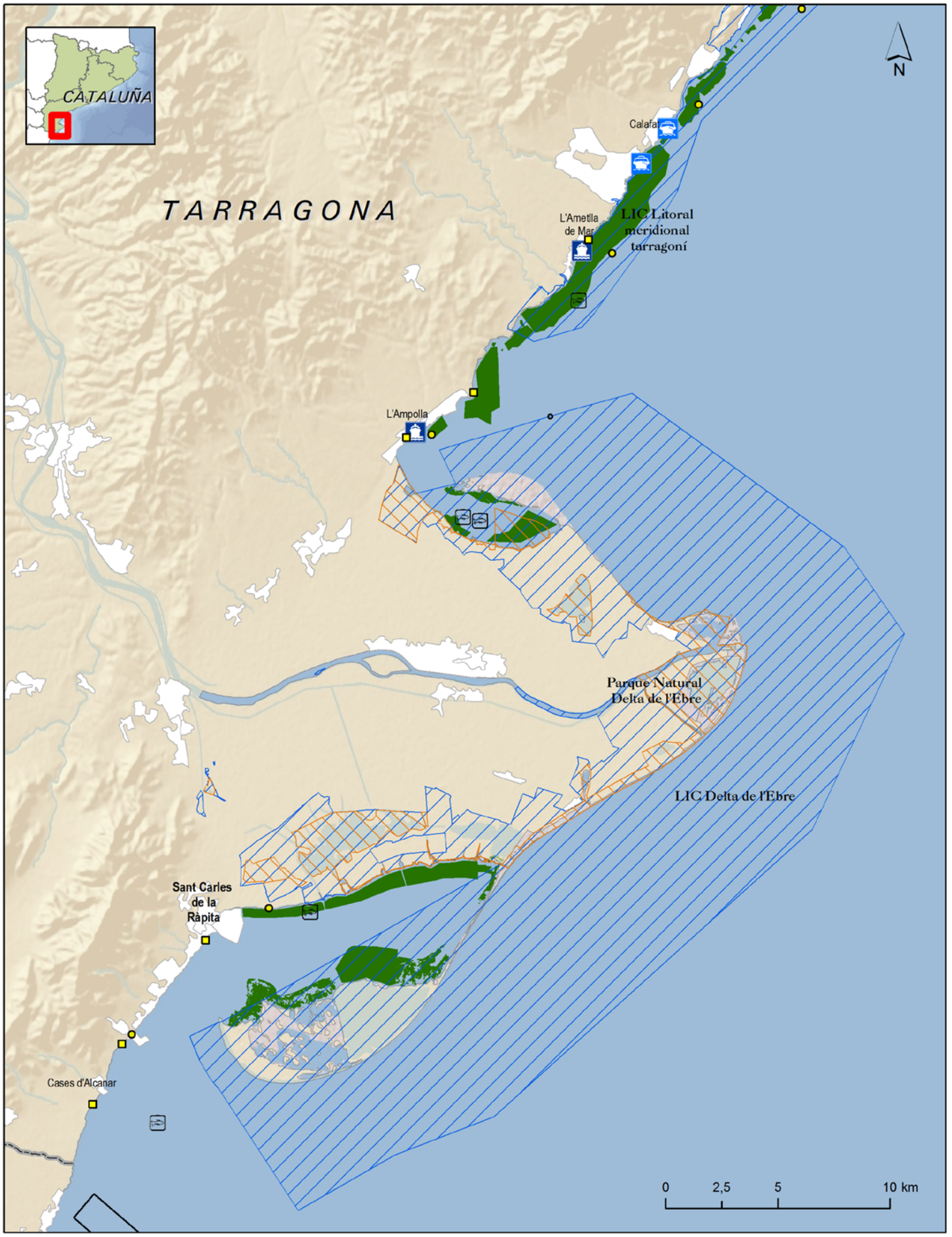
Distribución de praderas marinas en el litoral sur de Tarragona



Elaboración: IEO.

Fuentes: Direcció General de Pesca i Afers Marítims, Estrategia Marina–MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala: 1:200000



MAPA 6B

Tarragona (sur)

Presiones y medidas de gestión en el litoral sur de Tarragona

Elaboración: IEO.

Fuentes: Direcció General de Pesca i Afers Marítims, Estrategia Marina–MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala: 1:208000

*Ejemplar del bivalvo gigante del Mediterráneo (*Pinna nobilis*) en una pradera de* Posidonia oceanica *del Parque Nacional de Cabrera.*

Fotografía: Maite Vazquez Luis.

Islas Baleares

II

Praderas de angiospermas marinas de las Islas Baleares

E. Álvarez [1]

A.M. Grau [2]

N. Marbà [3]

D. Carreras [4]

[1] *Asociación Tursiops.*

[2] *Direcció General de Medi Rural i Marí. Govern de les Illes Balears.*

[3] *Departament d'Investigació del Canvi Global. Institut Mediterrani d'Estudis Avançats (IMEDEA-CSIC-UIB).*

[4] *Observatori Socioambiental de Menorca (OBSAM). Institut Menorquí d'Estudis (IME). Consell Insular de Menorca.*

Descripción general del área

Las Islas Baleares presentan unas condiciones geográficas y climatológicas privilegiadas. Por su situación en el centro del Mediterráneo occidental, son las islas del Mediterráneo más alejadas de la costa, en una posición equidistante entre África, Francia y Cerdeña, y a 170 km de la costa del levante español. Esta situación condiciona su clima, tipo mediterráneo sub-húmedo, con una pluviosidad media anual entre 350 y 650 mm, con elevadas variaciones interanuales, y temperaturas medias suaves durante todo el año, que varían entre 5ºC y 31ºC según la época del año.

Geológicamente el archipiélago balear forma parte del sistema orográfico Bético, que en el cabo de la Nao se adentra en el Mediterráneo, continuándose las alineaciones montañosas bajo el agua. Las Baleares son las partes emergidas de la prolongación submarina del sistema sub-bético. El conjunto de las islas Baleares queda separado del resto de áreas continentales e insulares cercanas por profundidades superiores a los 2.000 m de profundidad. A consecuencia de todo ello existe un dominio insular aislado.

Con 1.428 km de costa, las islas pueden separarse en dos grupos, las llamadas Baleares Mayores o Gimnesias y las Pitiüses. Las primeras comprenden la plataforma dónde se encuentran Mallorca, Menorca y el archipiélago de Cabrera, separadas por canales no superiores a los 100 m de profundidad. La plataforma es más estrecha en la zona nororiental de Mallorca —no supera las 5 millas en las partes más anchas— a causa de la sierra que se eleva en esta zona, la sierra de Tramuntana, que se adentra bruscamente en el mar dándole aspecto de costa brava. El resto de la plataforma tiene una pendiente más suave y es particularmente amplia en la zona de las grandes bahías de Alcudia y Pollença, al nordeste, y la de Palma al noroeste, dónde la amplitud de la plataforma es máxima (19 millas).

Las Pitiüses agrupan en la misma plataforma a Ibiza, Formentera y los islotes de Tagomago, Conillera, Vedrà, Espardell y Espalmador. Quedan separadas de Mallorca por un canal amplio (46 millas) que supera los 800 m de profundidad. La amplitud máxima de esta plataforma no supera las 15 millas y se encuentra en la parte sudoeste de Formentera, siendo la amplitud mínima del orden de 5 millas.

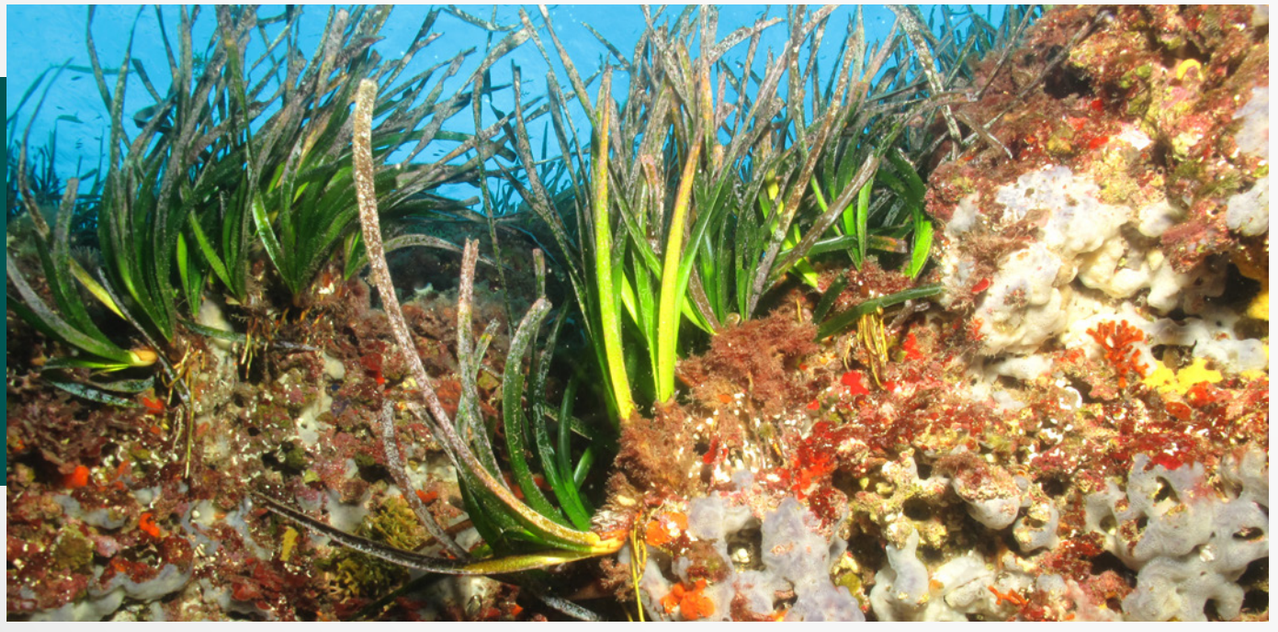
Otra de las singularidades que caracterizan estas islas es la falta de ríos, motivo por el cual los aportes terrestres son escasos. Sólo existen los aportes de los torrentes estacionales, de los que, dada la poca pendiente que hay en general en las islas (a excepción de la costa norte de Mallorca e Ibiza), sólo llega al mar la fracción sedimentaria fina. Es ésta una de las causas del carácter marcadamente oligotrófico de las aguas de Baleares y, por tanto, de su elevada transparencia, aspecto que determina la elevada profundidad máxima que alcanzan las praderas en esta región, que es la máxima registrada de todo el territorio nacional. La posición central del archipiélago balear en el Mediterráneo occidental favorece también la presencia de aguas cálidas y oligotróficas ya que se encuentra alejado de los principales mecanismos de enfriamiento de las aguas mediterráneas españolas: la entrada de agua atlántica por el estrecho de Gibraltar y el afloramiento de aguas profundas en el golfo de León.

Ecología y extensión de las praderas marinas

En Baleares podemos encontrar cinco especies de angiospermas marinas, que son, por orden de extensión, *Posidonia oceanica, Cymodocea nodosa, Zostera noltii (=Nanozostera noltii), Ruppia maritima* y *Ruppia cirrhosa*. También se ha encontrado en la bibliografía consultada que *Zostera marina* ha sido citada en Menorca en alguna obra de flora local, pero probablemente se trate de un error de clasificación taxonómica.

Posidonia oceanica

Esta especie se presenta en los fondos infralitorales, desde fondos muy someros de 1 m de profundidad hasta una profundidad máxima registrada en Baleares de 43 m (Marbà *et al.*, 2002), en la isla de Cabrera. En Baleares las praderas de *P. oceanica* se desarrollan tanto en sedimentos blandos como sobre roca, y conforma el ecosistema clímax dominante de estos fondos. Sus praderas forman normalmente extensiones continuas desde el límite superior hasta el inferior, sobre todo en zonas de bahías y calas, sobre sedimentos arenosos. En zonas con plataforma de mayor pendiente el límite superior de la pradera aparece a mayor profundidad a causa del hidrodinamismo, y la pradera aparece más fragmentada y restringida al sustrato rocoso. En este sentido destacan las praderas de Menorca, isla que por su situación geográfica se halla sometida a una mayor exposición al oleaje y a los temporales. A menudo en las zonas más someras,



Pradera de Posidonia oceanica *sobre roca densamente colonizada por comunidades esciáfilas.*

Fotografía: Maite Vázquez Luis.

Figura 1

Arrecife barrera de Posidonia oceanica *en Els Pujols, Formentera.*

Fotografía: Enric Ballesteros.

Figura 2

se encuentran praderas de esta especie tapizando directamente los bloques de roca (Figura 1).

Por otro lado, en algunas zonas someras y protegidas, se encuentran todavía algunos ejemplos de formaciones características de esta especie denominados "arrecifes barrera", donde el crecimiento vertical de los rizomas a lo largo de los siglos ha elevado la pradera hasta casi la superficie del agua. Estas formaciones milenarias se encuentran a menudo amenazadas por la actividad humana, ya que estas zonas resguardadas han sido preferentemente utilizadas por el hombre como refugio para las embarcaciones. En Baleares todavía se pueden observar ejemplos bien conservados de estas formaciones prácticamente en todas las islas. Algunos de los arrecifes más conocidos son los de Formentera, en las zonas de Els Pujols, S'Estany des Peix y el islote de S'Espalmador; en Menorca en la zona de Sanitja y S'Estany del puerto de Addaia; y en Cabrera en la zona de S'Olla y Santa María (Figura 2).

En Baleares los valores de densidad de haces en praderas someras (5-10 m) de *P. oceanica* oscilan entre 435,0 y 1.368,7 haces/m^2, con un valor promedio de 821,4 haces/m^2 para todas las praderas estudiadas en este rango de profundidad. Para praderas situadas en profundidades medias (15-19 m), éstos valores varían entre 225,3 y 1.107,8 haces/m^2, con un promedio de 578,0 haces/m^2. En las praderas más profundas (25-35 m), los valores oscilan entre 190 y 500 haces/m^2, con un promedio de 314,1 haces/m^2 (Figura 3; Álvarez *et al.*, 2010). Para un total de 62 praderas estudiadas, esta relación se ajusta estadísticamente (R^2 = 0,34; P < 0,0001) al siguiente modelo lineal:

$$D\ (haces / m^2) = 807 - 24 \cdot P\ (m)$$

Según este modelo, la profundidad (P) explica el 34% de las variaciones de la densidad de haces (D) entre las diferentes praderas, principalmente a consecuencia de la disminución de luz disponible con el aumento de la profundidad.

Los valores para la cobertura de la pradera varían también en función de la profundidad, y en general los valores oscilan en promedio entre 50 y 80% para praderas someras y entre 15 y 20% para praderas profundas (Figura 4; Alvarez *et al.*, 2010).

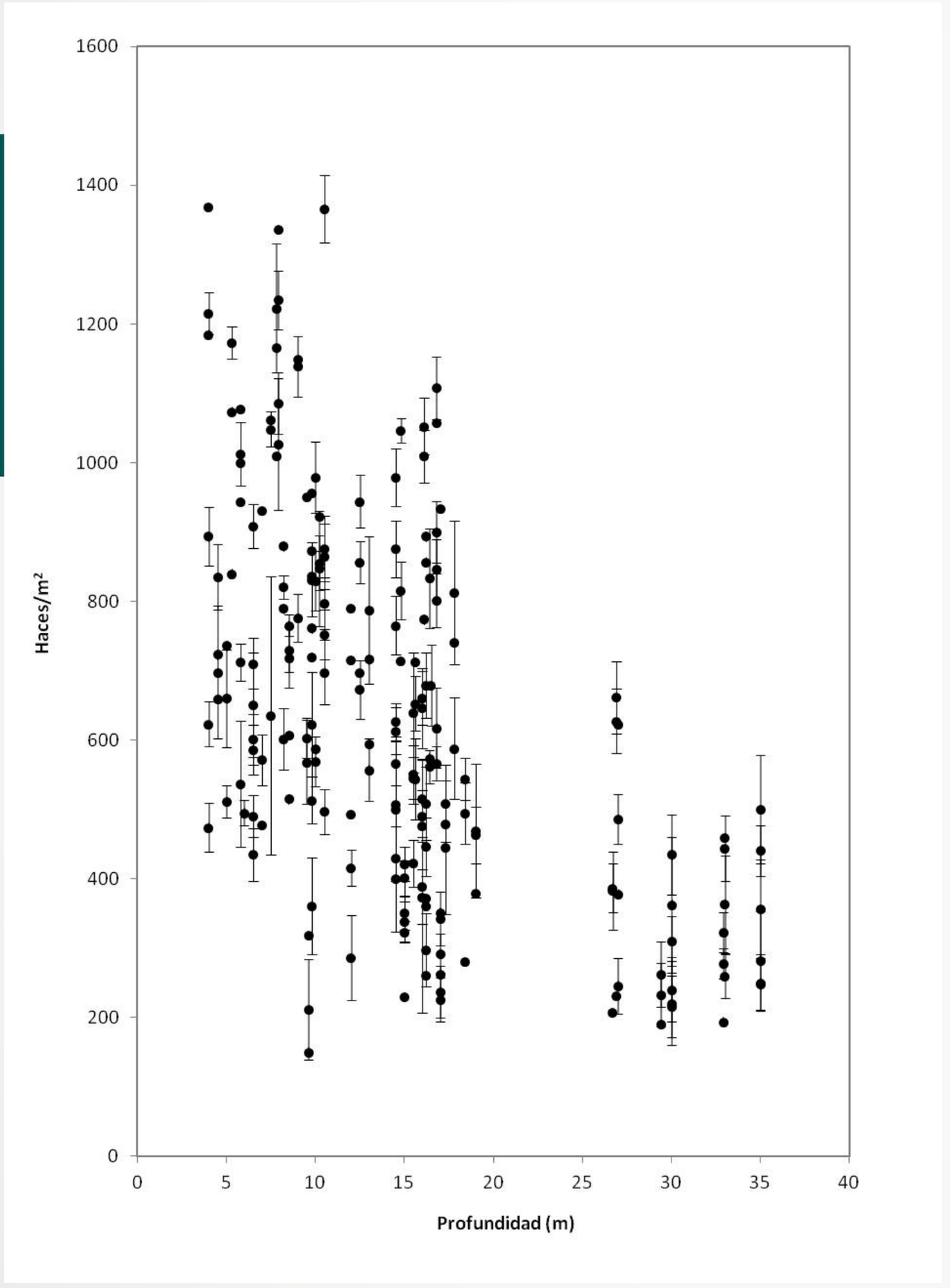
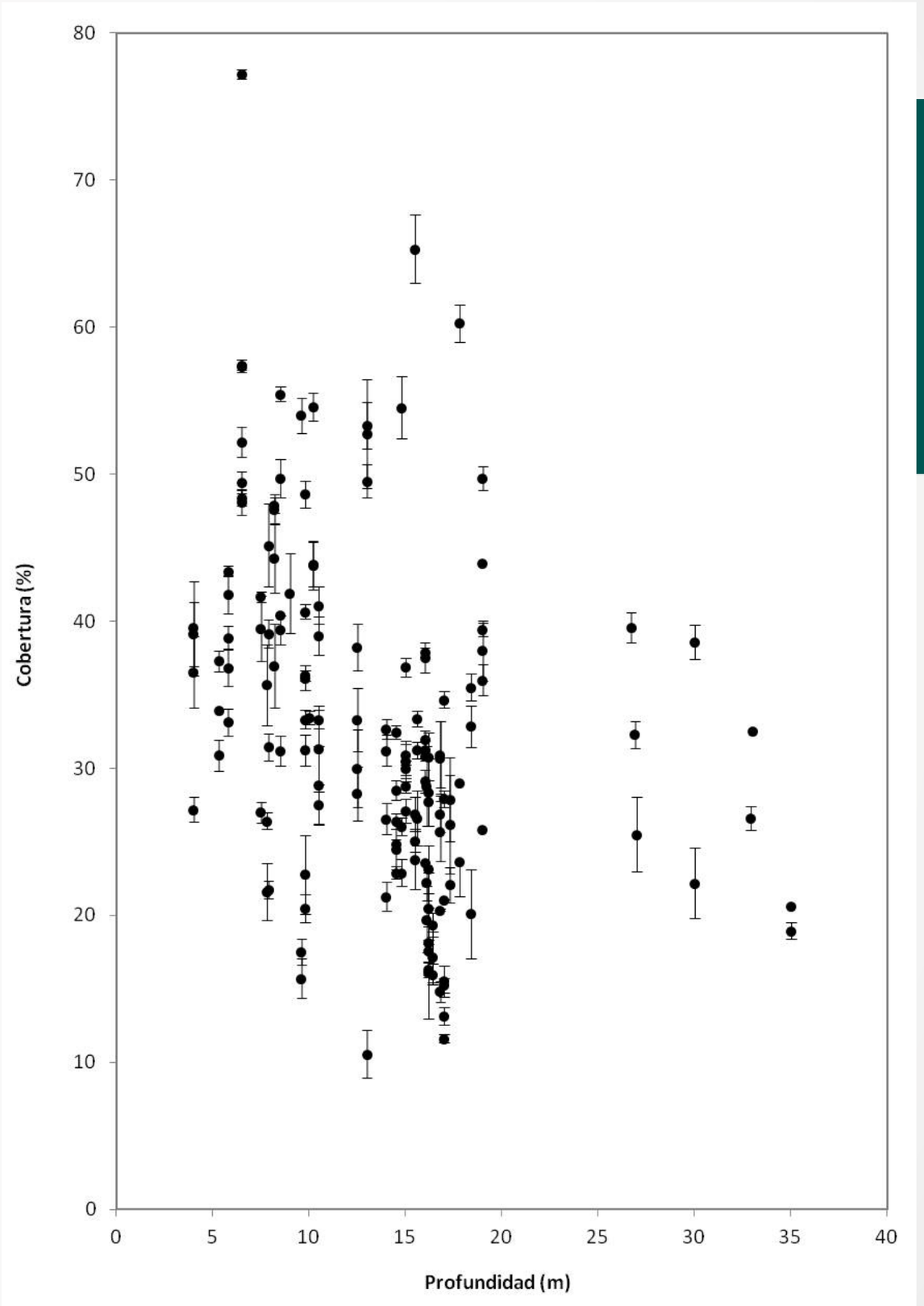


Figura 3

Variación de densidad de haces (haces/ m^2) de la pradera de Posidonia oceanica *en función de la profundidad. Los puntos representan valores medios y las barras verticales son el error estándar.*

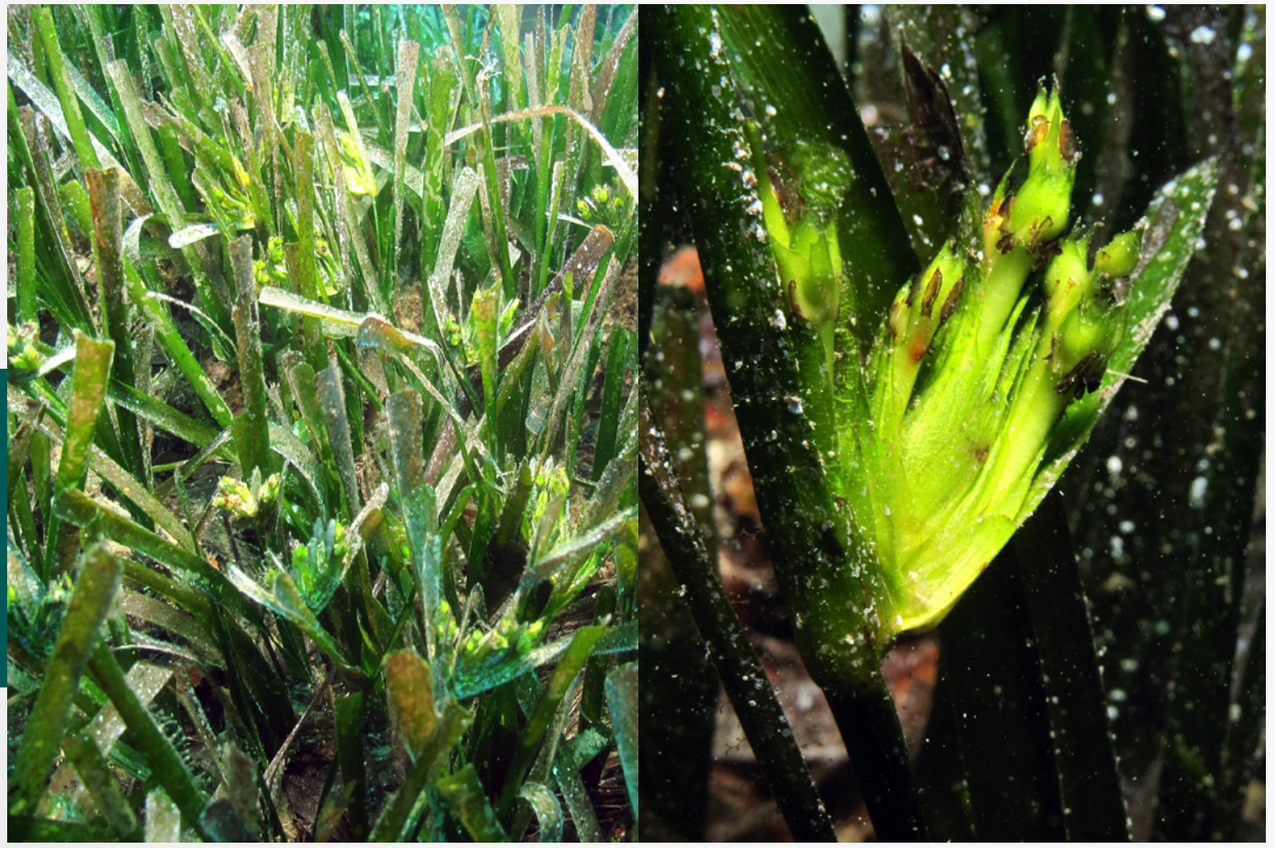


Variación de la cobertura de la pradera de Posidonia oceanica *(%) en función de la profundidad. Los puntos representan valores medios y las barras verticales son el error estándar.*

Figura 4

La producción primaria de *P. oceanica* se ha cuantificado en algunas localidades del archipiélago Balear. En praderas a profundidades intermedias (15 m) se han obtenido valores de producción foliar por haz de 2-2,7 mg peso seco/haz•día (Holmer *et al.*, 2005), y valores anuales de 300 g peso seco/m^2•año (Marbà *et al.*, 2007). Por otro lado, en algunas localidades de Baleares se ha estimado *in situ* la producción primaria a nivel de toda la comunidad de pradera (es decir, la angiosperma más otros componentes vegetales, animales y microorganismos que forman la comunidad), a partir de cambios en el oxígeno disuelto del agua, para determinar si las praderas son realmente sistemas autótrofos que capturan de forma efectiva CO_2 del medio. La producción primaria bruta (PPB) en praderas someras (7m) varía entre 24,7 y 173,3 mmol C/m^2•día, que es el resultado de la suma entre la respiración —con valores entre 18 y 141,9 mmol C/ m^2•día — y la producción primaria neta (PPN) con valores entre 24,7 y 88,8 mmol C/ m^2•día; éstos son valores obtenidos a lo largo del año, con máximos en primavera y verano, y valores mínimos en otoño e invierno (Barrón *et al.*, 2006). En praderas de media profundidad (15 m) los valores de PPB varían entre 60-141 mmol C/ m^2•día (Holmer *et al.*, 2004).

La floración en las praderas de *P. oceanica* son episodios con una elevada variabilidad interanual en Baleares (Marbà *et al.*, 2002; Díaz-Almela *et al.*, 2005), como ocurre en todo el Mediterráneo (Giraud, 1977; Pergent *et al.*, 1989; Balestri, 2004). En las pasadas dos décadas el número de observaciones en el Mediterráneo ha aumentado paralelamente al esfuerzo de observación (Thelin & Boudouresque, 1985; Buia & Mazzella, 1991; Balestri, 2004; Díaz-Almela *et al.*, 2005) y al calentamiento del mar (Díaz-Almela *et al.*, 2007). Aún así los episodios de floraciones masivas, como el que tuvo lugar en otoño de 2003 —en promedio 4 de cada 5 praderas muestreadas habían florecido— suceden muy espaciados en el tiempo. En general podemos decir que las praderas en Baleares florecen con cierta frecuencia, aunque no podemos decir que sea un fenómeno regular, ni en la secuencia ni en la intensidad de la misma. Así la intensidad de la floración es muy variable entre años, desde menos del 1% de los haces florecidos hasta valores del 37% (Díaz-Almela *et al.*, 2005). Este elevado porcentaje de haces florecidos fue observado en la floración masiva



Floración masiva de Posidonia oceanica *en 2012 (izquierda) y detalle de la inflorescencia.*

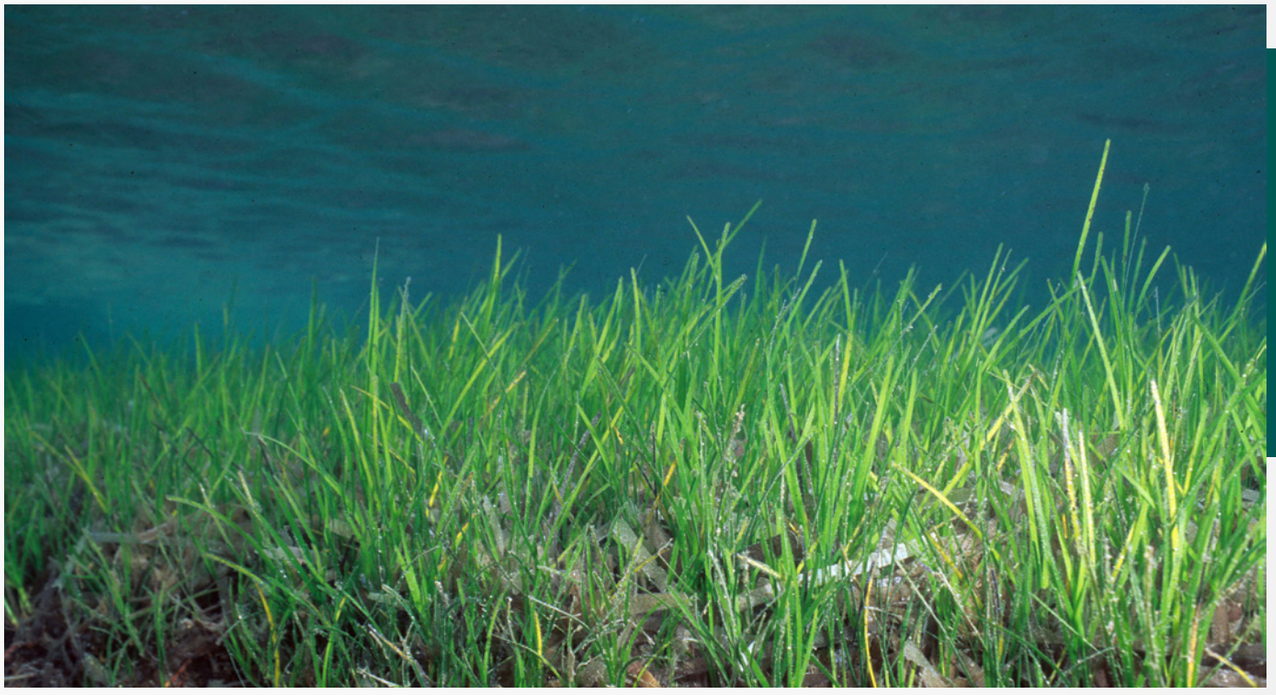
Fotografías: Maite Vázquez Luis.

Figura 5

ocurrida en otoño de 2003, tras el verano más caluroso registrado en Europa en los últimos 500 años (Luterbacher *et al.*, 2004). Desde entonces se han registrado floraciones con intensidades mucho menores, siendo la del otoño de 2012 la más extensa, con valores de haces florecidos entre 5-26% (datos no publicados) (Figura 5).

En las praderas de Baleares encontramos la fauna típicamente asociada a esta comunidad. Destacan las poblaciones de *Pinna nobilis*, especie protegida y muy vulnerable a los impactos físicos y a la destrucción de su hábitat prioritario, las praderas de *P. oceanica* (Hendriks *et al.*, 2012). Las poblaciones faunísticas están bien conservadas en la mayor parte de las islas, aunque son especialmente abundantes en áreas marinas protegidas de los impactos de la actividad humana, como es el Parque Nacional de Cabrera, donde encontramos densidades muy superiores a otras zonas de Baleares y de otras zonas del Mediterráneo (Vázquez-Luis & Deudero, 2014).

colonizar áreas con elevado hidrodinamismo y fuertes movimientos sedimentarios, que impiden el asentamiento de praderas de *P. oceanica*. Estos procesos se observan, por ejemplo, en la zona sur de Mallorca (el Migjorn), donde existen extensos arenales, y donde las praderas de *C. nodosa* son abundantes hasta los 20-25 m de profundidad. Por este mismo motivo también puede colonizar zonas profundas, donde la pradera de *P. oceanica* no puede instalarse, como se ha observado en el Freu de Cabrera-Conejera, a 36 metros de profundidad (obs. pers.) y al suroeste de la isla del Aire, entre 28 y 34 metros (Sales *et al.*, 2004). Las praderas de *C. nodosa* pueden ocupar superficies más o menos extensas en lagunas costeras, donde a veces se la encuentra formando praderas mixtas con otras angiospermas marinas como *Z. noltii*, y en otros casos con la macroalga *Caulerpa prolifera*, como es el caso del Estany des Peix en Formentera o la bahía de Fornells en Menorca (Figura 7). Pese a ser una especie conocida, son escasos los estudios que se han realizado sobre la ecología y biología de esta especie en Baleares.



Pradera muy densa de Cymodocea nodosa *en Addaia, norte de Menorca.*

Fotografía: Enric Ballesteros.

Figura 6

Cymodocea nodosa

C. nodosa, es una especie propia de fondos infralitorales, aparece asociada a sedimentos arenosos o fangosos. A menudo la encontramos precediendo a las praderas de *P. oceanica* en zonas someras (Figura 6), ya que es capaz de

Desde el punto de vista faunístico, cabe destacar en estas praderas la presencia del *raor (Xyrichtys novacula)*, nombre por el que se conoce a este pez en las islas, también conocido como pez navaja. Su precio de mercado es uno de los más elevados y es muy apreciado por la gastronomía

*Ejemplar de salmonete rojo (*Mullus surmulletus*) alimentándose en una pradera mixta de* Caulerpa prolifera *y* Cymodocea nodosa.

Fotografía: Maite Vázquez Luis.

Figura 7

local. En la actualidad se pesca principalmente de manera recreativa y estacional.

Zostera noltii

Z. noltii es una especie muy poco abundante de distribución restringida a lagunas costeras, y zonas muy someras de calas protegidas. Suele encontrarse en sedimentos fangosos y a menudo forma praderas mixtas con *C. nodosa*, como en la bahía de San Antonio en Ibiza, en la bahía de Fornells (Menorca), Es Port (Cabrera) o en S'Estany des Peix (Formentera). Rodríguez Femenías la describe como frecuente a finales del siglo XIX en el puerto de Maó (Rodríguez, 1904). No obstante hoy en día probablemente haya desaparecido de esta localidad. Su distribución se conoce sólo en determinadas zonas en las que se ha llevado a cabo cartografía bionómica. No se conocen datos sobre sus poblaciones porque no se ha realizado ningún estudio específico sobre esta especie en Baleares.

Ruppia spp.

R. maritima y *R. cirrhosa* son especies propias de lagunas costeras y aguas estancadas salinas. Habitan en zonas con ningún o escaso contacto directo con el mar, como bahías cerradas, zonas intermareales o puntos muy resguardados. En Menorca se conoce la presencia de *R. maritima* en la parte más interna del puerto de Addaia junto a las salinas de Mongofre (Rodríguez, 1904), y en el puerto de Fornells, en las inmediaciones de las Salines Velles, las Salines de la Concepció (Fraga & Sáez, 2004) y cala Blanca (Pere Fraga, obs. pers.). *R. cirrhosa*, se ha observado en el interior del puerto de Addaia (Ballesteros *et al.*, 2003) y es abundante en el interior de s'Albufera des Grau, ambas localidades en la costa norte de Menorca. Precisamente en esta última localidad se han realizado algunos trabajos de seguimiento de *R. cirrhosa*, de los que se deduce una elevada variabilidad interanual de la extensión de la pradera, muy relacionada con las variaciones del nivel del agua y de la disponibilidad de luz. De este seguimiento cabe destacar que se hallaron los valores de biomasa máximos para esta especie, con un rango anual de 327-919 g de peso seco/m^2 (Obrador *et al.*, 2010).

Extensión de las praderas marinas en la región de Baleares

En Baleares la extensión y distribución de las praderas de angiospermas marinas no se conoce con exactitud ya que nunca se ha realizado una cartografía completa de toda el área marina de Baleares. La información cartográfica disponible se limita a determinadas áreas de Baleares, y ha sido obtenida en años diferentes, por lo que una de las primeras cosas que habría que destacar es la existencia de ciertas carencias informativas en este aspecto. A continuación se comentan los

trabajos cartográficos que se han llevado a cabo hasta ahora. La bahía de Palma ha sido una de las zonas más estudiadas y cartografiadas. Los primeros trabajos cartográficos realizados en Baleares que datan de principios del siglo XX, son de la bahía de Palma (De Buen, 1916) y aunque se hacían con fines batilitológicos, ya muestra el primer mapa de distribución de praderas de *P. oceanica* en esa zona (ver Cuadro temático 1). Los siguientes trabajos cartográficos son de la misma zona y datan de los años 80 (Rey & Díaz, 1989; Sanz & Rey, 1989). En este caso, se realizó una cartografía detallada de los fondos y las comunidades marinas de la bahía de Palma, en particular de las praderas de *P. oceanica* (ver Cuadro temático 1). La cartografía se realizó a tres escalas y utilizando distintos métodos para obtener el mapa de distribución de *P. oceanica*: una escala 1:3.000 para cartografiar la pradera entre 0 y 8 m de profundidad usando fotografías aéreas y las escalas 1:10.000 y 1:20.000, usando ecosónar de barrido lateral, para cartografiar la pradera hasta su límite inferior (30 m) y las biocenosis de mayor profundidad hasta un máximo de 70 m.

El siguiente trabajo cartográfico data de principios de los años 90, es encargado por el Gobierno Balear y amplía el área estudiada hasta la fecha, que se limitaba a la Bahía de Palma. Este es el primer trabajo que abarca todo el territorio balear, en el que se realizó una carta batimétrica del mar balear mediante ecosonda de barrido lateral. En este trabajo se hicieron 14 cartas batimétricas a escala 1:100.000 y 5 cartas a escala 1:50.000, que recogen información batimétrica entre la línea de costa y los 1.000 m de profundidad. Incluye información sobre el tipo de sustrato, aunque con notables deficiencias al existir errores de posicionamiento y elevadas carencias de resolución en cuanto a la detección de praderas, ya que grandes extensiones del hábitat no están reflejadas.

No es hasta la creación de las 3 primeras reservas marinas de Baleares a principios de los años 2000 que se realizan las primeras cartografías bionómicas con cierto grado de detalle (Ballesteros & Cebrián, 2002, 2003 y 2004). Se cartografían las reservas marinas de Palma, del Nord de Menorca y del Freus d'Eivissa i Formentera, que comprenden todas ellas 210 km^2. El método utilizado se basó en la fotografía aérea y en inmersiones puntuales para determinar la tipología de hábitat, siendo toda la información trasladada a un sistema de información geográfica. En este caso se cartografiaron con detalle todos los hábitats marinos incluyendo las praderas de angiospermas marinas.

La siguiente cartografía, que es la de mayor detalle que se ha realizado hasta el momento en Baleares, se llevó a cabo a partir del proyecto LIFE-POSIDONIA (2001-2006) (http://lifeposidonia.caib.es). En el marco de este proyecto se realiza una cartografía detallada de las zonas LIC establecidas en el año 2000 (Legislación LIC. Acuerdo de consejo de Gobierno, 28 julio 2000; http://www.xarxanatura.es), que representan 904,65 km^2. La cartografía se desarrolló mediante sónar de barrido lateral para los fondos comprendidos entre 3 y 35 metros, y a través de la interpretación de ortofotomapas recientes para los fondos más someros (0-3 m). La escala de la cartografía resultante fue de 1:1.000, lo que ha supuesto disponer de una información bionómica con el grado de detalle y rigor suficiente necesario para análisis del estado de conservación favorable requerido por la Directiva Hábitats para el establecimiento de las zonas especiales de conservación.

Por último, cabe mencionar las cartografías realizadas en Baleares en el marco del Plan de Ecocartografías del litoral español, de la Dirección General de Sostenibilidad de la costa y el Mar del MAGRAMA (MAGRAMA, 2008). Las ecocartografías son batimetrías y cartografías bionómicas realizadas con sonar multihaz para fondos entre 0 y 50 m, y a escala 1:10.000, en Menorca, Ibiza y Formentera. De este trabajo se han obtenido modelos topográficos digitales (batimetrías) muy precisos y con un grado de cobertura muy aceptable.

Teniendo en cuenta estos dos últimos trabajos, se dispone de la cartografía de una gran parte de la superficie de las praderas de angiospermas marinas de Baleares, cuyo resultado final puede ser visualizado en la web de datos espaciales de Baleares IDEIB (http://www.ideib.cat/). Aunque la cartografía esté realizada a diferente escala, nos proporciona información muy útil para una primera valoración de la extensión de este ecosistema en Baleares. Sin embargo, hay que mencionar que hay áreas con importantes superficies de praderas cuya cartografía sería necesario actualizar, como es el caso de la bahía de Palma.

Una síntesis de toda esta información cartográfica se presenta en los mapas 1A, 2A y 3A al final del presente capítulo, en los que se muestra la información más precisa y actual posible de distribución de las praderas de las 3 especies de angiospermas presentes en Baleares.

A partir de la información disponible, se estima que la superficie total de praderas de *P. oceanica* es de 633,16 km^2, repartida en todas las islas del archipiélago. Las mayores extensiones de praderas de *P. oceanica* se encuentran en Mallorca y en Pitiüses, con 411,39 y 139,74 km^2, respectivamente, y el resto (82 km^2) en Menorca. En Mallorca, la mayor parte de la extensión de *P. oceanica* cartografiada se encuentra en dos grandes bahías, la de Palma, al noroeste y las de Alcúdia y Pollença, al noreste, debido a la amplitud y suave pendiente de su plataforma. En Pitiüses encontramos una extensión de pradera muy amplia en el estrecho que separa Ibiza de Formentera y que está considerada por la UNESCO Patrimonio de la Humanidad.

Las áreas colonizadas por *C. nodosa* no se encuentran tan bien cartografiadas como las de *P. oceanica*, de forma que la superficie obtenida se encuentra subestimada. Por tanto, la extensión conocida de *C. nodosa* es de 13,66 km^2, repartida entre todas las islas. Las mayores extensiones de estas praderas se encuentran en las bahías de Alcudia y Pollença, en Mallorca, y en especial cabe destacar las praderas de la bahía de Fornells en Menorca. Además cabe añadir que existen importantes extensiones que se encuentran sin cartografiar en la zona del sur de Mallorca, en la reserva marina de Migjorn.

El área ocupada por *Z. noltii* está todavía peor definida que la de *C. nodosa*. Sin embargo, aunque se desconoce realmente su área de distribución, ésta es mucho menor que las especies anteriores, por lo que es posible que las estimas que se presentan en el presente trabajo sean muy cercanas a la realidad. La extensión de *Z. noltii* cartografiada hasta el momento corresponde a 0,01 km^2.

Como se muestra en los mapas de distribución de praderas marinas, existen en Mallorca unas zonas de costa de las que no se dispone información cartográfica (área color gris en Mapa 2A), lo que implica que las cifras de extensiones de praderas aportadas pueden ser una subestimación de la superficie real del hábitat en dicha isla. Sin embargo, estas zonas se localizan precisamente en la costa norte y sureste de Mallorca, de naturaleza acantilada y donde la plataforma es más estrecha. Estas zonas representan solo un 2% de la plataforma continental de la isla hasta los 50 metros y son ambientes en los que las praderas marinas suelen estar escasamente representados, por lo que en realidad dicha subestimación no debe de ser muy relevante y las superficies estimadas de praderas marinas a partir de la información disponible sea muy próxima a la superficie real.

*Molusco opistobranquio (*Petalifera petalifera*) sobre una hoja de* Posidonia oceanica.

Fotografía: César Cachón.

Presiones y amenazas

A continuación se comentan las principales actividades humanas cuyas presiones e impactos influyen en alguna medida, de forma directa o indirecta, sobre las praderas marinas de Baleares (Mapas 1B, 2B y 3B).

Pesca de arrastre y otras modalidades de pesca

A lo largo del s. XX, el arrastre sobre las praderas de *Posidonia oceanica* fue algo habitual en las Baleares, si bien las dimensiones y la potencia de los buques no tenían nada que ver con los de hoy en día. A partir de 1962 (Orden Ministerial 1962) la Administración española empezó a poner limitaciones a la pesca de arrastre "costera o litoral" en el Mediterráneo. No obstante, no es hasta 1988 (RD 679/1988) cuando se prohíbe, con carácter general, la pesca de arrastre de fondo a menos de 50 metros de profundidad y el arrastre sobre las praderas de P. oceanica pasa a ser ilegal. Coincidiendo con dicha normativa, en Baleares se realizaron distintas actuaciones para evitar este tipo de impacto como la colocación de arrecifes artificiales (ver detalle en el apartado Gestión y conservación). En la actualidad aunque no existen estudios de seguimiento (más allá de la comprobación de que los módulos siguen allá donde se instalaron) sobre la influencia de la actividad de la flota de arrastre en las praderas, se puede afirmar que hoy en día se trata de una influencia algo marginal y que , en caso de existir, se limita a zonas de la costa donde la pendiente del fondo es abrupta y en las que la distancia existente entre los 35 m (el límite profundo en general de las praderas en Baleares) y los 50 m (la profundidad mínima para la pesca de arrastre legal) es menor que la capacidad de resolución del sistema de "cajas azules" (AISS) que los buques están obligados a llevar.

Infraestructuras costeras y dragados

Dada la distribución de las praderas de *P. oceanica* en las islas Baleares, todas las instalaciones portuarias y sus sucesivas ampliaciones se han construido sobre superficies de este hábitat. La construcción de diques, muelles y demás instalaciones portuarias se inició, en las islas Baleares, a finales del siglo XIX y tuvo un desarrollo espectacular entre las décadas de los 50 y los 80 del pasado siglo.

En los últimos 10 años sólo se pueden destacar las sucesivas ampliaciones del puerto de Palma de Mallorca (siempre dentro de aguas portuarias

Pie: Ejemplos de impactos de las infraestructuras costeras en Baleares: dique de Son Blanc en Ciutadella, Menorca (izda.) y dique de Botafoc en Ibiza (dcha.).

Figura 8

y fondos degradados) y la construcción del dique de Botafoc en Eivissa, del dique de Son Blanc en Ciutadella de Menorca y del nuevo dique de abrigo de Port Adriano (Calvià, Mallorca).

Entre estos, el dique de Botafoc (Figura 8 dcha.), nuevo dique de abrigo del puerto de Eivissa fue inaugurado en 2007, después de superar la tramitación ambiental y patrimonial que exige la normativa española. Con una longitud de 516 m abriga un área de aproximadamente 25 ha, que ha sido dragada o sepultada para permitir el acceso y amarre de buques de gran tamaño. La mayor parte de esta superficie era pradera de *P. oceanica*. El dique de Son Blanc, nuevo dique de abrigo del puerto de Ciutadella de Menorca, fue inaugurado en 2011. Consta de un dique doble: uno exterior de 674 m de longitud y otro interior de 353 m (Figura 8 izda.), con tres muelles de atraque para una capacidad total de 310 m lineales. También en este caso, tanto la superficie abrigada como la ocupada por las infraestructuras portuarias estaban ocupadas por praderas de *P. oceanica*.

Vertidos

En Baleares las actuaciones en materia de saneamiento y depuración de aguas residuales urbanas, se inician a principios de la década de los setenta, con el desarrollo de planes parciales en zonas del litoral. En Baleares además estas actuaciones se relacionan también con motivo de un problema de salinización de los acuíferos, así el uso de agua depurada para la agricultura permitió el saneamiento y regeneración de algunos de los acuíferos afectados (Santarrufina, 2007). En los mapas 1B-3B, se observa la distribución de todos los emisarios que vierten su contenido al mar en Baleares (ver también http://www.ideib.cat/), correspondientes a depuradoras, desaladoras, canalizaciones pluviales y antiguas canalizaciones de aguas residuales que vertían directamente al mar.

A pesar de que las aguas depuradas que se vierten en la islas proceden todas de tratamientos secundarios y terciarios (Portal del Agua de las Islas Baleares; Alonso, 2002), su carga de nutrientes y materia orgánica es todavía alta. De hecho el mayor problema que representa este impacto en Baleares es que en su mayoría, los difusores de evacuación están situados a poca profundidad (a menos de 20 metros) y algunos de ellos cercanos a praderas de *P. oceanica*. A partir de los estudios realizados en las últimas décadas (Holmer *et al.*, 2003; Calleja *et al.*, 2007; Díaz-Almela *et al.*, 2008; Marbà *et al.*, 2007), no es arriesgado decir, que la eutrofización del sedimento, es uno de los problemas más graves a los que se enfrentan las praderas de *P. oceanica* hoy en día. Así, el hecho de que en Baleares la emisión de las aguas residuales se realice a poca profundidad, constituye uno de los principales impactos con los que se enfrentan las praderas de nuestras islas.

La desalación de aguas en Baleares se inicia en los años 90, con la instalación de la primera desaladora en Ibiza (1996). Desde entonces, se han construido 6 plantas desalinizadoras, 4 de ellas en activo repartidas entre Mallorca y Pitiüses, además de las instalaciones portátiles que funcionaron entre 2000 y 2007 (Portal del Agua de las Islas Baleares). Los emisarios de las desaladoras vierten la salmuera diluida a poca profundidad (profundidades inferiores a 20 m), en algunos casos cerca de praderas de *P. oceanica*. El emisario de la desaladora de Formentera, ha sido el único de las islas en el que se ha documentado el impacto de la salmuera sobre las praderas de *P. oceanica* (Gacia *et al.*, 2007). A pesar de que la salmuera se expulsa diluida, la salinidad a la que sale es superior al agua de mar, como se ha visto en éste y otros estudios (Gacia *et al.*, 2007; Fernández-Torquemada *et al.*, 2005; Sánchez-Lizaso *et al.*, 2008), causando graves perjuicios a la planta que se ha demostrado que es incapaz de tolerar pequeños incrementos de la salinidad media externa (Sánchez-Lizaso *et al.*, 2008; Ruiz *et al.*, 2010).

Los vertidos procedentes de la acuicultura en Baleares son de carácter anecdótico, ya que este tipo de industria ha tenido escasa presencia en las islas. En la actualidad sólo se puede mencionar las bateas para la producción de mejillón que hay en la ría de Mahón, que por su situación están alejadas de praderas de angiospermas marinas. Uno de los pocos casos documentados del impacto de la acuicultura en Baleares es el de una granja marina dedicada a la producción de dorada, que fue establecida en la bahía de Fornells entre los años 1985 y 1991. Aunque la producción anual era relativamente pequeña, menos de 3 toneladas anuales, la situación de las jaulas en la bahía, ubicación muy somera (unos 6 m) y resguardada del oleaje, produjo un elevado impacto sobre las praderas de *P. oceanica* y *Cymodocea nodosa*, que

El alga invasora Caulerpa cylindracea *colonizando los rizomas muertos de* Posidonia oceanica.

Fotografía: Maite Vázquez Luis.

Figura 9

desaparecieron por completo en el área ocupada por las jaulas e inmediaciones. Este caso constituyó uno de los primeros estudios del impacto de esta actividad sobre los ecosistemas bentónicos y en particular sus negativos efectos sobre las praderas de angiospermas marinas (Delgado *et al.*, 1997; Delgado *et al.*, 1999).

Fondeo regulado y no regulado

Baleares es un destino de turismo náutico importante del Mediterráneo. Cuenta con 68 puertos deportivos y más de 19.900 amarres en total (Conselleria de Turisme, datos del 2007). En las dos últimas décadas se ha visto incrementado el número de embarcaciones que visitan las islas en la temporada estival, así como el número de chárter, que ha aumentado un 16% desde 2010 (Conselleria de Turisme, datos del 2012). Se ha estimado que sólo en Mallorca en un día de verano puede haber a la vez más de 6.000 embarcaciones, de diferente eslora, navegando alrededor de la isla y/o fondeadas (Balaguer *et al.*, 2007). Para Menorca se tiene una estima de 700 embarcaciones diarias en verano, pero esta estima es sólo de 20 playas visitadas entre 1999-2002, así que probablemente su número sea mayor (Roig-Munar, 2003). Aunque no se ha calculado para el resto de islas, podemos suponer un número de magnitud similar, sobretodo en Pitiüses en los últimos años. Gran parte de estas embarcaciones fondean a poca profundidad, a menos de 5 m, y sobre arena preferentemente, pero hay

muchas que lo hacen sobre praderas de *P. oceanica* (Balaguer *et al.*, 2011; Dietrich *et al.*, 2013). Por tanto, debido al elevado número de embarcaciones que transitan en el periodo estival, las praderas de la mayor parte de bahías, playas y calas de las islas se hallan sometidas al impacto de fondeo no regulado (Mapas 1B, 2B y 3B). En Ibiza y Formentera no se ha realizado ningún estudio para valorar el número de barcos que fondean en sus playas. Contamos con una estima que se hizo en 2003 para las playas del parque Natural de Ses Salines (datos del informe de la Consultora DUNA S.A., 2003), en la que contabilizan alrededor de un millar de embarcaciones sólo para las playas de Formentera, de Illetas y Espalmador. Sabemos que desde el año 2003 el número y eslora de las embarcaciones ha aumentado y que la presión de este impacto es elevada. En los mapas 1B-3B, se han señalado para Pitiüses sólo aquellos puntos que conocemos que poseen elevada presión de fondeo, pero es muy probable, que al igual que en Mallorca y Menorca, la mayor parte de calas y bahías se estén viendo afectadas por esta importante presión humana.

Con motivo de esta elevada presión sobre las praderas, en 2006, a partir del proyecto LIFE-POSIDONIA, se instalaron fondeaderos regulados en 9 zonas de las islas con mayor presión de fondeo (ver mapas 1B-3B). Así se instalaron 394 boyas, que si bien no cubren la demanda existente, al menos alivian parte de la presión sobre las praderas en esas zonas.

Especies invasoras

Entre las especies marinas introducidas en Baleares se pueden destacar las siguientes:

Caulerpa taxifolia

Apareció en Cala Petita (Cala d'Or, Santanyi, Mallorca) en setiembre de 1992, colonizando de forma dispersa un área de 21.000 m^2. Aplicando los modelos teóricos de expansión, se supone que llegó a la isla en 1989, probablemente a partir de un vertido desde tierra. A pesar de los esfuerzos para proceder a su erradicación por medios manuales, mecánicos y químicos (electrolisis mediante iones de cobre), fue colonizando la costa sureste de Mallorca (Portopetro en 1995, Es Pontàs en 1998 y Portocolom en1999), siguiendo el patrón descrito en otras costas del Mediterráneo. De forma inesperada, a partir de 2000 se produce una regresión natural de sus poblaciones y en el 2008 tan solo se mantenía una población residual en Cala d'Or.

Caulerpa cylindracea

Presencia en toda la costa Balear, tanto sobre fondo rocoso como en claros de arena o mata muerta de *P. oceanica* (Figura 9). Se ha descrito su presencia a cotas desde 0,5 m hasta 60 m de profundidad. No se ha cuantificado su extensión en Baleares. La presencia de *Caulerpa cylindracea* estimula la tasa de reducción de sulfato favoreciendo un aumento de la concentración de sulfuro de hidrógeno en el sedimento que puede ser tóxica para *P. oceanica* (Holmer *et al.*, 2009), aunque en realidad no se dispone evidencia de

que el alga haya sido capaz de desplazar a la angiosperma en Baleares.

Lophocladia lallemandii

Alga roja filamentosa, originaria de la región Indo-Pacífica. Crece sobre fondo rocoso o epífita sobre hojas y rizomas de *P. oceanica* formando masas muy voluminosas que cubren la pradera. En Baleares se observó por primera vez en Ibiza en la década de los 90 (Patzner, 1998), y actualmente está presente en todas las islas y numerosas praderas del Archipiélago Balear. El desarrollo de su biomasa muestra gran estacionalidad, siendo máxima en verano. Se ha comprobado que la invasión de *Lophocladia lallemandii* provoca una disminución del tamaño, crecimiento y supervivencia de los haces de *P. oceanica* (Ballesteros *et al.*, 2007, Marbà *et al.*, 2014) Así como también afecta a otras especies clave del ecosistema como *Pinna nobilis (*Cabanellas *et al.,* 2010; Vázquez-Luis *et al.*, 2014) (Figura 10).

Calentamiento climático

Desde 1900 el agua superficial del mar Mediterráneo se está calentando (Vargas-Yáñez *et al.*, 2010). Durante la primera década del siglo XXI, el agua de mar de la zona Balear en verano ha sido, en promedio, 1,05 ± 0,37 ºC más cálida que la observada durante el periodo 1980-2000 (Jordà *et al.*, 2012) y ha superado los 27,5-28 ºC en 6 veranos (Garcia *et al.*, 2013). Observaciones de campo demuestran que cuando la temperatura del agua marina de Baleares excede los 27,5-28ºC la tasa de mortalidad de haces de Posidonia se triplica, incluso en zonas protegidas como el Parque Nacional del Archipiélago de Cabrera (Marbà & Duarte, 2010). Los modelos de circulación atmósfera-océano existentes, bajo un escenario de emisiones de gases con efecto invernadero moderado, proyectan para finales del siglo XXI en la zona Balear un aumento de la frecuencia e intensidad de olas de calor y, en promedio, una anomalía térmica estival del agua superficial marina de 3,4 ºC. El calentamiento del agua de mar proyectado durante el siglo XXI aceleraría el declive de praderas de *P. oceanica* (Jordà *et al.*, 2012).

Desarrollo masivo de la rodofícea invasora Lophocladia lallemandii *sobre una pradera de* Posidonia oceanica *y un ejemplar de* Pinna nobilis.

Fotografía: Maite Vázquez Luis.

Figura 10

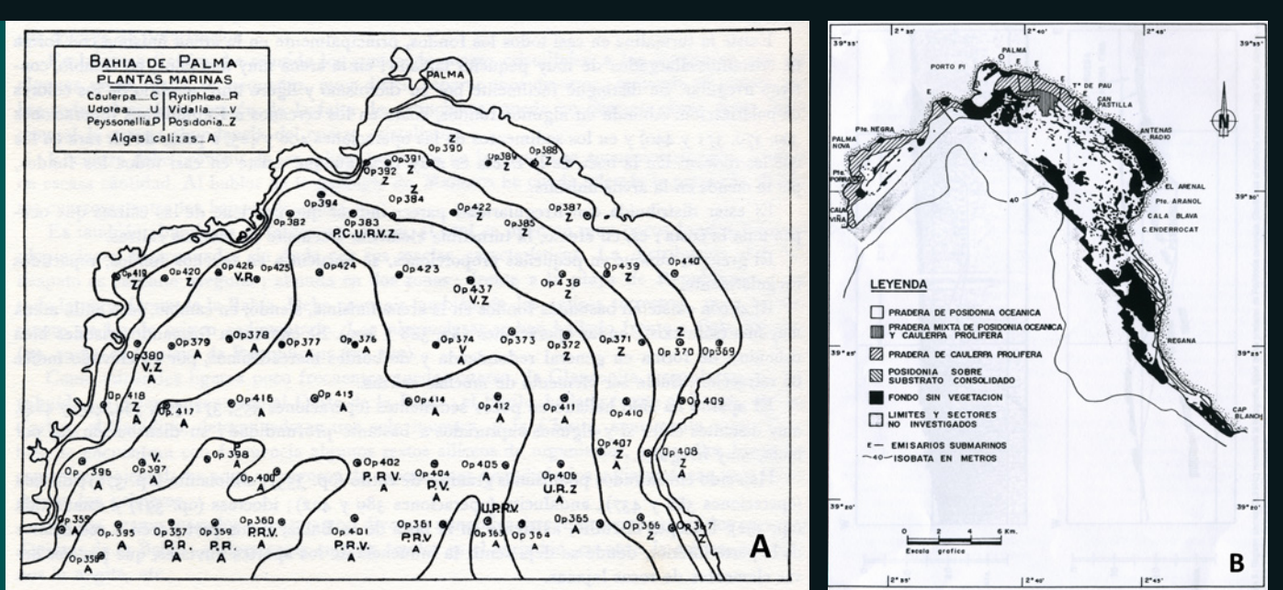
CUADRO TEMÁTICO 1

LA BAHÍA DE PALMA: CASO PARADIGMÁTICO DEL IMPACTO DE LA ACTIVIDAD HUMANA EN LA PRADERA DE *POSIDONIA OCEANICA*

La bahía de Palma tiene una superficie de 217 km^2, con una amplitud de 30 km y una profundidad media de 28,5 m. Contiene extensas praderas de *Posidonia oceanica* que se extienden hasta los 34 m de profundidad y cubren más del 30% de la bahía. Las aguas de la bahía de Palma suelen estar en reposo a causa de su configuración semicerrada y por la falta de corrientes, ya que por su situación en el centro del Mediterráneo occidental, las Baleares están aisladas de la circulación general que sigue la costa continental. En la bahía de Palma se sitúa también la ciudad de Palma de Mallorca, con unos 407.000 habitantes, y una intensa actividad turística gran parte del año. En ella se localiza además el puerto de más envergadura de Baleares, considerado uno de los de mayor tráfico del Mediterráneo occidental.

Hay una veintena de emisarios que se encuentran en la bahía de Palma, de los que menos de la mitad son emisarios de aguas residuales de depuradora y de pluviales, y que al igual que ocurre en el resto de Baleares, desembocan a poca profundidad, entre 10 y 20 m en su mayoría. En la mayoría de las zonas donde ahora desembocan estos emisarios, existía una pradera de *P. oceanica*, que se ha ido degradando en los alrededores de los puntos de vertido. Aunque la calidad del agua depurada ha mejorado en las últimas décadas, el caudal de agua vertida es cada vez mayor. Los dos emisarios principales de aguas residuales vierten al mar más de 33 hm^3 anuales, que es un poco más de lo que vierten en total el resto de emisarios en Mallorca (más de 26 hm^3/año; Portal del Agua de las Islas Baleares).

Se ha seleccionado este caso como ejemplo paradigmático de las consecuencias del impacto de la actividad humana sobre la regresión de las praderas de *P. oceanica* en Baleares. Este caso ha sido además documentado en diferentes años a lo largo del siglo XX (De Buen, 1916; Rey & Díaz del Río, 1989; Sanz & Rey, 1989; Cartas Batimétricas del Govern Balear, 1996), con trabajos realizados a principios de dicho siglo en los que ya se muestran los primeros mapas de la distribución de la pradera (De Buen, 1916) (Figura 1.1). Estos primeros trabajos, con fines batilitológicos, son una visión muy general de la distribución de las praderas de la zona, se realizaban a base de dragas y testigos de sedimento. Este trabajo presenta un mapa de la Bahía de Palma (sin escala), en el que nos podemos hacer una idea de la extensión de las praderas de *P. oceanica*, que ocupaban prácticamente todos los fondos de la bahía entre las isobatas más someras alrededor de los 5m hasta poco más de la isobata de 30m. Los siguientes trabajos cartográficos de la bahía datan de los años 80 (Rey & Díaz, 1989; Sanz & Rey, 1989), y utilizan el sonar de barrido lateral para realizar la cartografía detallada de la Bahía de Palma, dónde las praderas de *P. oceanica* te-



Estudios de la distribución de la pradera de Posidonia oceanica *en la bahía de Palma a lo largo del siglo XX: A) cartografía realizada por De Buen en 1916; B) cartografía realizada en los años 80, y obtenida mediante sónar de barrido lateral y penetrador de sedimentos (Rey & Díaz del Río, 1989).*

Figura 1.1

nían una distribución muy amplia, con una profundidad máxima observada de 40 m. El mapa resultante de estos trabajos, ha servido de base para comparar la evolución de la pradera en esta zona. Debido a las diferencias en escala y metodologías de cada cartografía, no podemos obtener valores absolutos de la cantidad de pradera que se ha perdido, pero podemos realizar una estima. Especialmente en la zona del interior, cercana al puerto de Palma, podemos observar como estaba cartografiada la pradera de *P. oceanica*. También estaban señaladas praderas de *C. prolifera* en las zonas más someras y resguardadas, cercanas al puerto. Si nos fijamos en la cartografía que realiza Rey en el año 1989, ya señala como pradera degradada, aquella que se sitúa en la zona cercana al puerto y en la desembocadura de los emisarios, y abarca la totalidad del área urbana de Palma que limita con la costa. Se ha calculado en ese mapa que la pradera degradada supone un 8,9% de la superficie total de las praderas de la bahía de Palma en el año 1989. En este periodo de tiempo la población de la ciudad de Palma aumentó de unos 67.000 habitantes en 1910 a más de 305.000 en 1991 (Fuente Instituto Nacional de Estadística).

A finales de los años 90 el puerto de Palma experimentó una ampliación del dique exterior que aumentó el impacto en las zonas cercanas al puerto a causa de las obras de dragado. Las áreas afectadas por estas obras contenían praderas de *P. oceanica*, pero este impacto no fue cuantificado. No se han realizado otras cartografías de la bahía de Palma desde el año 1989, así que no podemos saber la extensión actual de las praderas y determinar si ha tenido lugar una pérdida adicional de superficie del hábitat, pero en cualquier caso si podemos decir que es superior al 8,9% mencionado anteriormente.

Además de los impactos por las instalaciones portuarias y los vertidos de los emisarios, otros impactos afectan a las praderas de *P. oceanica* de la bahía de Palma en determinadas zonas, como es el caso del fondeo de embarcaciones deportivas. Por otro lado, la Bahía de Palma tiene un elevado tráfico marítimo. Las zonas de calas y playas, por su situación cerca del puerto de Palma y de los otros puertos deportivos de la bahía, acogen un gran número de embarcaciones que fondean sobre las praderas de *P. oceanica*. Aunque se han llevado a cabo actuaciones para la regulación del fondeo, como la instalación de boyas en la zona de Cala Blava, son insuficientes para cubrir la demanda existente en verano. En conclusión, la pradera de *P. oceanica* de la bahía de Palma de Mallorca es probablemente el caso más destacable de regresión y deterioro de este hábitat prioritario en Baleares, pero también uno de los más reseñables de la costa mediterránea española.

Estado y tendencias

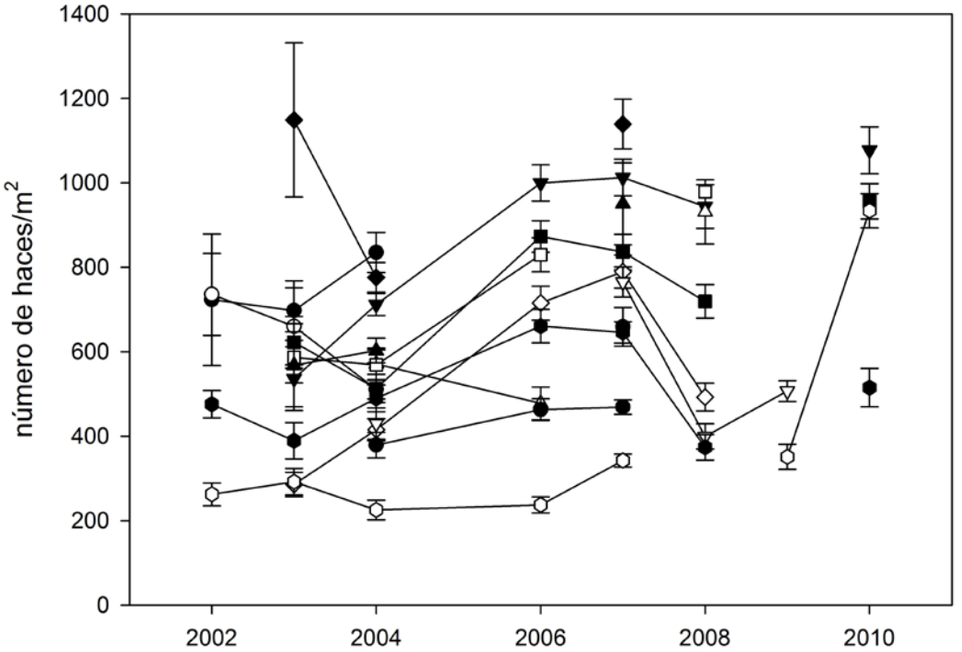
El estado de las praderas de angiospermas marinas de Baleares, principalmente *Posidonia oceanica*, comenzó a evaluarse a finales de la década de 1980, pero la mayoría de estudios realizados son posteriores al año 2000. Por lo tanto, existe poca información sobre posibles cambios en extensión y densidad de las praderas de Baleares durante la segunda mitad del Siglo XX, coincidiendo con el periodo de fuerte crecimiento de población humana, tanto residente como turística, en el archipiélago. El estado y tendencias de las praderas de Baleares se evalúan cuantificando los cambios temporales en extensión o densidad. La tasa de cambio (μ = variación en área o densidad (%) / año) permite conocer si la pradera está en regresión, estable o en expansión.

Mediante comparación de la distribución de la pradera superficial (< 10 m) en fotografías aéreas de vuelos realizados entre los años 1956 y 2002, o comparando registros cartográficos, se han documentado pérdidas de extensión de praderas en Menorca (bahía de Fornells), Mallorca (bahía de Palma, bahía de Alcúdia, costa de Portocristo, Palmanova-Magalluf, cala Millor) y Formentera (Ses Illetes de Formentera) a consecuencia de presiones humanas diversas que actúan a escala local (ver apartado Presiones y amenazas). Solamente se ha cuantificado la tasa neta de cambio en extensión de pradera en Palmanova-Magalluf y cala Millor (Mallorca) entre los años 1956 y 2001, que en ambas localidades ha sido negativa, del orden de -0.8 % y -1.7 % anual (Marbà *et al.*, 2013b), y la regresión del límite superior de la pradera de la bahía de Alcudia que ha experimentado en 25 años.

A partir del año 2000, el estado y tendencia de las praderas de Baleares se ha evaluado mediante estimas demográficas de los haces de las praderas, ya sea utilizando aproximaciones retrospectivas (Marbà *et al.*, 2002) o mediante la cuantificación directa, gracias a la iniciación de programas de seguimiento a largo plazo. Por un lado a partir del año 2002 la Dirección General de Medio Rural y Marino (anteriormente D.G. de Pesca), a través del proyecto LIFE-POSIDONIA, puso en marcha el proyecto "Red de vigilancia de las praderas de *Posidonia oceanica* de Baleares", con el objetivo de realizar un seguimiento anual del estado de las praderas. Mediante esta red se han monitorizado anualmente 38 praderas de todas las islas, a distintas profundidades, para determinar su estado y su evolución en el tiempo. Las estaciones se sitúan en zonas costeras donde el impacto de la actividad humana está aparentemente ausente para poder establecer las tendencias naturales de cada pradera a lo largo del tiempo. En cada estación se evalúan una serie de indicadores estructurales de la pradera, típicos de cualquier programa de seguimiento, como son la densidad de haces por medio de cuadrados aleatorios, y la cobertura de la pradera, que valoran los cambios en la abundancia y distribución de la pradera (Álvarez *et al.*, 2010).

Desde el año 2000 investigadores científicos del IMEDEA (UIB-CSIC) están cuantificando anualmente la densidad y tasas de cambio neto, así como la mortalidad y reclutamiento de haces, en 22 praderas de Baleares. Este seguimiento se realiza en parcelas permanentes instaladas en las praderas en las que anualmente se marcan los haces que van apareciendo, de forma que a lo largo del tiempo se sigue la misma población de haces y se reduce considerablemente la incertidumbre asociada a la heterogeneidad espacial intrínseca a la pradera. La red de vigilancia de Baleares también colabora en este seguimiento con 11 praderas adicionales.

En el caso de la red de vigilancia de Baleares, el análisis de las series temporales obtenidas tras casi una década de seguimiento, indica que el 70% de las praderas estudiadas mantiene ten-



Densidad de haces de las 13 praderas de Posidonia oceanica de Mallorca estudiadas en la red de vigilancia de Baleares y su evolución en el periodo 2002-2010. Fuente: Álvarez et al.*, 2010.*

Figura 11

dencias estables o progresivas (Álvarez *et al.*, 2010; Serrano *et al.*, 2012; Figura 11). Respecto a las praderas que mantienen tendencias negativas, tres de ellas presentan una tendencia negativa asociada a impactos de la actividad humana, como es la estación situada en el puerto de Mahón y la estación de Sa Farola, probablemente en respuesta al impacto de las obras de construcción del dique de Son Blanc en Menorca. La tercera es la estación situada en la bahía de Fornells, en donde la regresión podría deberse a procesos naturales de colmatación de la bahía, que a su vez pudieran estar siendo amplificados por el elevado tráfico marítimo que hay en verano que contribuye a la resuspensión del sedimento. El resto de praderas con tendencias regresivas están situadas en el límite inferior de la pradera, en localidades en las que no se aprecia una relación directa y obvia con la actividad humana, por lo que dicha tendencia debe estar relacionada con otros factores cuya determinación requiere continuar con los esfuerzos de seguimiento a largo plazo.

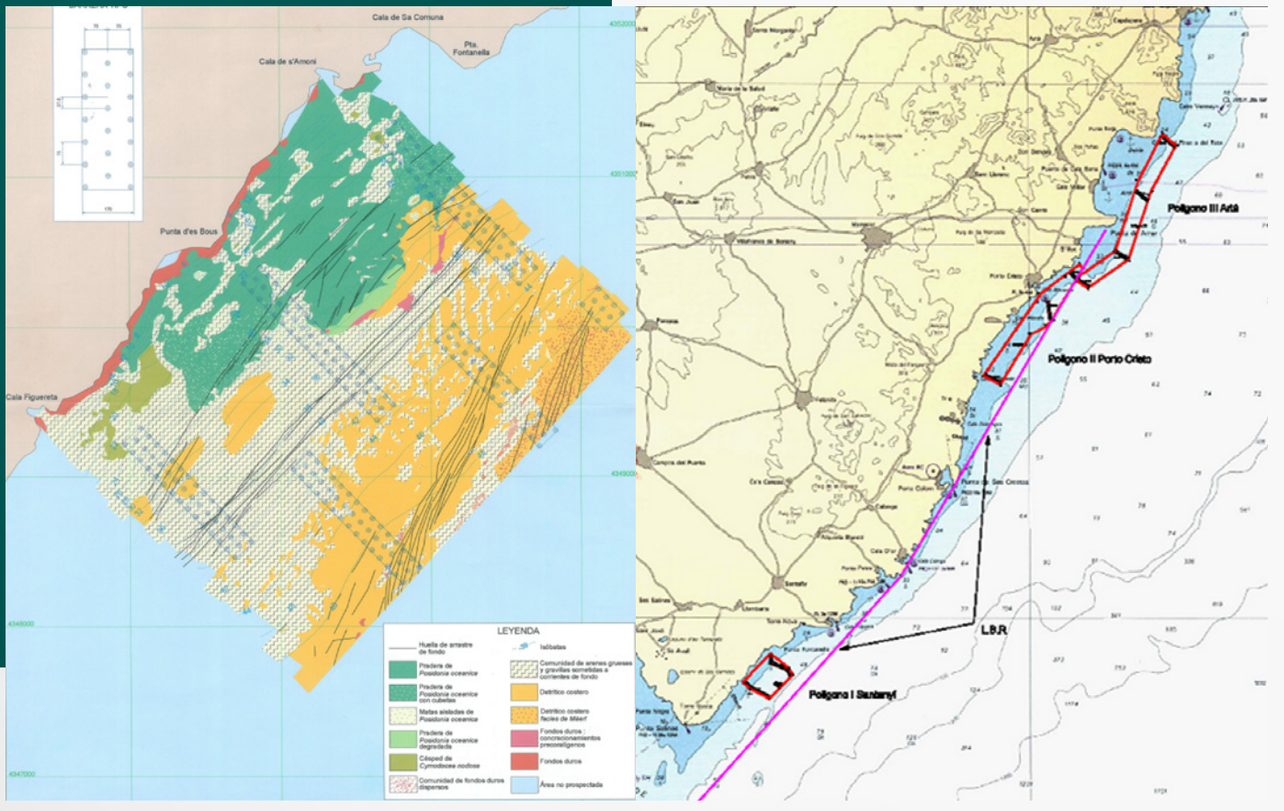
En el caso del seguimiento del balance demográfico de los haces de las praderas, ya sea estimado mediante técnicas retrospectivas (Duarte *et al.*, 1994) o a través de censos directos de haces en parcelas permanentes, se observa que la densidad de las praderas de *P. oceanica* de Baleares durante el periodo 1989-2010 ha experimentado una tasa neta de cambio media de -7.4 ± 1.8 % anual (Marbà *et al.*, 2013; Marbà *et al.*, 2006; García *et al.*, 2013). Estas estimas revelan una tendencia generalizada al declive durante los últimos 20 años.

Cabe mencionar también el seguimiento que se ha llevado a cabo de las praderas de Baleares para dar respuesta a la Directiva Marco del Agua (DMA). Durante los años 2005-2006 y 2008-2009, se estableció una red de puntos de muestreo distribuidos en todas las islas, en los que se valoraba la calidad de las masas de agua costeras, a partir de distintos parámetros de *P. oceanica* indicadores de la calidad ambiental. Estos trabajos han proporcionado datos adicionales de indicadores estructurales de las praderas (densidad y cobertura) y composición química (por ejemplo, su contenido en nitrógeno y fósforo). La valoración del estado de la masa de agua se lleva a cabo aplicando índices multimétricos, en este caso el POMI (*Posidonia Oceanica Multivariate Index*, Romero *et al.*, 2007). Los resultados revelan que las estaciones visitadas en el último periodo (2008-2009) habían empeorado ligeramente respecto al periodo anterior (2005-2006), por lo que ha disminuido la calidad ecológica de las masas de agua de Baleares.

Gestión y conservación

Las medidas de gestión y conservación de las praderas de angiospermas en Baleares han ido evolucionando en el tiempo paralelamente desde tres perspectivas: medidas de protección del territorio, medidas de protección del hábitat y por último la normativa.

El primer precedente normativo en las islas Baleares (Orden de 1993) data de principios de los años 90 y responde a la necesidad de proteger el hábitat, regula actuaciones de pesca y marisqueo sobre praderas de angiospermas marinas en aguas del archipiélago.

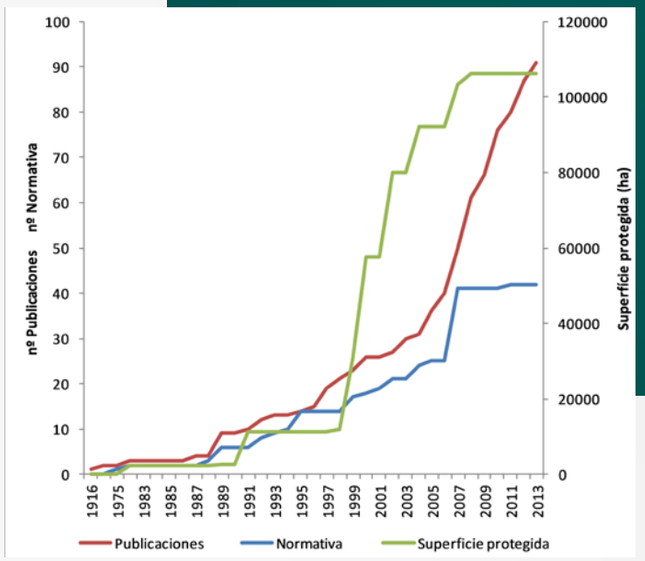


Protección de las praderas de Posidonia oceanica *de la zona de Santanyi (Mallorca) mediante la instalación de arrecifes artificiales. Izquierda: estudio de distribución de las praderas marinas de la zona y resto de comunidades bentónicas, indicando la presencia de las marcas erosivas causadas por los barcos de arrastre sobre el fondo marino; se muestra también la propuesta de instalación de módulos anti-arrastre. Derecha: ubicación definitiva de las barreras anti-arrastre en Santanyi, bahía de Portocristo y Artà. Fuente: Direcció General de Pesca del Govern de les Illes Balears.*

Figura 12

Con este mismo fin, impedir el arrastre ilegal, proteger las praderas de *Posidonia oceanica* y favorecer la pesca artesanal, entre 1989 y 2008 se ejecutaron en Baleares ocho proyectos de arrecifes artificiales. Se instalaron un total de 20 polígonos arrecifales (Mapas 1B-3B), con un total de más de 2.000 módulos (antiarrastre en su mayoría y algunos de producción), que ocupan una superficie de 4.200 ha (Figura 12). Así mismo, está documentado el hundimiento, entre 1982 y 2010, de cerca de una treintena de cascos de buques pesqueros destinados a reforzar los arrecifes artificiales antes citados. El primero de ellos fue el "Rafael Maroto", un buque de arrastre hundido frente a la isla Sa Dragonera en mayo de 1982.

A partir de la década de los 90 en Baleares se impulsan medidas de protección del territorio como medida de gestión de los ecosistemas marinos. En menos de dos décadas, entre 1991 y 2007 se han creado diferentes figuras de protección que abarcan más de 1000 km^2 de superficie marina protegida (Figura 13). El primer espacio marino protegido de Baleares fue el Parque Nacional de Cabrera en 1991, en cuyas aguas hay ejemplos de praderas de tres especies de angiospermas marinas que habitan las aguas baleares (RD 1431/1992; RD 277/1995). A finales de esta década, en 1999 se crean las primeras reservas marinas de Baleares (BOIB nº. 74, 80 y 81 de 1999). Las reservas marinas son figuras de protección pesquera mediante las cuales se regulan los usos y la explotación del medio marino, con el objetivo de incrementar la regeneración natural de los recursos y conservar los ecosistemas más representativos, entre los que destacan las praderas de *P. oceanica*. En las actualidad existen 7 reservas marinas en las Islas Baleares (ver Figura 14 y Mapas 1B-3B), 3 de ellas comenzaron a gestionarse simultáneamente: la Reserva Marina de la Bahía de Palma, declarada inicialmente en 1982, pero sin ninguna regulación efectiva hasta 1999, la del Norte de Menorca, y la Reserva Marina de los Freus de Ibiza y Formentera, declaradas en 1999. Posteriormente, en mayo de 2002, se declaró una nueva reserva, la Reserva Marina del Migjorn de Mallorca, situada en el sur de la isla. En el año 2004 se declararon las reservas marinas de la Isla del Toro y la de las Islas Malgrats. Finalmente, en el 2007 se declaró el último espacio, la Reserva Marina del Levante de Mallorca/Cala Rajada, compartida con la Administración del Estado (BOIB nº. 74, 80 y 81 de 1999; BOIB nº 56 de 2002; BOIB nº 78 y 89 de 2004; BOIB nº de 2007). En todos estos espacios se cuenta con equipos de vigilancia propios que realizan una vigilancia efectiva de cada área y que son los responsables del éxito de su funcionamiento. Actualmente el espacio marítimo protegido mediante estas figuras en las Islas Baleares comprende un total de 634,85 km^2 (23% de las aguas interiores), de las cuales 41,50 km^2 son reserva integral, siendo la comunidad autónoma española que posee mayor superficie marina protegida.



Evolución de las medidas de gestión sobre praderas en Baleares, evolución del conocimiento, de la normativa asociada y de la superficie marina protegida.

Figura 13

En la figura 13 se ha resumido cómo han evolucionado en Baleares las medidas de protección de las praderas. Se representan tres indicadores, el número de publicaciones científicas que tratan sobre praderas de angiospermas marinas de Baleares, la evolución de la normativa y por último cómo ha evolucionado significativamente la superficie marina protegida en Baleares. A la superficie protegida de las reservas marinas y el Parque Nacional de Cabrera, antes citadas, se han añadido los Lugares de Interés Comunitario (LIC) establecidos para aplicar las normativas europeas de la Directiva Hábitats (Legislación LIC; Directiva 92/43/CEE). El establecimiento de las zonas LIC se realizó en el año 2000, y posteriormente su número y extensión fue ampliado en 2004 (Mapas 1B-3B). Baleares cuenta con un total de 138 zonas LIC, de las que 38 son LIC marinos, en los que se incluyen las 7 reservas marinas y el Parque Nacional de Cabrera. Además, el espacio de la Reserva Marina de Ses Salines d'Eivissa i Formentera, posee otras figuras de protección además de LIC, es reserva natural desde el año 1995 y parque natural desde el año 2001.

Actualmente la superficie total marina protegida es de 1.308,81 km^2 y representa el 37% de la superficie costera Balear. A esta superficie se le debe añadir 53,86 km^2 de pradera de *P. oceánica* protegida por polígonos arrecifales anti-arrastre que se hallan fuera de áreas de reserva marina o zonas LIC.

En este apartado cabe destacar uno de los proyectos que se han llevado a cabo en Baleares y que ha contribuido a mejorar las medidas de gestión ya existentes y a realizar otras nuevas, el proyecto LIFE-POSIDONIA (2001-2006). Gracias a este ambicioso proyecto pudo llevarse a cabo entre otras acciones, una cartografía de las praderas de angiospermas marinas de las zonas LIC (establecidas en 2000), dotación de equipos para la vigilancia de las reservas marinas, los planes de gestión de las zonas LIC establecidas hasta el año 2000 (Planes de Gestión LIC, 2007) y la acción estrella, la instalación de 394 boyas de fondeo en 8 zonas de Baleares (http://lifeposidonia.caib.es/). Otra de las acciones destacables es la creación de la "Red de vigilancia de las praderas de *Posidonia oceanica* de Baleares", mediante la que se han establecido 38 estaciones en todo el litoral balear. Mediante esta red, no sólo se realiza una monitorización anual del estado de las praderas, sino que se lleva a cabo una labor de educación ambiental gracias a una red de voluntarios de centros de buceo, que colaboran desinteresadamente en el proyecto. Hasta el momento han participado 371 voluntarios, de 15 centros de buceo y se ha contado con la colaboración de medios y personal de los espacios protegidos de la Comunidad Autónoma (Figura 15). Esta Red además se halla integrada, junto con otras similares de otras comunidades autónomas, en la red POSIMED (www.posimed.org).

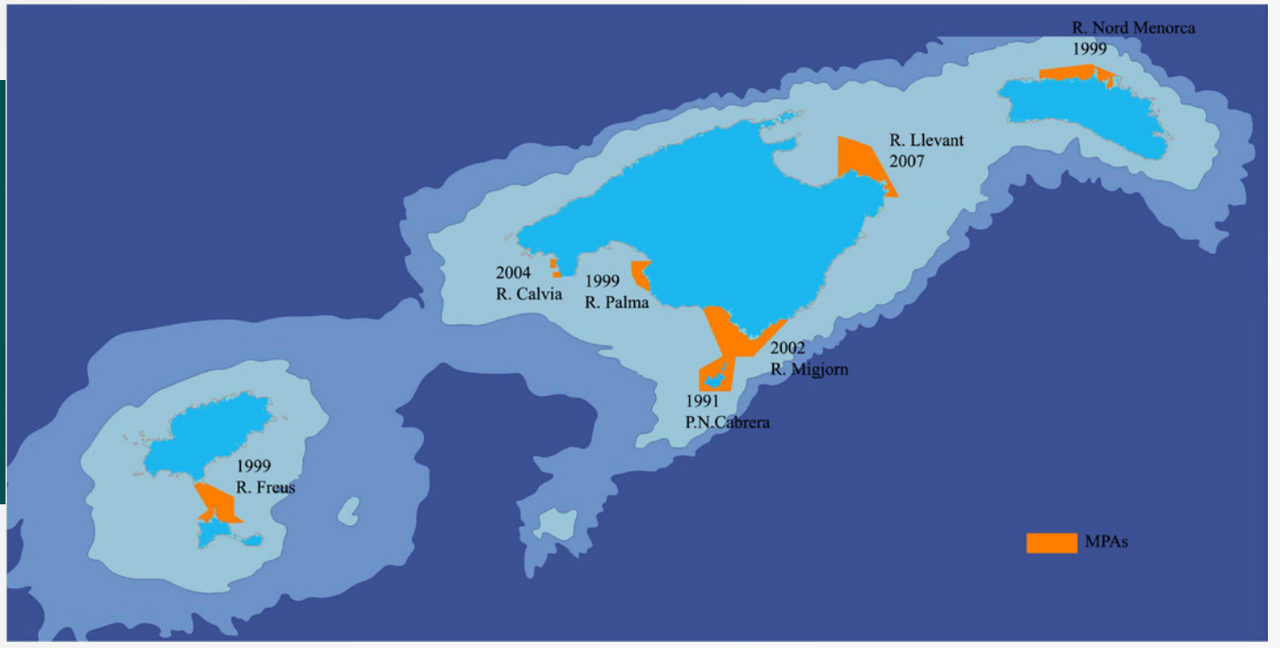


Figura 14

Localización de las 7 Reservas Marinas declaradas en º y del Parque Nacional de Cabrera.

Voluntario de la red de vigilancia de las praderas de Posidonia oceanica, *evaluando la cobertura de la pradera.*

Fotografía: Maite Vázquez Luis.

Figura 15

Futuras direcciones

A pesar de las medidas que se han llevado a cabo hasta el momento en Baleares, todavía quedan algunos puntos por resolver en el conocimiento y la distribución de las praderas de angiospermas marinas de esta comunidad. Uno de los objetivos básicos y prioritarios que se deben tener en cuenta en el futuro, es la obtención de una cartografía completa de todas aquellas zonas que aún no han sido cartografiadas, en especial la costa norte de Mallorca. Ésta futura cartografía debería incluir no sólo las praderas de *Posidonia oceanica*, sino también mejorar la que se tiene del resto de especies presentes y de las que, como se ha visto, se carece de información, a menudo porque sus poblaciones se hallan bastante dispersas.

También se hace necesario mejorar en el conocimiento básico de la ecología y biología de todas las especies, en especial de *Zostera noltii* y *Cymodocea nodosa*, de las que se conoce muy poco, especialmente su distribución.

Es necesaria la declaración de ZEC de las actuales zonas LIC, para poder aplicar mecanismos de gestión comunes sobre las praderas de angiospermas para todos los espacios protegidos.

Respecto a los espacios que están protegidos en la actualidad, se debe remarcar la importancia de la continuidad de las labores de vigilancia

Pradera somera de Posidonia oceanica *en las calas de Santa María de Cabrera. Fotografía: Enric Ballesteros*

de estos espacios marinos protegidos, medida que ha demostrado su eficacia en este periodo y que es necesario reforzar. El espacio marino protegido en Baleares, se verá aumentado en el futuro, con la creación de una nueva reserva marina en el Canal de Menorca, donde las praderas de *P. oceanica* ocupan extensiones importantes.

El seguimiento del estado de las praderas de angiospermas marinas, proporciona una valiosa información a largo plazo, y permite aplicar planes de gestión de los espacios protegidos en cumplimiento de las directrices europeas (Red Natura 2000). Así que la continuidad de la ya establecida "Red de vigilancia de las praderas de Posidonia de Baleares ", debe ser una prioridad, así como intentar mejorarla coordinando esfuerzos con otras redes de seguimiento como la que se realiza para la DMA.

En cuanto a la mitigación de los impactos que afectan a las praderas de *P. oceanica* en Baleares, el fondeo de embarcaciones recreativas, es uno de los más notables sobre el que se deben aplicar medidas de gestión urgentes. Es necesario que se establezca un plan de regulación del fondeo para detener la degradación de las angiospermas marinas y establecer medidas de control para el cumplimiento de dicha regulación.

Los vertidos de aguas residuales urbanas, son también un problema que ha sido identificado como una importante amenaza para las praderas de Baleares presentes en su área de influencia. Como ya se ha visto, las angiospermas marinas son comunidades muy sensibles a perturbaciones del régimen sedimentario y de las concentraciones de nutrientes, por lo que debe realizarse un seguimiento del impacto de los emisarios, e invertir esfuerzos en paliar sus efectos. Para ello es fundamental la continuidad de la DMA en Baleares y de su programa de seguimiento, principalmente enfocado con el estado de las masas de agua.

El calentamiento climático emerge como una amenaza importante para la conservación de las praderas de *P. oceanica* durante el siglo XXI y, por tanto, urge tomar medidas para reducir la emisión de gases con efecto invernadero.

Pradera de Posidonia oceanica *en Cabrera.*
Fotografía: Enric Ballesteros

Cartografías

Islas Baleares

MAPAS DE DISTRIBUCIÓN DE LAS PRADERAS MARINAS, PRESIONES Y MEDIDAS DE GESTIÓN

MAPA 1A

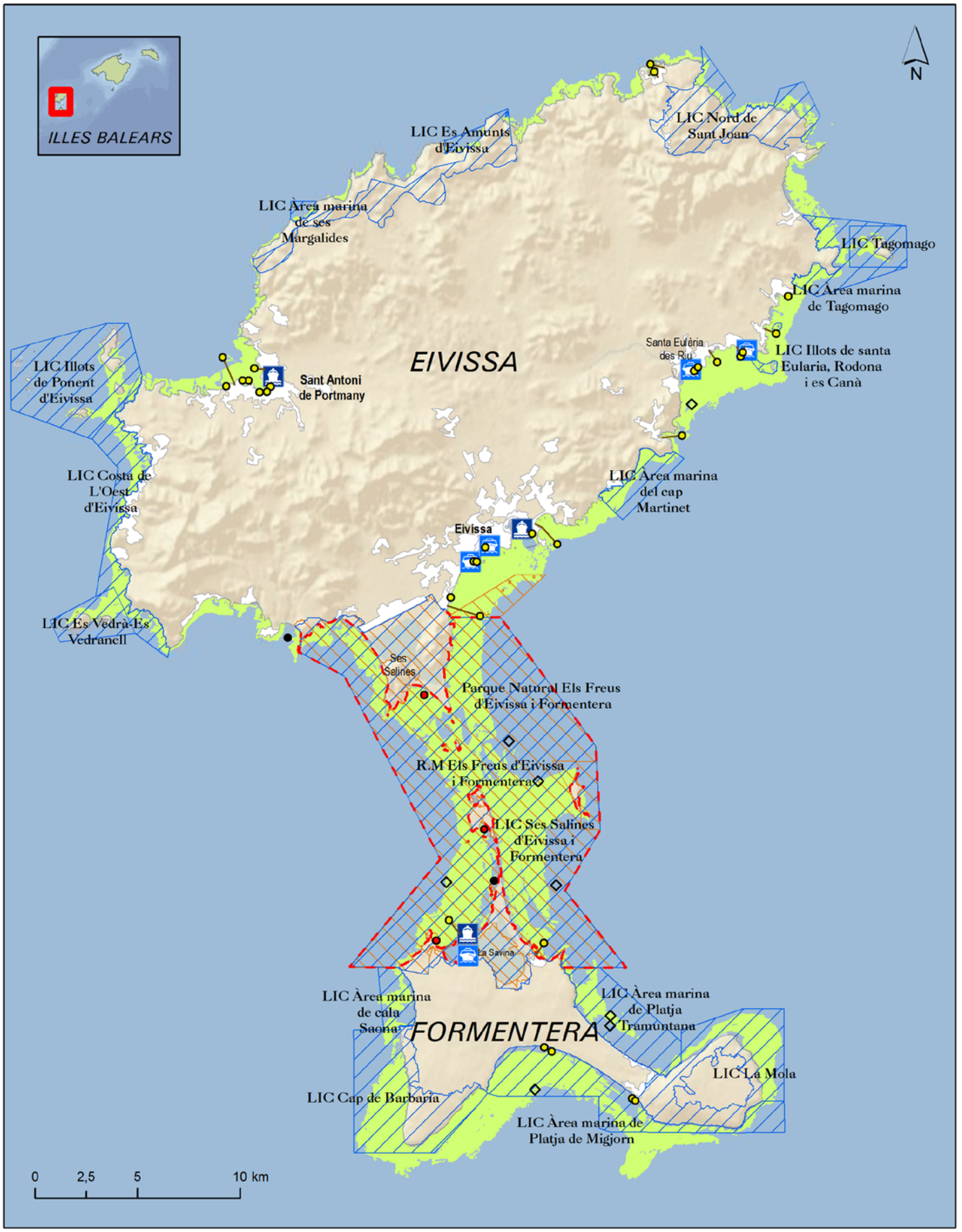
Ibiza y Formentera

Distribución de praderas marinas en el litoral de Ibiza y Formentera

Elaboración: IEO.

Fuentes: Conselleria d'Agricultura medi Ambient i territorio (Govern de les Illes Balears). Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: Word Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala 1:220000



MAPA 1B

Ibiza y Formentera

Presiones y medidas de gestión en el litoral de Ibiza y Formentera

Elaboración: IEO.

Fuentes: Govern de les Illes Balears, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala 1:230000

MAPA 2A

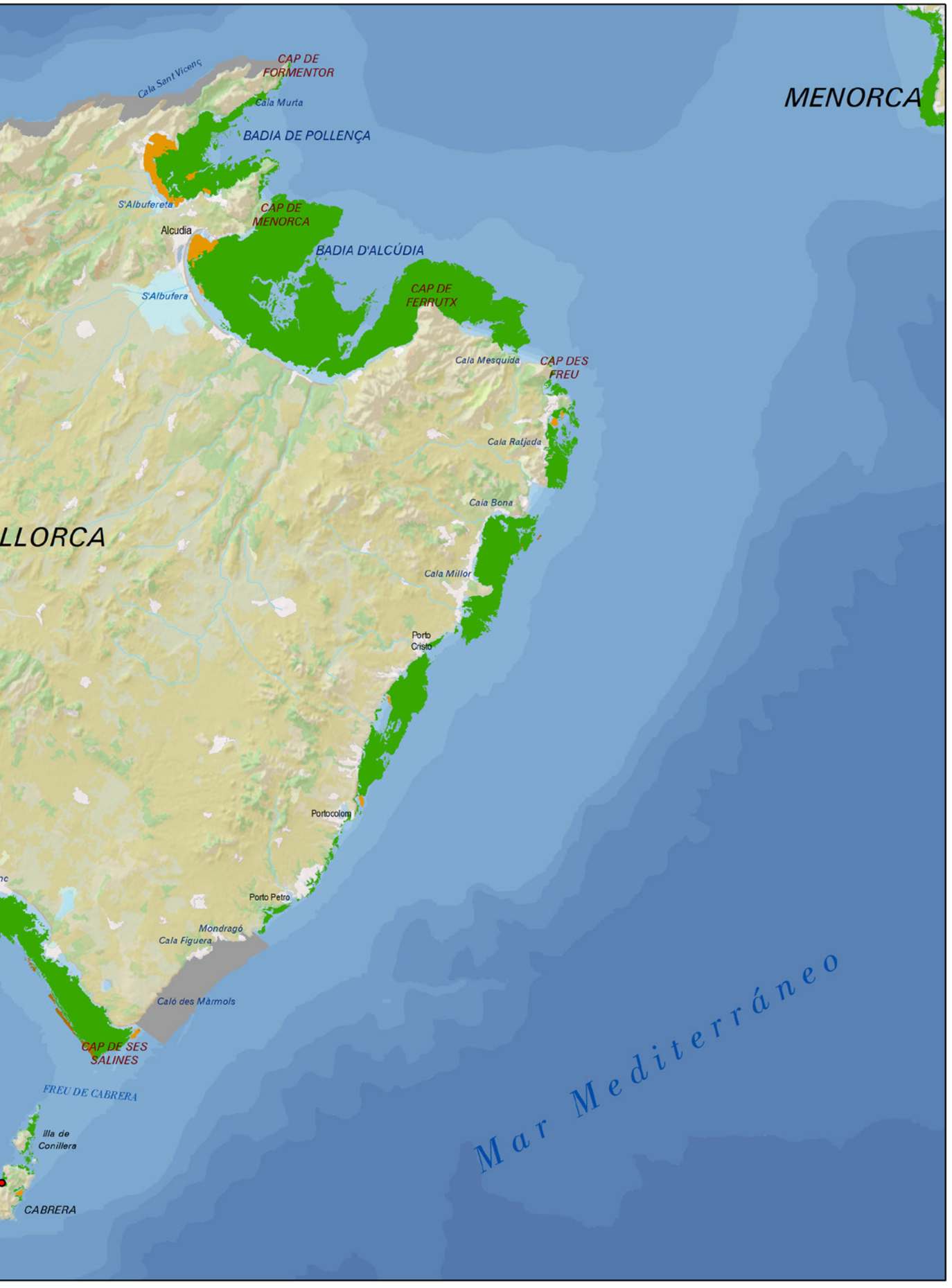
Mallorca

Distribución de praderas marinas en el litoral de Mallorca

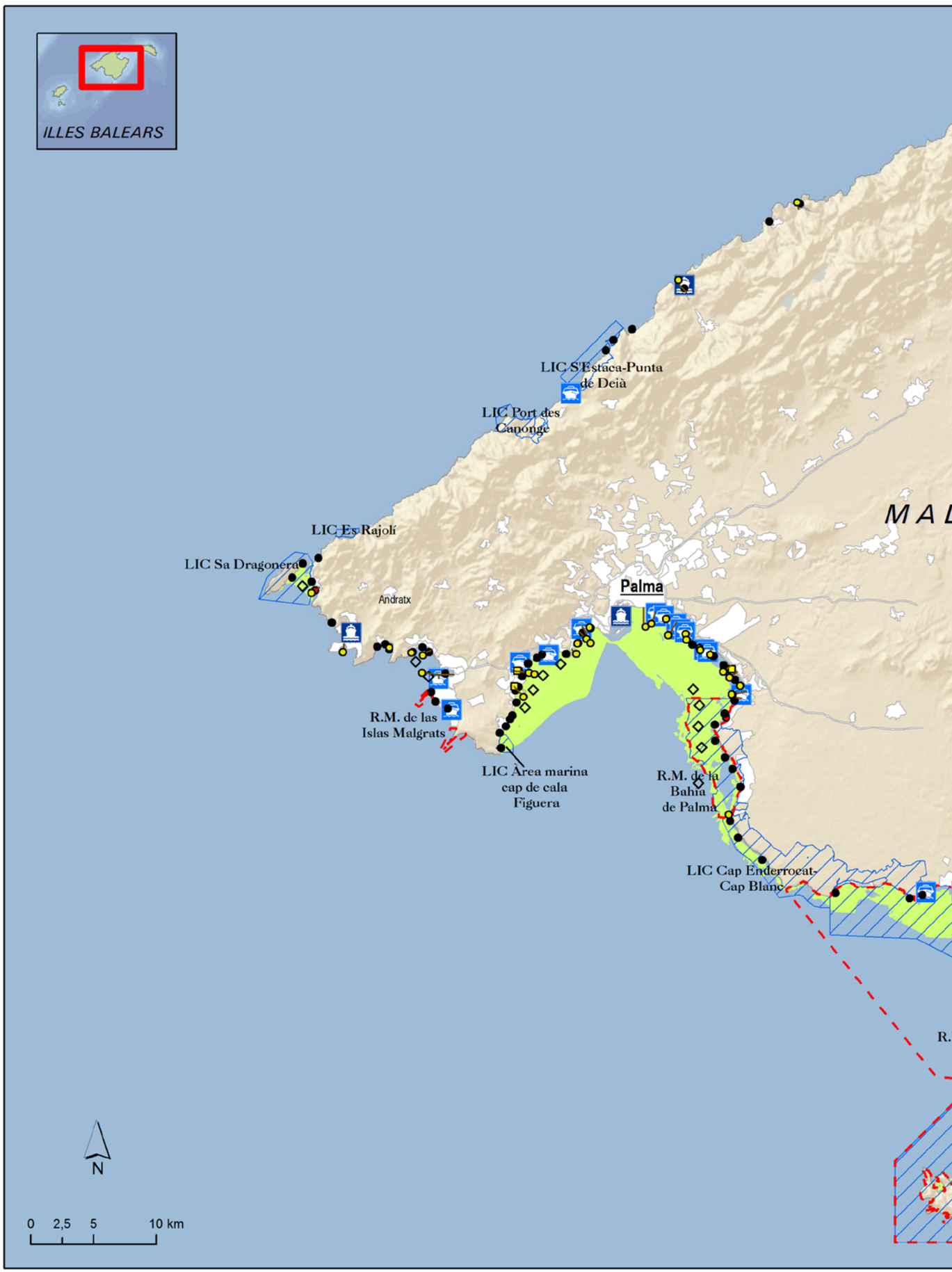
Elaboración: IEO.

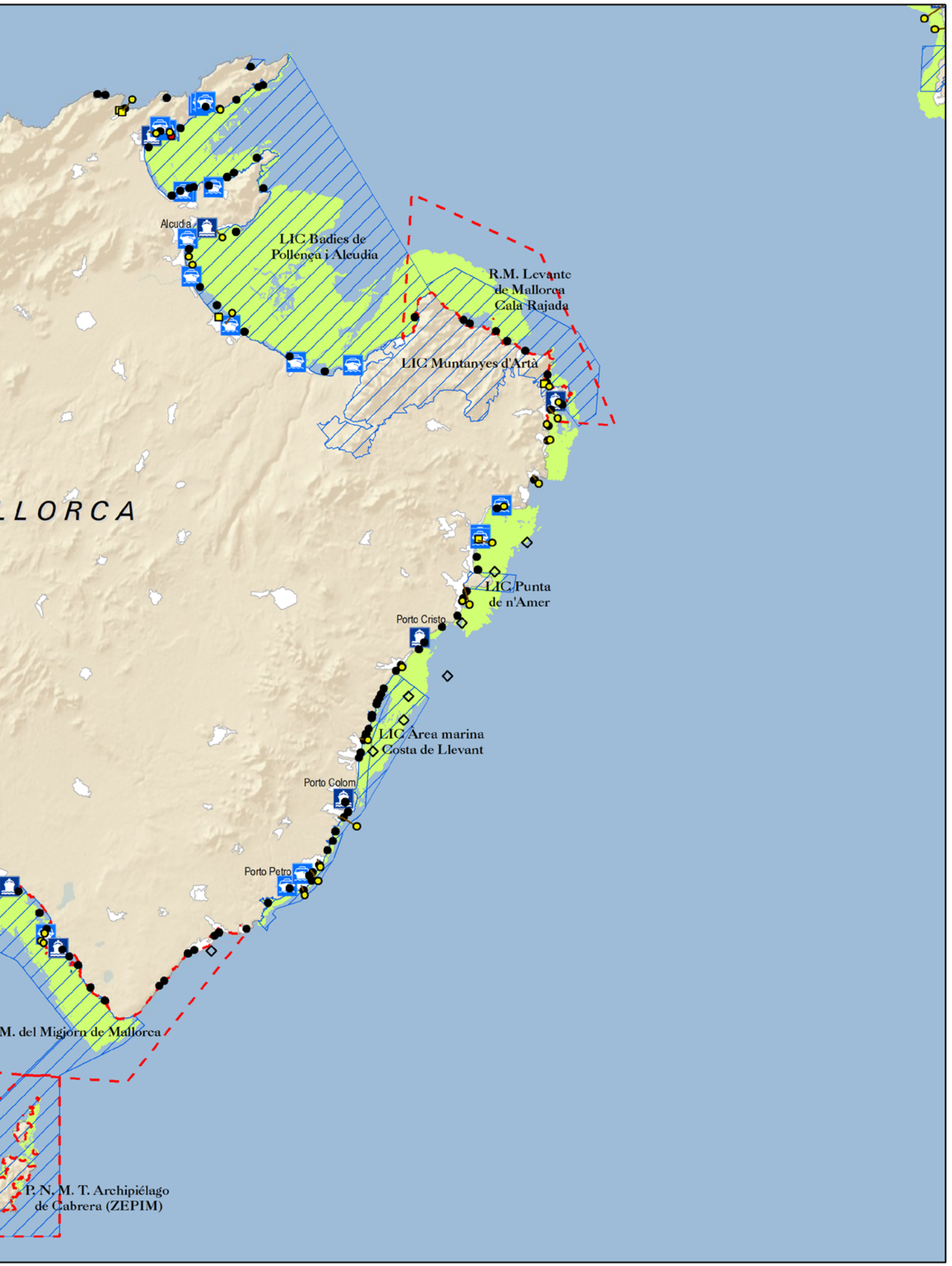
Fuentes: Conselleria d'Agricultura medi Ambient i territorio (Govern de les Illes Balears), IEO. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: World Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala 1:370000



Área sin cartografiar Presencia de *Zostera noltii*


ILLES BALEARS
LIC S'Estaca-Punta de Deià
LIC Port des Canonge
LIC Es Rajolí
LIC Sa Dragonera
Andratx
Palma
R.M. de las Islas Malgrats
LIC Àrea marina cap de cala Figuera
R.M. de la Bahía de Palma
LIC Cap Enderrocat-Cap Blanc
N
0 2,5 5 10 km
Fondeaderos regulados
Fondeaderos no regulados
Puertos deportivos y espigones
Puerto pesquero-industrial
Puntos de vertido
Emisarios



MAPA 2B

Mallorca

Presiones y medidas de gestión en el litoral de Mallorca

Elaboración: IEO.

Fuentes: Govern de les Illes Balears, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala 1:370000

MAPA 3A

Menorca

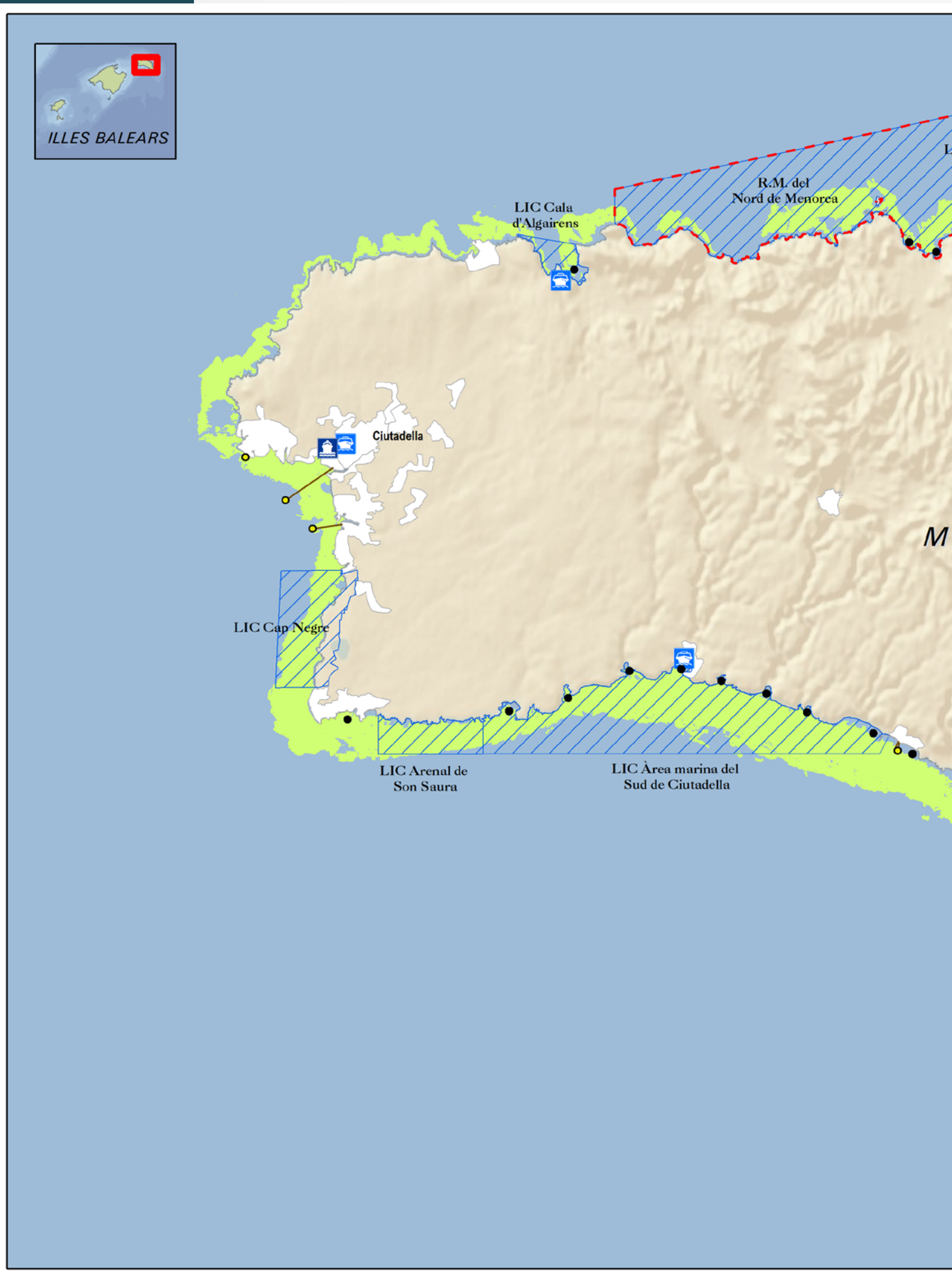
Distribución de praderas marinas en el litoral de Menorca

Elaboración: IEO.

Fuentes: Conselleria d'Agricultura medi Ambient i territorio (Govern de les Illes Balears). Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: World Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala 1:145000

Presencia de *Ruppia cirrhosa* Presencia de *Ruppia maritima* Presencia de *Zostera noltii*


ILLES BALEARS
LIC Cala d'Algairens
R.M. del Nord de Menorca
Ciutadella
LIC Cap Negre
LIC Arenal de Son Saura
LIC Àrea marina del Sud de Ciutadella
Fondeaderos no regulados
Fondeaderos regulados
Puntos de vertido
Emisarios
Puertos deportivos y espigones
Puerto pesquero-industrial
Granjas marinas
Tejido urbano e industrial

MAPA 3B

Menorca

Presiones y medidas de gestión en el litoral de Menorca

Elaboración: IEO.

Fuentes: Govern de les Illes Balears, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala 1:145000

Posidonia oceanica.

Fotografía: César Cachón.

Comunidad Valenciana

III

Praderas de angiospermas marinas de la Comunidad Valenciana.

Guillén, J.E. [1]

Sánchez Lizaso, J.L. [2]

Fernández Torquemada, Y. [2]

Triviño, A. [1]

Jiménez, S. [1]

Martínez, J. [1]

Gras, D. [1]

Soler, G. [1]

[1] *Instituto de Ecología Litoral.*

[2] *Universidad de Alicante. Depto. de Ciencias del Mar y Biología Aplicada.*

Descripción general del área

Las costas de la Comunidad Valenciana pueden dividirse en dos grandes sectores geomorfológicos: el primero de ellos comprende el denominado "óvalo valenciano", con las costas de Castellón y Valencia, y el segundo, el litoral alicantino.

El óvalo valenciano se caracteriza por la presencia de fondos de perfiles aplacerados y principalmente de naturaleza arenosa, debido a los aportes sedimentarios procedentes de los ríos Ebro, Mijares, Turia y Júcar. En este sector la transparencia de las aguas es menor que la observada en el sector alicantino, debido a los aportes de sedimentos y nutrientes a través de tales ríos, así como por los vertidos de emisarios y excedentes de riegos con fertilizantes. Aunque predominan las playas de arena, también existen las de guijarros y grava, zonas acantiladas, humedales destacados como la Albufera de Valencia, y numerosos marjales y marismas persisten entre Benicarló y Gandía.

El otro sector corresponde a la provincia de Alicante, donde la amplitud de la plataforma costera es menor y por tanto, la renovación de las aguas es mucho mayor. Esto, unido a la ausencia de grandes ríos, favorece una mayor transparencia de sus aguas, que permite la existencia de extensas praderas de angiospermas marinas. En este sector, a su vez, se pueden diferenciar tres tramos:

El tramo norte, que abarca desde Dénia hasta la Punta del Morro de Toix. Se caracteriza por sus acantilados altos (Cabo de San Antonio, Cabo de la Nao, etc.), que se levantan sobre una escasa plataforma, y en cuyos pies dominan los sustratos rocosos frente a los arenosos.

El tramo central, va desde el Morro de Toix hasta el Cabo de Santa Pola. Aquí la plataforma es más amplia y con predominio de sustratos arenosos. Destacan pequeñas islas con fondos rocosos, como la Mitjana, la de Benidorm, la Illeta de El Campello, y el archipiélago de Tabarca.

El tramo sur, discurre desde el Cabo de Santa Pola hasta el límite provincial con Murcia. Se encuentra muy influenciado por los aportes de los ríos Vinalopó y Segura, con dominancia de los sustratos blandos. En su porción más meridional, a partir de la costa de Torrevieja, se observan también sustratos rocosos y una amplia plataforma.

Pradera de P. oceanica *en estado óptimo en la reserva marina de Tabarca. Fotografía: Juan M. Ruiz.*

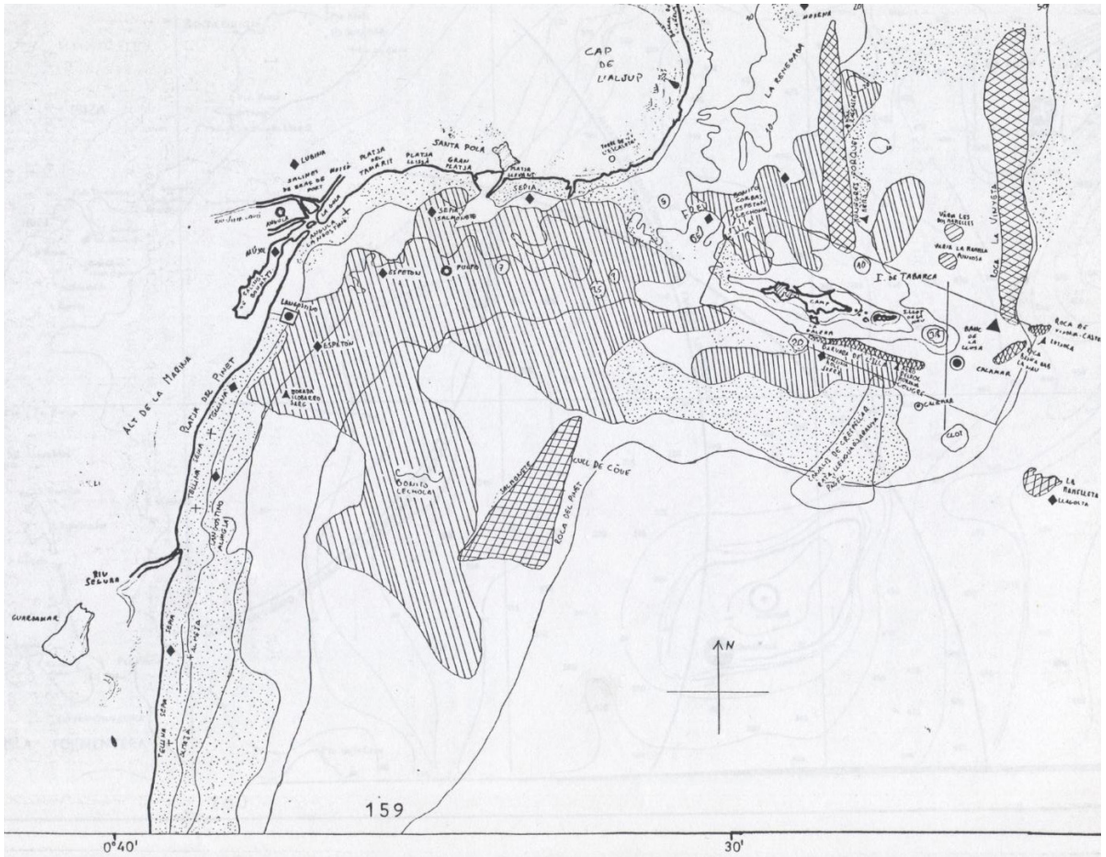
Ecología y extensión de las praderas marinas

En la Comunidad Valenciana existen varias especies de angiospermas marinas, de las que estrictamente marinas sólo se pueden considerar a *Posidonia oceanica L.* (Delile), *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson, y *Zostera* (*Zosterella*) *noltii* Hornemann. Otras angiospermas citadas del litoral pertenecen al género *Ruppia* Linnaeus, 1753, presente en las desembocaduras de algunos ríos y canales, en las lagunas salinas del sur de la Comunidad, o en cuencas con cierta salinidad de la zona interior de Castellón, en su límite con Teruel, pero nunca en un ambiente exclusivamente marino.

En esta región, la representación del género *Zostera* se restringe a una única especie, *Z. noltii.* Esta se localiza en fondos someros, generalmente a menos de 3 m de profundidad, y normalmente al abrigo de calas, donde las perturbaciones por oleaje o corrientes no son muy patentes. Puede constituir poblaciones muy densas y suele estar distribuida por la zona más somera de las praderas de *C. nodosa*, formando praderas mixtas junto a esta especie. Por ello, tanto la flora algal como la fauna acompañante de *Z. noltii* coincide con la típica de las praderas de *C. nodosa.*

Las praderas de *C. nodosa* se hallan sobre sustratos blandos, preferentemente en la biocenosis de arenas finas bien calibradas, y también en la de arenas fangosas, y en ocasiones puede distribuirse conjuntamente con el alga clorofícea *Caulerpa prolifera*. Asimismo, a veces crece sobre roca aunque no es lo más habitual. La distribución batimétrica de esta especie es variable, desde escasos metros hasta la profundidad límite a la que llega la luz en condiciones de ser asimilada por las angiospermas. Estas profundidades varían en función de las condiciones de cada zona, pero pueden abarcar desde menos de 1 m de profundidad, en calas abrigadas, hasta profundidades próximas a los 30 m.

*Banco de chirrete (*Atherina sp*) sobre una pradera de* Posidonia oceanica*. Fotografía: César Cachón.*



*Carta de pesca de la bahía de Santa Pola y Tabarca, con indicación de los tipos de artes a emplear y la naturaleza del fondo: punteado, arena; a rayas, algueros (*Posidonia oceanica*); a cuadros, roca (Lleonart, 1990).*

Las primeras cartografías de angiospermas marinas en la Comunidad Valenciana.

Figura 1

Las praderas de *P. oceanica* constituyen la especie que estructura los fondos del piso infralitoral en la mayor parte de la Comunidad Valenciana, sobre todo por su capacidad de desarrollar un complejo sistema de raíces, rizomas y hojas, que constituyen un sustrato idóneo para el asentamiento de un variado número de organismos. En algunos casos, cuando la pradera ha desaparecido, la comunidad suele estar dominada por la biocenosis de la roca infralitoral fotófila, asentada sobre la mata muerta de *P. oceanica*, a menudo combinada con praderas de *C. prolifera* o *Caulerpa cylindracea.*

Respecto al género *Ruppia*, las especies presentes en el litoral valenciano son tres: *R. cirrhosa* (Petagna) Grande, 1918, *R. maritima* Linnaeus, 1753, y *R. drepanensis* Guss. Se encuentran siempre en cauces o canales de intercambio entre lagunas costeras, salinas o albuferas, gracias a su condición eurihalina.

La localización de las praderas de angiospermas marinas en el litoral valenciano ha sido objeto de atención desde antaño gracias al conocimiento popular de los pescadores, que señalaban en sus cartas de pesca las zonas idóneas para dicha actividad, y a su vez, la presencia de rocas y "alguers", que en su mayor parte correspondían a praderas de *P. oceanica* (Figura 1). Otra fuente de información, aunque menos precisa, la ofrecía la cartografía del Instituto Hidrográfico de la Armada, que ha ido ampliando sus cartas náuticas o portulanos a partir de la obra del Almirante Tofiño, el *Atlas marítimo de España* (1789), donde se reflejaba junto con la profundidad, y a menudo también la naturaleza del sustrato, y en la cual se diferenciaba la presencia puntual de algas, cascajo, roca, fangos o arena, cuestión que la mayoría de cartas náuticas ya en el siglo XIX incorporaban (Figura 2).

El estudio científico sobre la identificación, distribución y cartografía de especies comienza en la Comunidad Valenciana en fechas no muy lejanas, con el fin de delimitar la ubicación de las comunidades bentónicas en el litoral, delimitar su estado de conservación, su interés para la pesca e importancia ecológica, y en las que la identificación de las praderas de angiospermas

Carta marina del siglo XIX.

Figura 2

marinas era uno de los principales objetivos. Los primeros trabajos datan de los años ochenta y comienzos de los noventa (Ramos, 1983, 1984; Ramos & Ramos, 1989; Benedito *et al.*, 1990; Sánchez-Lizaso *et al.*, 1990; Torres *et al.*, 1990a, 1990b). La realización de estas cartografías tuvo que realizarse solventando numerosos problemas, que en nuestros días, a pesar del esfuerzo que supone cualquier trabajo en el medio marino, nos parecerían cuestiones de fácil resolución. Para empezar, basta con mencionar la dificultad que entrañaba la obtención de los datos cuya forma más habitual era por medio de transectos realizados por buceadores, bien cuando la distancia era corta, con cintas métricas lastradas, sobre las cuales se anotaban las distancias entre las diferentes biocenosis, o bien cuando las distancias eran mayores -caso de las praderas de angiospermas marinas-, por medio de un buceador remolcado desde una embarcación con la ayuda de un acuaplano que permitía ascender o descender al buceador, cuando éste encontraba el límite de la pradera soltaba un boyarín, que se desenrollaba hasta alcanzar la superficie, debiendo ser luego localizado y posicionado –todo ello, contando con una buena dosis de fortuna-. Hasta mediados de los años noventa, al no disponer de GPS, la georreferenciación se efectuaba mediante enfilaciones a la costa, o por triangulación por sextante, tomando ángulos entre diferentes accidentes geográficos de la costa y, posteriormente, trasladando tales datos a las cartas existentes que, como se ha comentado, tampoco eran muy precisas en cuanto a la definición de la línea de costa.

Además de estas dificultades metodológicas, otro escollo importante en la simple tarea de representar las observaciones obtenidas en el mar, era que no se contaba con una base cartográfica apropiada, puesto que los recursos de las Hojas Geográficas del Ejército (escala 1:50.000), las cartas náuticas, de escala y proyección variables, o la composición de fotografías aéreas, aún cuando se disponía de ellas, la batimetría reflejada en estas cartas y mapas era de gran imprecisión, en la mayoría de los casos (Figura 3).

Entre las primeras cartografías realizadas destacan las del archipiélago de Tabarca (García-Carrascosa, 1979; Ramos, 1980, 1985) e Islas Columbretes (García-Carrascosa, 1978, 1991), las cuales destacaban el importante papel ecológico de estos enclaves, a la vez que sirvieron de base para su declaración como reservas marinas: en el caso de Tabarca como primera reserva marina de España en 1986 (Orden Ministerial de 4 de Abril de 1986 y Orden de 4 de Abril de 1986 de la

Haces de Posidonia oceanica en el borde de la mata en Tabarca. Fotografía: Felio Lozano; Fuente: Banco de fotos de la red de reservas marinas / SGP / MAGRAMA.

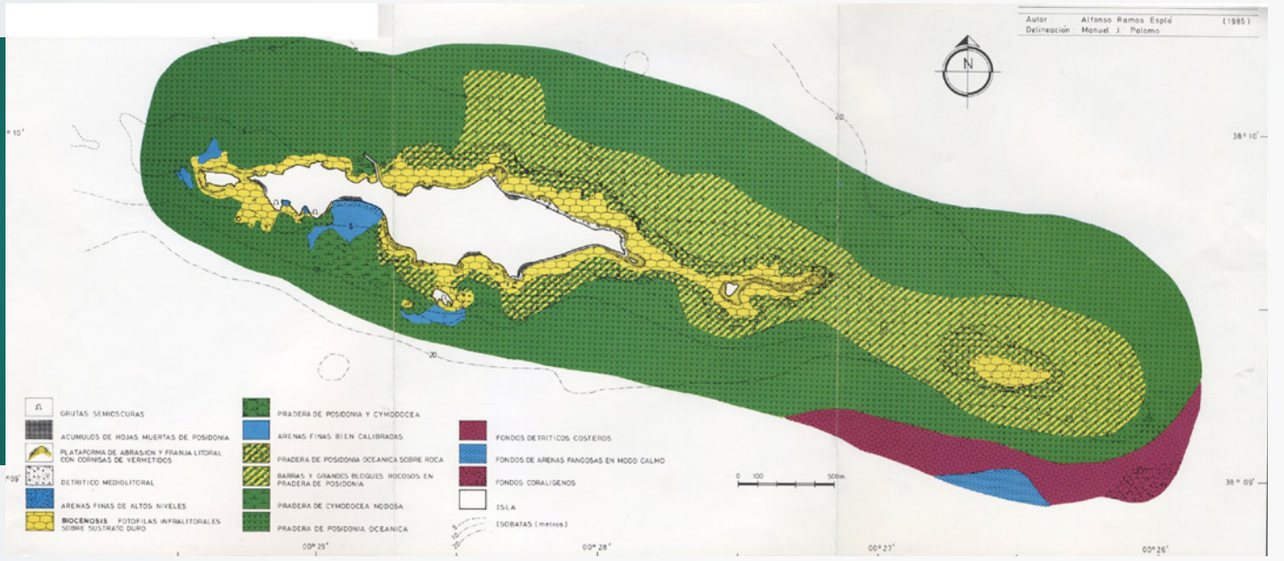
Consellería de Agricultura y Pesca), y Columbretes en 1990 (Orden de 19 de abril de 1990 por la que se establece una reserva marina en el entorno de las Islas Columbretes). Para la declaración de Tabarca contribuyó la extensión de sus praderas de *P. oceanica* que reveló la cartografía, así como su estado de conservación y sus formaciones singulares, tales como el arrecife barrera del islote de la Cantera (Figura 4).

La cartografía de Tabarca, y posteriormente la de El Campello, identificaron uno de los principales problemas ambientales de nuestra costa, que era la regresión de las praderas de *P. oceanica* por los efectos de la pesca de arrastre ilegal, practicada en fondos inferiores a los 50 m de profundidad (Figura 5). Ello sirvió para elaborar proyectos de arrecifes artificiales de carácter extensivo, para proteger las praderas de *P. oceanica* (Ramos & Trapote, 1987; Ramos *et al.*, 1993a; Guillén *et al.*, 1994). Este tipo de arrecife, fue tomado como modelo por los siguientes proyectos de arrecifes ejecutados en casi todo el litoral mediterráneo (Figura 6).

En los años noventa, la necesidad de establecer herramientas de gestión en el litoral marino para el establecimiento de parques, reservas marinas, o arrecifes artificiales, conllevó el desarrollo de trabajos de cartografía a gran escala a lo largo

Ejemplo de elaboración de una cartografía bionómica: traslación de los datos de campo obtenidos mediante la realización de transectos en acuaplano sobre carta náutica, en la costa de Calpe (IEL, datos inéditos).

Figura 3



Mapa bionómico de Tabarca (Ramos, 1985).

Figura 4

de amplios sectores de la costa, que motivaron muchos estudios técnicos, como los realizados, entre otros, por el Instituto de Ecología Litoral (IEL) (1992a, 1992b, 1993, 1994) y Ramos *et al.* (1993a, b), cuyas cartografías de praderas de angiospermas marinas servían para la elaboración de los pertinentes proyectos. Sin embargo, a excepción de la cartografía realizada en todo el litoral valenciano por la Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación, a una escala 1:25.000, para planificar la ubicación de arrecifes artificiales, y la promovida por el ICONA para la cartografía de las comunidades incluidas en la Directiva Hábitat y desarrollada por las Universidades de Valencia y Alicante, éstas se limitaban a enclaves concretos con un interés ambiental, como el caso de los archipiélagos de Tabarca o Columbretes, o zonas a proteger por arrecifes artificiales, ya que las dificultades técnicas continuaban impidiendo en gran medida la realización de cartografías de todo el litoral.

Al final de los años noventa, por un lado los avances técnicos en el empleo del GPS y del uso de bases cartográficas informatizadas (GIS) facilitaron los procesos de georreferenciación y de representación cartográfica, y por otro, los avances técnicos que supusieron el sónar de barrido lateral, los vídeotransectos, y posteriormente la sonda multihaz, permitieron obtener información con gran detalle y a la vez de grandes áreas con importantes ahorros de tiempo, esfuerzo humano y seguridad. Disponible la técnica, el único impulso que restaba era la voluntad de emprender estos trabajos, y en gran medida este espaldarazo vino de las implicaciones de la Directivas europeas (Hábitat, 1992, Marco del Agua -DMA-, 2003; y Marco de la Estrategia Marina, 2008), y posteriores decisiones que, junto con la necesidad de actualizar la información costera existen-

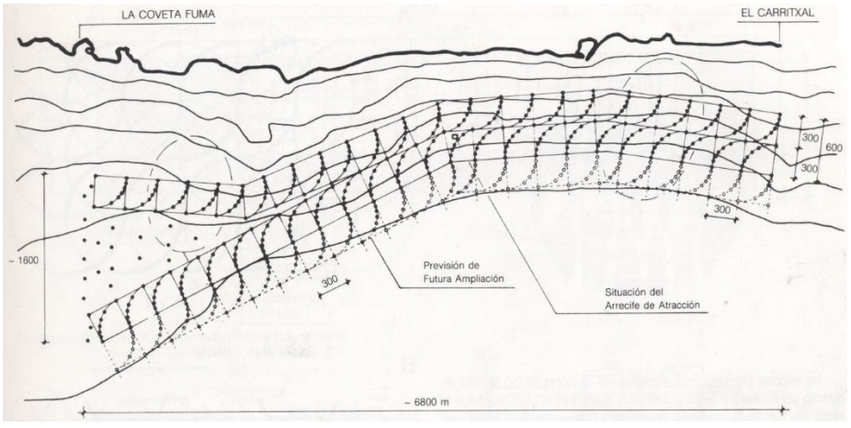
Carta bionómica del litoral norte de El Campello con la indicación del estado de conservación de las praderas de Posidonia oceanica *(Martínez* et al.*, 1990).*

Figura 5

te y adaptarla al nuevo marco jurídico, impulsó al Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente a la realización de las ecocartografías en los tramos de Alicante-Valencia, y posteriormente Castellón (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2006, 2009, respectivamente) que han posibilitado, además de la cartografía de las praderas de angiospermas marinas, la del resto de biocenosis, junto con datos cartográficos, de sedimentos, biodiversidad, pesca, etc. A toda esta información se suma la proveniente de los estudios de impacto ambiental, que se vienen llevando a cabo desde la entrada en vigor de la Ley de Impacto Ambiental de la Comunidad Valenciana en 1989, en especial dirigidos a la implantación del sector de la acuicultura y al seguimiento de los vertidos de aguas residuales y desalinizadoras.

yores praderas de esta especie, la profundidad máxima no sobrepasa los 32 m de profundidad (Ramos, 1985). Sin embargo, la elevada vulnerabilidad de esta especie, junto con su escasa capacidad de recolonización, han propiciado que su límite inferior de distribución haya ido disminuyendo paulatinamente, hasta quedarse en la actualidad próximo a los 28 m frente a la costa de El Campello, aunque existen haces sueltos protegidos por rocas en Tabarca todavía a 32 m de profundidad. En las costas de Valencia y Castellón, con la excepción mencionada frente a la costa de Oliva, por regla general alcanzan menor profundidad sin sobrepasar los 25 m, debido a la menor transparencia de las aguas y del consecuente avance del piso circalitoral en todo este sector.

Otras especies, como *C. nodosa*, con mayor ca-



Diseño en planta del arrecife artificial de El Campello, de forma extensiva y realizando una malla de bloques para impedir la pesca de arrastre ilegal en la pradera de Posidonia oceanica *(Martínez,* et al.*, 1990).*

Figura 6

En su conjunto, las praderas de angiospermas marinas en el litoral de la Comunidad Valenciana abarcan una superficie de 388,27 km^2. En la tabla 1, se muestran las extensiones que ocupa cada especie en la costa valenciana, así como los rangos batimétricos de éstas.

Los rangos batimétricos abarcan desde aguas someras, inferiores a 1 metro de profundidad, hasta los 30 m, en el caso de las praderas de *C. nodosa*, dependiendo de la naturaleza del sedimento del fondo. Es de reseñar que la cartografía de las praderas de *P. oceanica* muestra la máxima profundidad a 34 m, frente a la costa de Oliva. Por contra, en la costa alicantina, con mapacidad de recuperación, y por tanto de recolonización, sí han conseguido crecer en tales zonas, ocupando espacios donde anteriormente se encontraba *P. oceanica*.

A continuación, se recoge la distribución actual de las distintas especies de angiospermas marinas en la Comunidad Valenciana.

Distribución de *Ruppia spp*

R. cirrhosa se cita en Alicante (Santa Pola, Elche y Torrevieja), asociada a los ambientes de las salinas, e incluso más al interior, Crevillente y San

Superficies y rangos de profundidades de distribución de las angiospermas marinas presentes en el litoral de la Comunidad Valenciana.

Especies	Superficie (km²)	Profundidad mínima (m)	Profundidad máxima (m)
Zostera noltii	1,15	< 1	7
Cymodocea nodosa	83,73	< 1	30
Posidonia oceanica	320,72	< 1	34
Ruppia spp.	< 1	< 1	2
Total	406,01		

Tabla 1

Fulgencio (Fernández-Casas, 1996; Serra-Laliga, 2007), y también del interior de Castellón, en Traiguera (Fernández-Casas, 1996). Las citas de *R. maritima* abarcan toda la costa valenciana, estando relacionada con las albuferas y marjales, y al sur, en el litoral alicantino, con canales y cauces asociados a salinas desde Calpe hasta Torrevieja (Serra-Laliga, 2007). *Ruppia drepanensis* presenta una única cita, del litoral de Sagunto (Gutiérrez, 1998). En la tabla 2 se muestran los registros de este grupo de especies para la Comunidad Valenciana.

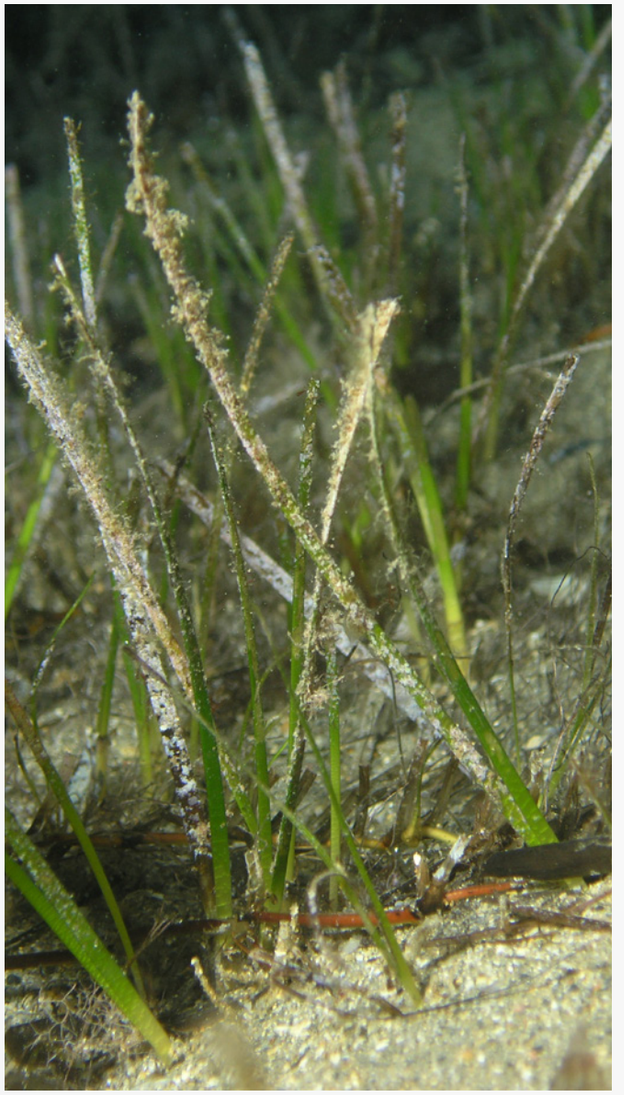
Distribución de las praderas de *Zostera noltii*

Su área de distribución está fragmentada y forma praderas mixtas con *C. nodosa*, a veces difícilmente distinguibles, hasta una profundiad de 7 m. También se observa en pequeñas manchas en calas someras. En la actualidad sólo hay praderas cartografiadas de *Z. noltii* en la costa alicantina, las cuales se concentran en Alicante (La Albufereta con 14.659 m^2), en el Cabo de Santa Pola (98.700 m^2), en Elche (La Marina con 64.000 m^2) y en Torrevieja (86.000 m^2).

Distribución de las praderas de *Cymodocea nodosa*

Es la única angiosperma marina presente a lo largo de toda la costa, ya que a diferencia de *P. oceanica* presenta una mayor tolerancia a los efluentes y al transporte de sedimentos, y a su vez una mayor capacidad de recolonización de los hábitats. Su rango batimétrico abarca desde profundidades inferiores a un metro, en calas o zonas abrigadas, hasta los 30 m de profundidad en la Punta de La Escaleta (Benidorm).

Las praderas de *C. nodosa* se extienden a lo largo de 83,8 km^2 en el litoral de la Comunidad Valenciana, destacando por su mayor extensión los sectores de Alicante con 43,3 km^2, de los cuales 40,1 corresponden a praderas exclusivamente de *C. nodosa*, esto es, sin que esté en forma de pradera mixta con otras especies (*C. prolifera*, *Z. noltii*, *P. oceanica*). También en el litoral de Castellón, con extensiones de 38,9 km^2, de las cuales 24,8



Pradera de Zostera noltii. *Fotografía: Juan M. Ruiz.*

Especie	Observador	Año	UTM10x10	Municipio
R. cirrhosa	J. L. Solanas, L. Serra Laliga, A. de la Torre	1993	30SYH03	Elx
R. cirrhosa	L. Serra Laliga, A. de la Torre García, J. L. Solanas	1993	30SYH03	Santa Pola
R. cirrhosa	J. L. Carretero Cervero	1990	30SYH13	Santa Pola
R. cirrhosa	S. Cirujano Bracamonte, M. Velayos Rodríguez	1990	30SYH02	San Fulgencio
R. cirrhosa	S. Cirujano Bracamonte, P. García Murillo	1990	31TBE88	
R. cirrhosa	J. L. Carretero Cervero	1990	30SYH13	Santa Pola
R. cirrhosa	S. Cirujano Bracamonte, M. Velayos Rodríguez	1990	30SYH02	Santa Pola
R. cirrhosa	J. Fernández Casas	1990	30SYH02	San Fulgencio
R. cirrhosa	S. Cirujano Bracamonte, P. García Murillo	1990	31TBE88	
R. cirrhosa	J. Fernández Casas	1990	31TBE68	Traiguera
R. cirrhosa	J. Fernández Casas	1990	30SYH00	Torrevieja
R. cirrhosa	J. Fernández Casas	1990	30SYH13	Santa Pola
R. cirrhosa	J. L. Carretero Cervero	1989	30SXH92	Elx
R. cirrhosa	J. L. Carretero Cervero	1987	30SYH02	Santa Pola
R. cirrhosa	J. L. Carretero Cervero	1987	30SXH92	Crevillent
R. maritima	S. Fos Martín, C. Peña Bretón	2013	30SYJ38	Sagunt
R. maritima	S. Fos Martín, C. Peña Bretón	2013	30SYJ39	Sagunt
R. maritima	S. Fos Martín, C. Peña Bretón	2013	30SYJ38	Sagunt
R. maritima	J. E. Oltra Benavent, J. Pérez	2011	30SYJ50	Oliva
R. maritima	C. Peña Bretón, A. Sebastián de la Cruz	2010	30SXH92	Crevillent
R. maritima	C. Peña Bretón, A. Sebastián de la Cruz	2010	30SYH14	Alacant
R. maritima	J. L. Echevarrías Escuder	2010	30SYH14	Alacant
R. maritima	C. Peña Bretón, A. Sebastián de la Cruz	2010	30SYH14	Alacant
R. maritima	C. Peña Bretón, A. Sebastián de la Cruz	2010	30SYH14	Alacant
R. maritima	C. Peña Bretón, A. Sebastián de la Cruz	2010	30SYH14	Alacant
R. maritima	C. Peña Bretón, A. Sebastián de la Cruz	2010	30SYH14	Alacant
R. maritima	C. Peña Bretón, A. Sebastián de la Cruz	2010	30SYH14	Alacant
R. maritima	J. Pérez Botella	2010	30SYH03	Santa Pola
R. maritima	C. Peña Bretón, A. Sebastián de la Cruz	2010	30SYH14	Alacant
R. maritima	C. Peña Bretón, A. Sebastián de la Cruz	2010	30SYH14	Alacant
R. maritima	C. Peña Bretón, A. Sebastián de la Cruz	2010	30SYH14	Alacant
R. maritima	C. Peña Bretón, A. Sebastián de la Cruz	2010	30SYH14	Alacant
R. maritima	C. Peña Bretón, A. Sebastián de la Cruz	2010	30SYH14	Alacant
R. maritima	C. Peña Bretón, A. Sebastián de la Cruz	2010	30SYH14	Alacant
R. maritima	J. I. Díes Jambrino, C. Peña Bretón, A. Sebastián de la Cruz	2009	30SYJ35	Valencia
R. maritima	R. Pérez Badia	2007	31SBC48	Calp
R. maritima	R. Pérez Badia	2007	30SYJ50	Dénia
R. maritima	C. Peña Bretón, A. Sebastián de la Cruz	2004	31TBE65	Torreblanca
R. maritima	C. Peña Bretón, A. Sebastián de la Cruz	2004	30SYJ35	Valencia
R. maritima	C. Peña Bretón, A. Sebastián de la Cruz	2003	30SYJ35	
R. drepanensis	Gutiérrez	1998	30SYJ38	Sagunt

Citas registradas en el Banco de datos de la Biodiversidad de la Comunidad Valenciana para las especies del género Ruppia. *http://bdb.cma.gva.es*

Tabla 2

son exclusivamente de *C. nodosa*. Cabe destacar que son las únicas praderas de angiospermas marinas presentes en las Islas Columbretes, con una extensión de 470.500 m^2.

El sector sur alicantino, al sur del Cabo de Santa Pola, y coincidiendo con los efectos de la desembocadura del Segura, propician por un lado la ausencia de *P. oceanica* en un amplio tramo de la costa, al mismo tiempo que el tipo de sedimento favorece el desarrollo de extensas áreas de *C. nodosa* (21,2 km^2, de los que 18,8 km^2 son exclusivamente de *C. nodosa*), que representan casi la mitad de la encontrada en el total de la costa alicantina.

Distribución de las praderas de *Posidonia oceanica*

P. oceanica presenta una distribución desigual en el litoral valenciano: está ampliamente distribuida en el litoral alicantino, mientras que en las costas valencianas y castellonenses presenta una distribución muy reducida.

Praderas de *Posidonia oceanica* en el sector comprendido entre Valencia y Castellón

La presencia de praderas de *P. oceanica* en las costas de Valencia se reduce a pequeñas praderas o haces aislados. La escasa extensión actual contrasta con la que debió existir hace apenas unas décadas, a tenor de la presencia de restos de "mata" muerta a lo largo de toda la costa a partir de una profundidad variable, entre las cotas 8 - 10 m y la de 34 m.

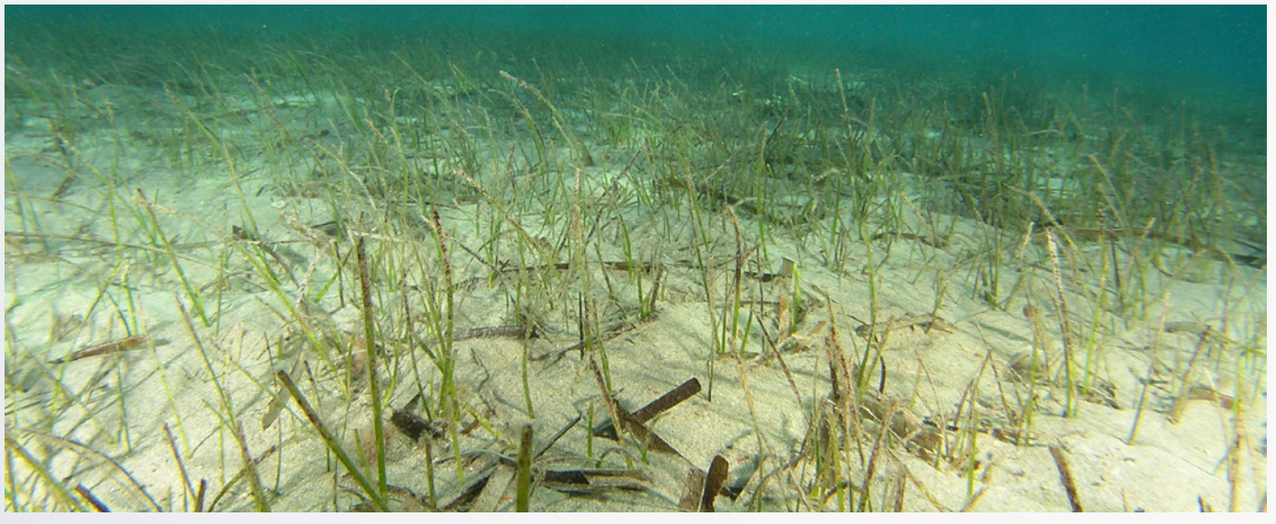
Estas praderas han desaparecido prácticamente en su totalidad debido, probablemente, a los impactos ambientales derivados de los cambios en la dinámica sedimentaria, a consecuencia de las obras costeras; por los vertidos de fertilizantes provenientes del sistema de riegos, tanto del arroz como de los cítricos; y por los vertidos de origen doméstico e industrial; por los efectos de la pesca de arrastre a escasa profundidad; e incluso en zonas arenosas en fondos inferiores a 10 m, por el empleo de rastros para la extracción de moluscos. Quedan unos pocos enclaves con presencia de *P. oceanica*:

Litoral comprendido entre Tavernes de la Valldigna y Oliva: la pradera se limita a haces aislados, presente en profundidades de 8-10 m

Ascidia colonial (Familia Didemnidae) sobre hoja de Posidonia oceanica*. Fotografía: Javier Ferrer.*

sobre sustrato de mata muerta colonizado por la biocenosis del coralígeno. En profundidad, se encuentran manchas aisladas que alcanzan la cota de 34 m.

Cabo de Cullera: sólo hay presencia de algunos haces de *P. oceanica* en determinados enclaves de sustrato rocoso en el entorno del mismo cabo, en fondos de entre 3 y 6 m de profundidad, y que de forma aislada y fragmentada se encuentran hasta fondos cercanos a los 20 m



Pradera de Cymodocea nodosa*. Fotografía: Juan M. Ruiz.*

(cobertura de 6% de pradera). Existen testimonios de que hace unos 50 años eran frecuentes las acumulaciones de hojas en las playas de Cullera, lo que indica que las praderas entonces eran más extensas que en la actualidad.

Sagunto – La Pobla de Farnals: el último reducto de pradera se encuentra al NE entre ambas localidades a una profundidad entre 14 y 17 m. En la actualidad presenta una escasa cobertura y densidad. Se encuentran también algunas manchas aisladas en profundidad hasta fondos de 25 m.

Canet d'En Berenguer: la franja donde la pradera persiste se ubica entre la playa de la Malvarrosa (Valencia) y el Puerto de Canet d'En Berenguer, a profundidades de entre 12 y 15 m, a menudo en enclaves rocosos, o sobre mata muerta colonizada por biocenosis del coralígeno, distribuidas en una franja que ocupa de 400 a 600 m de ancho.

Oropesa: Se trata de la pradera mejor conservada del óvalo valenciano, con altos valores de densidad y cobertura. Abarca desde los 10-12 m hasta los 20 m de profundidad, en donde se observan numerosos claros de arenas, muy amplios. También se encuentran a mayor profundidad manchas aisladas, hasta los 27 m de fondo.

Alcossebre (LIC Prat de Cabanes): la pradera se limita a ciertos enclaves sobre sustrato arenoso - rocoso con comunidades del precoralígeno, sobre los 12 m de profundidad, con cobertura elevada y buen estado de conservación.

Praderas de *Posidonia oceanica* de Alicante

Las diferencias en cuanto al régimen hidrodinámico del litoral sur valenciano, junto con la escasa relevancia de los aportes de los ríos y un menor aporte de fertilizantes de origen agrícola, pueden ser algunos de los factores que expliquen el mejor estado de conservación de estas praderas en el sector alicantino. Así, las praderas de *P. oceanica* están presentes en el litoral de la práctica totalidad de municipios alicantinos, a excepción de Guardamar del Segura, a causa de la influencia de la desembocadura del río Segura. Sin embargo, estas praderas no guardan una uniformidad en su morfología, ya que su tipología en la costa alicantina varía en función de las características hidrodinámicas, los tipos de sedimentos y el perfil de la costa. Se pueden distinguir, según estos parámetros cinco grandes tramos:

Dénia: se trata de praderas distribuidas en mosaico, alternadas con biocenosis fotófilas de la roca infralitoral y zonas con *C. prolifera*. Abarcan desde los 2-8 m hasta los 25-27 m de profundidad. Se ubican desde la playa de La Almadraba hasta el sur del Puerto de Dénia. Al norte del puerto de Dénia se encontraba un arrecife barrera de varios kilómetros de longitud que ha sido destruido por las regeneraciones de playas.

Del Cabo de San Antonio a la Punta de Moraira: son praderas instaladas sobre los pies de los

Pradera de Caulerpa prolifera *y* Posidonia oceanica *en el Prat de Cabanes (Castellón). Fotografía: Juan M Ruiz.*

acantilados, con una densidad muy elevada, pero a menudo con escasa cobertura, debido a la abundante presencia de sustratos rocosos. En el interior de las bahías de Jávea y del Portitxol se dan las principales superficies de pradera en esta zona.

De la Punta de Moraira al Peñón de Ifach: forman praderas extensas que abarcan desde la misma orilla (zonas de Benissa y sur de Moraira) hasta una profundidad de unos 25 m.

Desde Altea al Cabo de Santa Pola: la pendiente costera es más suave -salvo el espacio ocupado por la Serra Gelada, en Benidorm-, por lo que se trata de praderas muy extensas, a menudo continuas desde la superficie hasta cerca de los 25 metros de profundidad y, en ocasiones, con una pradera superficial desde la misma orilla hasta los 8-10 m en las calas y cabos, y otra pradera profunda que comienza entre los 8-12 m y abarca hasta los 20-30 m de profundidad. Este sector representa las praderas más extensas de toda la Comunidad Valenciana, de especial relevancia es la pradera situada entre el Cabo de Huertas y la isla de Tabarca, por la extensión de la misma, si bien en la actualidad se ha visto reducida a casi un tercio de su superficie original a causa de los impactos de las obras costeras, en especial del puerto de Alicante, efectos de los anclajes de mercantes, antiguos vertidos de origen industrial y doméstico, así como por el efecto de la pesca de arrastre ilegal.

Desde el sur de Santa Pola hasta el Pilar de la Horadada: la desembocadura del Segura provoca una discontinuidad en las praderas de *P. oceanica* que vuelven a encontrarse a partir del límite entre Guardamar del Segura y Torrevieja, inicialmente como manchas superficiales sobre roca, y más al sur, ya como praderas continuas que van aumentando su extensión progresivamente hasta unirse con las praderas frente a San Pedro del Pinatar, en Murcia.

Ejemplar joven del bivalvo Pinna nobilis *en una pradera de* Posidonia oceanica. *Fotografía: César Cachón.*

Banco de salemas, Sarpa salpa*, en Posidonia oceanica.*

Fotografía: Mar Otero

Presiones y amenazas

En la Comunidad Valenciana las praderas de angiospermas marinas han sufrido frecuentes y variados tipos de perturbaciones desde la segunda mitad del siglo pasado. Estas alteraciones han estado principalmente asociadas a la transformación de las costas, que ha sido de las mayores de España, para dotarlas de infraestructuras turísticas, y también debido al importante crecimiento de la población, tanto fija como flotante. Las principales actividades de origen humano, cuyas presiones e impactos influyen sobre las praderas marinas de la Comunidad Valenciana, se detallan a continuación:

Pesca de arrastre y otras modalidades pesqueras

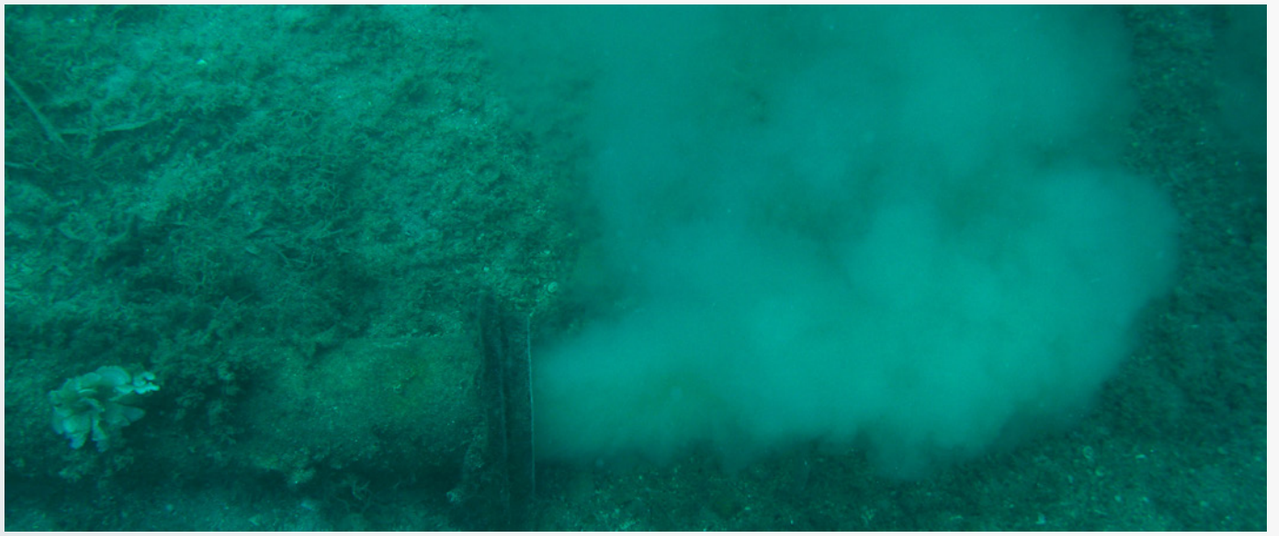
La pesca de arrastre ha sido una de las causas más importantes de degradación de las praderas a escala regional en la provincia de Alicante (ver Cuadro temático 1), en particular sobre las praderas profundas, ubicadas entre 15 y 30 m de profundidad (Sánchez-Lizaso *et al.*, 1990; Martín *et al.*, 1997; Sánchez-Lizaso *et al.*, 2002; González-Correa *et al.*, 2005), a pesar de que la legislación española fuera pionera, desde el año 1962, en la prohibición de la pesca de arrastre a menos de 50 metros de profundidad.

En la actualidad, debido a una mejor vigilancia y a la instalación de arrecifes artificiales antiarrastre (Ramos *et al.*, 1993a, 2000), algunas de las praderas afectadas se están recuperando, pero a una velocidad muy lenta (González-Correa *et al.*, 2005).

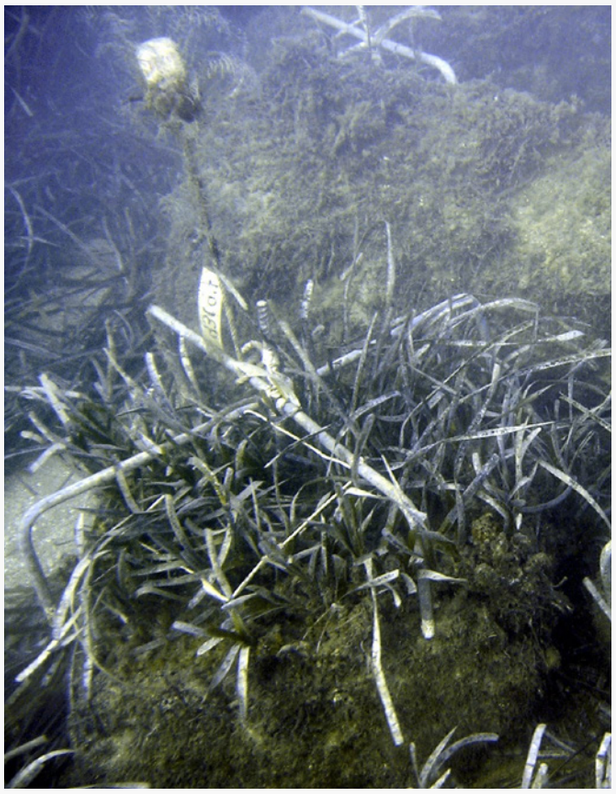
Infraestructuras costeras y dragados

Las modificaciones de la línea de costa y de su topografía, como las debidas a regeneraciones de playas, la construcción de puertos y espigones, así como los dragados, son un factor importante de degradación irreversible de las praderas de angiospermas marinas.

El aporte artificial y masivo de sedimento constituye un impacto sobre el ecosistema costero, en especial para los organismos bentónicos. El



Vertido de un emisario de aguas residuales. Fotografía: Felio Lozano; Fuente: Banco de fotos de la red de reservas marinas / SGP / MAGRAMA.



Trasplante piloto de Posidonia oceanica *realizado como medida compensatoria de la ampliación del puerto deportivo Luis Campomanes. Fotografía: Y. Fernández-Torquemada.*

efecto más obvio sobre las praderas es la muerte por enterramiento. Además, la fracción fina del sedimento (limos-arcillas) también es responsable de una amplia gama de efectos perjudiciales sobre las plantas, provocando turbidez y por lo tanto una pérdida de su capacidad fotosintética y, en ocasiones de forma asociada, un aumento de herbivorismo (González-Correa *et al*., 2008, 2009). Algunos de estos efectos se han detectado en las regeneraciones de la playa de La Vila Joiosa, donde se perdieron unas 6 ha de pradera de *Posidonia oceanica*, y en las de Dénia y Santa Pola, donde se detectó una menor densidad y cobertura y un incremento de mata muerta, frente a praderas no afectadas por este tipo de actuaciones. En el caso de Dénia, además, la alimentación artificial de la playa destruyó un arrecife barrera de *P. oceanica* de 6 kilómetros de longitud, el mayor conocido en el Mediterráneo (Sánchez-Lizaso *et al.,* 2005). En total, en la Comunidad Valenciana se han efectuado operaciones de alimentación de playas en al menos 59 de éstas: 25 en Castellón, 12 en Valencia y 22 en Alicante.

Por otra parte, en la franja litoral de la Comunidad Valenciana, y en especial en la provincia de Alicante, existe un alto número de instalaciones portuarias, 20 de ellas a menos de 200 m de praderas de angiospermas marinas (Tabla 3), algunas de las cuales fueron construidas sobre fondos colonizados por praderas de angiospermas marinas, principalmente por *P. oceanica* (Sánchez-Lizaso *et al*., 1990; Fernández-Torquemada, 2002). Tal es el caso de los puertos de Alicante, El Campello, Cala Baeza, Altea, La Vila Joiosa, Santa Pola y Torrevieja, entre otros.

Ante el impacto ambiental que provoca la construcción de puertos, el Plan de Puertos de 1989 de la Generalitat Valenciana establecía una moratoria a la construcción de nuevas instalaciones y proponía la gestión de la demanda de amarres mediante las remodelaciones interiores de los puertos existentes. Sin embargo, en el año 2002 se produjo un cambio en el marco legislativo (Decreto 36/2002 del 5 de marzo) que permitía presentar ampliaciones exteriores de los puertos existentes para aumentar el número de amarres. Esta disposición provocó que la mayoría de las instalaciones náuticas de la provincia de Alicante presentaran proyectos de ampliación, como es el caso de los puertos deportivos de Cap Blanc (Calpe), Altea y Luis Campomanes (también en Altea). Se estimó que la ampliación de estos dos últimos puertos produciría la destrucción de aproximadamente 34 ha de pradera y la degradación de otras 7,4 ha, en el caso de Altea, y la destrucción directa de unas 30 ha y la regresión de otras 11 ha para el puerto deportivo Luis Campomanes. Para compensar la ampliación de este último puerto, se propuso el transplante de la pradera afectada pero, según los resultados obtenidos por el transplante piloto, se estimó la inviabilidad del proyecto (Sánchez-Lizaso *et al.*, 2009) y finalmente éste fue rechazado.

En la tabla 3 se muestran las distintas infraestructuras ubicadas a menos de 200 m de las praderas de angiospermas marinas de la Comunidad Valenciana, y que están señaladas en el mapa de impactos ambientales. Se destaca el elevado número de espigones -53 sólo en el litoral alicantino-, que tienen una función de consolidación o reorientación de las playas para conseguir un equilibrio en sus niveles de arenas, ya que estas playas presentan formas regresivas a causa de las diferentes transformaciones que ha tenido la costa.

Actuaciones en la costa a menos de 200 m de las praderas de angiospermas marinas en la Comunidad Valenciana.

Tabla 3

Infraestructuras	Alicante	Castellón	Valencia	Total
Espigón	53	11	0	64
Escollera	2	3	0	5
Costa artificial	2	0	0	2
Construcciones	1	0	0	1
Puerto	19	0	1	20
Fondeadero	3	2	4	9
Industrial	0	1	0	1
Boya Gas Alicante	1	0	0	1
Canal	1	0	0	1
Torre	1	0	0	1
Vertido	1	0	0	1
Cablesquí	1	0	0	1
Suma	85	17	5	107

Vertidos

La contaminación marina afecta de manera directa a la pradera de *P. oceanica*. El efecto es proporcional al aumento de contaminación y se traduce en una disminución de la biomasa vegetal, una pérdida de diversidad biológica en las praderas y cambios en la composición vegetal de la comunidad asociada a la misma (Sánchez-Lizaso, 2004). De entre las actividades causantes de contaminación marina destacan los vertidos de aguas residuales e industriales, y recientemente los vertidos de desalinizadoras, por el rápido desarrollo que este tipo de infraestructuras han experimentado en los últimos años (Gacia *et al.*, 2007; Sánchez-Lizaso *et al.*, 2008). En la tabla 4, se enumeran los distintos tipos de vertidos en los litorales de Alicante y Valencia, y destaca el elevado número de emisarios menores presentes en la costa alicantina (102), correspondientes en su mayoría a urbanizaciones aisladas; y en el caso de la costa valenciana, el número de golas, canales o acequias, que alcanza los 61.

Otro factor de degradación en las praderas de *P. oceanica* se puede achacar al establecimiento de instalaciones de cultivos marinos sobre las propias praderas o muy próximas a éstas, que puede producir efectos análogos a los indicados para el caso de la eutrofización (Delgado *et al.*, 1997, 1999; Ruíz *et al.*, 2001; Marbà *et al.*, 2006). Tal es el caso de la granja marina instalada en El Campello, que comenzó a funcionar en 1997, y que ha provocado la desaparición de la pradera de *P. oceanica* bajo sus instalaciones (Marbà *et al.*, 2006; Frederiksen *et al.*, 2007).

Fondeo regulado y no regulado

El fondeo de embarcaciones a su vez puede constituir una causa de degradación de praderas a escala local en determinados puertos, calas y bahías, debido a la acción física de los elementos de anclaje: anclas y cadenas. Ejemplos de este impacto se dan, en el Portet de Moraira o en la Cala de La Mina (Alfaz del Pí), donde se han tomado medidas instalando trenes de fondeo para embarcaciones. Este tipo de fondeos frecuentemente llevan asociados otros efectos perjudiciales para el medio ambiente, a pesar de estar prohibido y regulado, como son las acumulaciones de basuras arrojadas desde las embarcaciones, y el vertido de aguas residuales y combustibles (García-Charton *et al.*, 1993; Francour *et al.*, 1999; Milazzo *et al.*, 2004; Fernández-Torquemada *et al.*, 2005; Pérez-Tonda *et al.*, 2011).

Especies invasoras

La introducción de especies alóctonas, en especial de algas de carácter invasor, como *Caulerpa cylindracea*, *Asparagopsis taxiformis*, *Lophocladia*

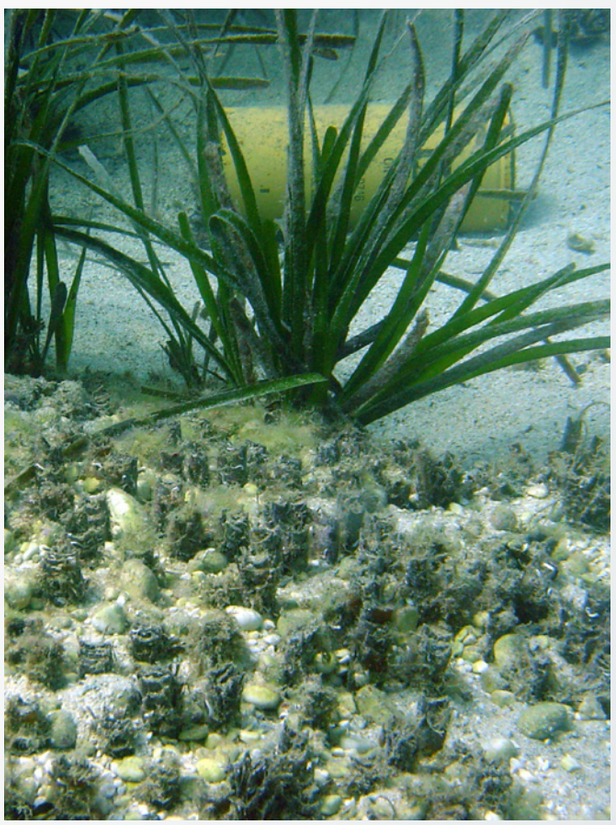
	Alicante	Valencia
Emisarios submarinos	11	10
Emisarios menores	102	26
Vertidos a ríos, barrancos o estanques	67	11
Vertidos difusos	6	0
Vertidos portuarios	0	4
Vertidos superficiales desde acequias, canales o golas	9	61
TOTAL	195	112

Número de emisarios y puntos de vertido en los litorales de Alicante y Valencia (Fuente: Estudio Ecocartográfico de los litorales de Valencia y Alicante, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2007; y elaboración propia).

Tabla 4

lallemandii o *Womerseleya setacea*, puede constituir una seria amenaza tanto para la mayoría de las algas y angiospermas marinas mediterráneas, como para sus comunidades asociadas (Villèle & Verlaque, 1995; Ceccherelli *et al.*, 2000; Peirano, 2005; Molenaar *et al.*, 2009; Vázquez Luis, 2011). De entre estas algas, la que mayor expansión ha tenido en las aguas de la Comunidad Valenciana es *C. cylindracea*, detectada por primera vez en Castellón (Aranda *et al.*, 1997), y cuya estimación de superficie colonizada en 2008 alcanzaba los 168 km^2, distribuyéndose desde la orilla en sustratos rocosos hasta 34 m de profundidad sobre fondos detríticos frente a Alicante, ocupando zonas degradadas por la pesca de arrastre, y frecuentemente en los bordes de praderas de *P. oceanica*, o en praderas degradadas junto a *C. prolifera*, también en asociación con este alga en praderas de *C. nodosa* (Guillén *et al.*, 2010).

Impacto del fondeo sobre la pradera de Posidonia oceanica. *Fotografía: Juan M. Ruiz.*



Pradera de Posidonia oceanica *degradada por efecto del anclaje y acumulación de basuras. Fotografía: S. Jiménez.*

CUADRO TEMÁTICO 1

IMPACTOS DE LA PESCA DE ARRASTRE SOBRE LAS PRADERAS DE *POSIDONIA OCEANICA* EN LA PROVINCIA DE ALICANTE, Y SU PROTECCIÓN Y RECUPERACIÓN MEDIANTE ARRECIFES ANTIARRASTRE

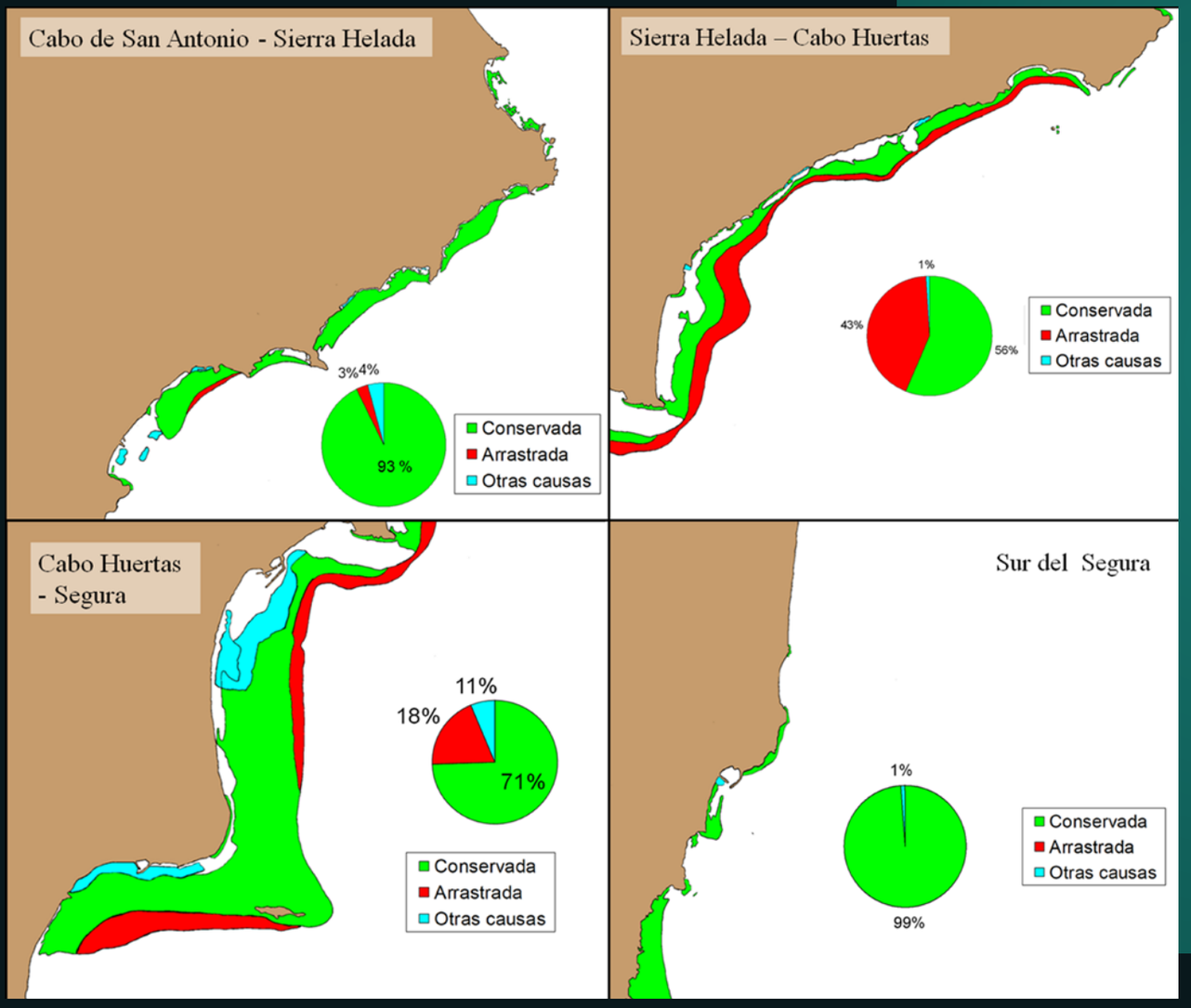
La pesca de arrastre está considerada como la principal causa de regresión de las praderas profundas de *Posidonia oceanica* en la Comunidad Valenciana (Sánchez Poveda et al., 1996), ya que provoca una erosión mecánica de las mismas, disminuyendo su densidad y cobertura (Sánchez Lizaso *et al.*, 2002). Una hora de arrastre comercial sobre praderas de esta especie puede arrancar entre 100.000 y 360.000 haces, dependiendo del estado de conservación de la pradera, lo que equivale a 240-1080 kg en peso seco por hora (Martín *et al.*, 1997). En las praderas densas, la mayor parte del impacto es provocado por la acción de las puertas que mantienen abierta la red (93 % de los haces arrancados). Cuando este impacto se repite, las praderas se degradan perdiendo densidad; entonces, el impacto relativo de las puertas es menor, pero la proporción de la pradera afectada se incrementa, debido a la mayor facilidad de la relinga de plomos y malletas de arrancar los haces que están más desprotegidos (Martín *et al.*, 1997). Además, los haces arrancados que quedan en la zona tienen una vitalidad muy reducida y sus probabilidades de reimplantación son muy bajas (Sánchez-Poveda *et al.*, 1996).

En diversos estudios se ha estimado que la densidad global en praderas no arrastradas a 16-20 m de profundidad es de 140 haces/m^2, mientras que en praderas arrastradas a esa misma profundidad se reduce a 71 haces/m^2 (Sánchez-Jerez & Ramos, 1996; Martín *et al.*, 1997; Sánchez-Jerez *et al.*, 2000), lo que representa una pérdida considerable de complejidad estructural de estos fondos (Sánchez-Jerez & Ramos, 1996; Sánchez-Jerez *et al.*, 2000; Valle, 2000). Con estos datos se ha calculado que bastaría con que una pradera se arrastrase una vez al año para contrarrestar la tasa de crecimiento de la misma (González-Correa *et al.*, 2005), y que mayores frecuencias provocarían la regresión progresiva de la misma.

Además de estos efectos directos, en estos trabajos se ha observado que la pesca de arrastre puede reducir la producción primaria, al resuspender el sedimento y generar un aumento de la turbidez, liberando nutrientes y aumentando la carga de epífitos de la planta, lo que afecta a la disponibilidad de luz, que es un factor clave en el desarrollo de las praderas profundas. La pesca de arrastre y sus efectos sobre la pradera de *P. oceanica*, también modifica a la comunidad de invertebrados asociados (Sánchez-Jerez & Ramos, 1996; Sánchez-Jerez *et al.*, 2000), influyendo en niveles tróficos superiores, como la comunidad íctica (Rodríguez-Ruiz *et al.*, 2000; Valle, 2000).

En las praderas de la provincia de Alicante se han detectado marcas de arrastre desde los 13 m de

Desarrollo del alga invasora Caulerpa cylindracea racemosa *en el borde de la pradera de* Posidonia oceanica. *Fotografía: Javier Murcia.*



Distribución de Posidonia oceanica, *indicando su estado de conservación y degradación asociada a la pesca de arrastre o a otras causas.*

Figura 1.1

profundidad (Sánchez-Lizaso *et al.*, 1990), y se ha estimado que de los 212 km^2 de superficie que ocupan las praderas de *Posidonia* en esta provincia al sur del Cabo de San Antonio, el 20 % (42 km^2) estarían afectados por la pesca de arrastre y aproximadamente un 8 % por otras causas (Sánchez-Lizaso *et al.*, 2002). También se observó que las superficies afectadas por el arrastre son más importantes en las proximidades de los puertos pesqueros de Santa Pola y La Vila Joiosa, y que el impacto del arrastre desciende tanto al norte como al sur de la provincia (Figura 1.1).

Esta situación motivó la instalación de polígonos de arrecifes artificiales antiarrastre en las zonas donde se conocía que la actividad había causado mayor impacto sobre el hábitat, siendo pioneros los arrecifes de Tabarca y de El Campello, (Ramos *et al.*, 1993a; Guillén *et al.*, 1994; Ramos *et al.*, 2000). Un campo de arrecife antiarrastre bien diseñado y con una correcta distribución, impide efectivamente el arrastre y, por tanto, que siga aumentando la degradación de las praderas de *Posidonia*. Sin embargo, al evaluarse la capacidad de regeneración de praderas profundas protegidas por arrecifes antiarrastre, se ha observado que las praderas arrastradas se recuperan a un ritmo 20 veces inferior que las praderas controles a la misma profundidad, por lo que se estima que la recuperación total de estas praderas se situará en torno a los 100 años (González-Correa *et al.*, 2005). A pesar de la protección de gran número de praderas mediante arrecifes artificiales, y los mejores sistemas de vigilancia y control que incluyen el sistema de localización de buques (cajas azules) y helicópteros, se ha obser-

Arrecife artificial en los fondos de la Isla de Tabarca. Fotografía: Felio Lozano; Fuente: Banco de fotos de la red de reservas marinas / SGP / MAGRAMA.

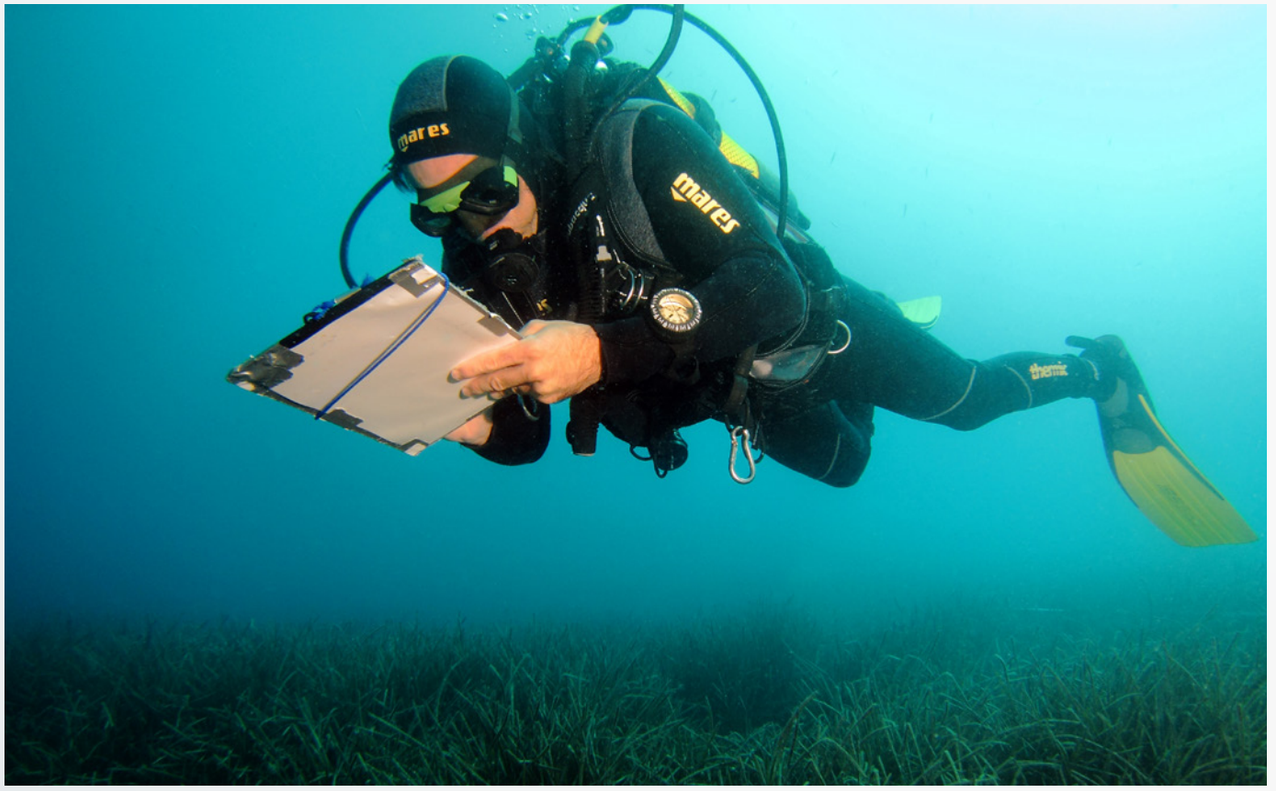
vado recientemente un aumento de la presión de la pesca de arrastre en zonas no protegidas por arrecifes artificiales, como en la proximidad del puerto de Alicante. Asimismo, la demanda de algunos sectores de la pesca para que se derogue la limitación de profundidad y sea sustituida por una limitación de 3 millas náuticas, podría aumentar de nuevo la presión por pesca de arrastre sobre las praderas profundas en algunas zonas del litoral valenciano.

Ambiente de la Reserva marina de Tabarca a las salida de una cueva con densas praderas de Posidonia oceanica*. Fotografía: S. Jiménez.*

Estado y tendencias

Los datos conocidos sobre *Ruppia* spp. se centran en la localización de estas comunidades en los enclaves próximos a marjales y salinas. Las especies pertenecientes a este género no están sujetas a ningún tipo de seguimiento, al no estar protegidas ni catalogadas como especies amenazadas o vulnerables. Por otro lado, este género se caracteriza por ser muy tolerante en cuanto a parámetros de salinidad y/o dureza del agua, por lo que únicamente las transformaciones drásticas del medio, tales como establecimiento de cauces artificiales o colmatación de zonas húmedas podrían provocar su desaparición. Sin embargo, este riesgo parece bastante minimizado ya que las zonas húmedas donde han sido citadas están protegidas por la Red Natura 2000.

Zostera noltii es una especie considerada prioritaria e incluida en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (LESRPE), y recogida en el Anexo II del Protocolo sobre biodiversidad y ZEPIM (Zona Especialmente Protegida de Importancia para el Mediterráneo). No se conocen datos sobre las características de sus poblamientos, al no haber ningún seguimiento sobre esta especie, que se encuentra formando praderas mixtas con *Cymodocea nodosa*, principalmente en sus áreas más someras, y también en pequeños rodales en calas o zonas abrigadas, donde sí pueden experimentar un retroceso a causa de determinados impactos de origen humano: modificaciones de la costa, aportes de sedimentos, anclaje de embarcaciones y vertidos.



Buzo voluntario del programa POSIMED anotando valores de cobertura de pradera de Posidonia oceanica*. Fotografía: J. Izquierdo Jordá.*

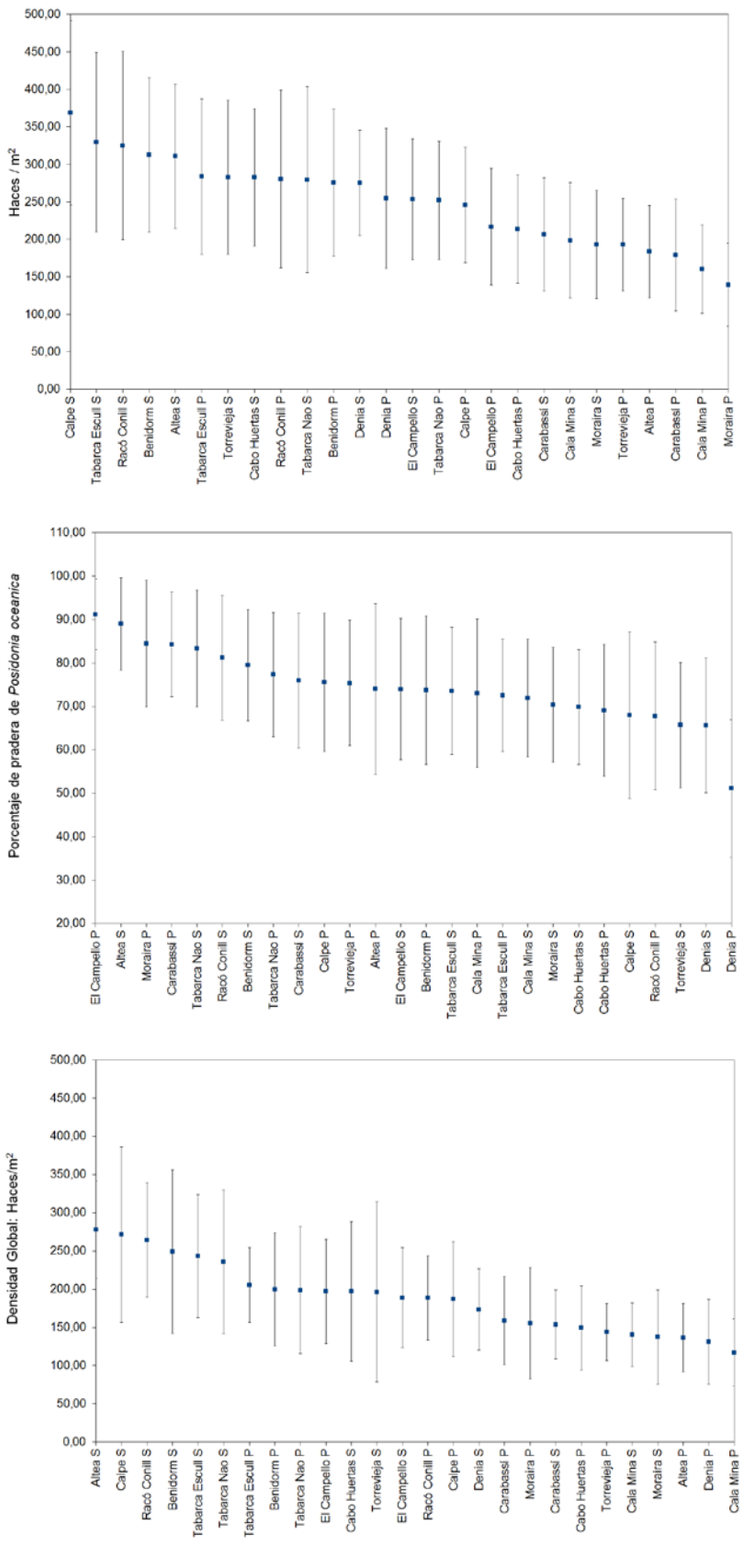
Las praderas de *C. nodosa* se hallan a lo largo de toda la costa valenciana, recubriendo la mayor parte de los fondos arenosos. También se encuentra protegida en el LESRPE. Son objeto de seguimiento como indicadoras a instancias de la Directiva Marco del Agua. Sin embargo, a pesar de su amplia representación, las praderas de *C. nodosa* se ven afectadas de forma cíclica por los temporales, que en playas abiertas, y cuando se producen alturas de ola superiores a 3,9 m, pueden provocar el desenraizamiento de gran parte de sus poblamientos (el periodo de retorno de altura ola de 4,5 m es de 10 años, y de 2 años para alturas de ola de 3,8 m). Esta situación tiene un periodo de probabilidad de unos 10 años, plazo en el cual se recupera la mayor parte de sus poblamientos. Sin embargo, en los últimos años esta situación se ha dado en intervalos de tiempo menores (marzo de 2011, abril de 2013, cuando se alcanzaron alturas de ola de 3,98 y 3,96 m respectivamente), por lo que las praderas de *C. nodosa* no han podido recuperar sus habituales niveles de cobertura y densidad, sobre todo en fondos menores de 15 m, donde la energía del oleaje afecta a su sistema de raíces. Así, una mayor frecuentación de los temporales en el Mediterráneo, a consecuencia del cambio climático, podría afectar muy negativamente a las praderas de esta angiosperma.

Acumulaciones de Cymodocea nodosa*, tras el temporal de abril de 2013, Playa de Muchavista (El Campello). Fotografía: J. Martínez-Vidal.*

Las praderas de *Posidonia oceanica* son objeto de seguimientos que permiten evaluar tanto su estado actual como tendencias. En el litoral de la Comunidad Valenciana, dos son los seguimientos que se llevan a cabo:

Seguimiento de las praderas de *P. oceanica*, como elemento de calidad biológico, o bioindicador, requerido por la Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE) para la clasificación de la calidad ambiental de las aguas costeras. Desde el año 2005 se estableció una evaluación de las masas de agua de la Comunidad Valenciana en función del estado de las praderas de *P. oceanica*. Con tal fin son muestreadas 15 estaciones repartidas entre 11 masas de agua de la Comunidad Valenciana, empleándose un análisis multivariante de distintos descriptores (Fernández-Torquemada *et al.*, 2008a) de praderas profundas (13-16 m). Según los resultados de dichos análisis, la provincia de Castellón, en su conjunto, presenta unas praderas de *P. oceanica* con un buen estado de conservación, aunque adolece de un foco de alteración en la zona que rodea al puerto de Castellón, y cuya área de influencia se extiende, tanto al norte como al sur, degradando las praderas allí existentes. En la provincia de Alicante, las praderas de *P. oceanica* presentan un estado de conservación muy bueno en su conjunto, destacando la pradera de la reserva marina de Tabarca. Sin embargo, hay una pradera considerablemente degradada en la bahía de Alicante, donde la influencia del puerto ha hecho que la calidad de esta masa de agua sea deficiente (Ramos *et al.*, 2008).

Seguimiento del programa POSIMED Comunidad Valenciana, llevado a cabo por el Instituto de Ecología Litoral (IEL) desde el año 2001 como la "Red de Seguimiento de praderas de *Posidonia oceanica* en la Comunidad Valenciana", basado en las experiencias realizadas en este sentido en Francia y Cataluña. Consiste en la participación de voluntarios buceadores, que implica un componente de educación ambiental muy valioso. A partir del año 2010, a raíz de la puesta en mar-



Datos promedio en praderas de Posidonia oceanica *en el período 2002-2013 (con un mínimo de 5 observaciones): a) densidad de haces; b) porcentaje de cobertura de praderas; c) densidad global (las barras indican la desviación típica).*

Figura 7

cha del programa POSIMED, con el apoyo de la Fundación Biodiversidad, se integra en esta red nacional (www.posimed.org), denominándose POSIMED Comunidad Valenciana. La red, a lo largo de todo este periodo, ha establecido 26 localidades de estudio, en las cuales se ubican dos estaciones de muestreo, una somera, entre 5 y 8 m de profundidad, y una profunda, entre 10 y 16 m de profundidad, a excepción de las localidades de la costa de Valencia y Castellón, donde las

praderas tienen menor extensión y sólo es posible ubicar una estación. Cada año son muestreadas entre 11 y 17 localidades, y participan casi un centenar de buceadores voluntarios que han sido entrenados previamente, y supervisados por personal del IEL en cada una de las inmersiones.

Esta serie de datos ha permitido evaluar el estado y tendencias de las praderas de *P. oceanica* de la Comunidad Valenciana. En la figura 7, se muestran los valores promedio de estaciones para el periodo 2001-2013, en cuanto a densidad de haces, cobertura de la pradera y densidad global. Los rangos de densidad variaron entre 139 haces/m^2, de la estación profunda de Moraira, y los 369 haces/m^2 de la estación somera de Calpe. Por lo general, las estaciones someras mostraron valores superiores, sobrepasando el valor de 300 haces/m^2 en las someras de Calpe, Tabarca (Escull), Racó del Conill en La Vila Joiosa, Benidorm y Altea. Con valores inferiores a 200 haces/m^2 predominaron las estaciones profundas, en concreto: Torrevieja, Altea, Carabassí (Elche).

Respecto a los valores de cobertura de las praderas, se encuentran entre el mínimo de 52% en la estación profunda de Dénia, y el 91% de la estación, también profunda, de El Campello. La cobertura es más variable, en función de la heterogeneidad del sustrato, así en las estaciones someras ubicadas próximas a cabos o acantilados es menor debido a la presencia de sustratos rocosos; por contra, en las estaciones más profundas tiende a ser superior, al ser más homogéneo el sustrato blando.

La integración de densidad y cobertura en la densidad global ofrece resultados semejantes a los ofrecidos por la densidad, con la consiguiente minoración del porcentaje presente de pradera, así los mayores valores, por encima de los 200 haces/m^2, se observan en las estaciones superficiales de Altea, Calpe, Racó del Conill, Benidorm, y las dos estaciones de Tabarca.

Al analizar las tendencias de la densidad de haces (Tabla 5), se observa una pendiente positiva en todos los casos, que llega a ser significativa estadísticamente en gran parte de los casos (Guillén *et al*., 2013a), mostrándose síntomas de recuperación en estas praderas de *P. oceanica*.

Estación	Periodo 2001 - 2013	
	Pendiente	p
Altea P	+	*
Altea S	+	
Benidorm P	+	**
Benidorm S	+	**
Cabo Huertas P	+	
Cabo Huertas S	+	*
Cala Mina P	+	
Cala Mina S	+	
Calpe P	+	*
Calpe S	+	
Campello P	+	*
Campello S	+	**
Dénia P	+	*
Dénia S	+	**
Racó Conill P	+	
Racó Conill S	+	*
Santa Pola P	+	*
Santa Pola S	+	
Tabarca Escull P	+	*
Tabarca Escull S	+	*
Tabarca Nao P	+	
Tabarca Nao S	+	**

Tendencias de la densidad de Posidonia oceanica *en estaciones dentro de los LIC y pertenecientes a la red POSIMED.*

S = estación somera

P = estación profunda

(+) evolución positiva de la densidad

(-) evolución negativa de la densidad

(**) p < 0.05

(*) 0.05< p < 0.1

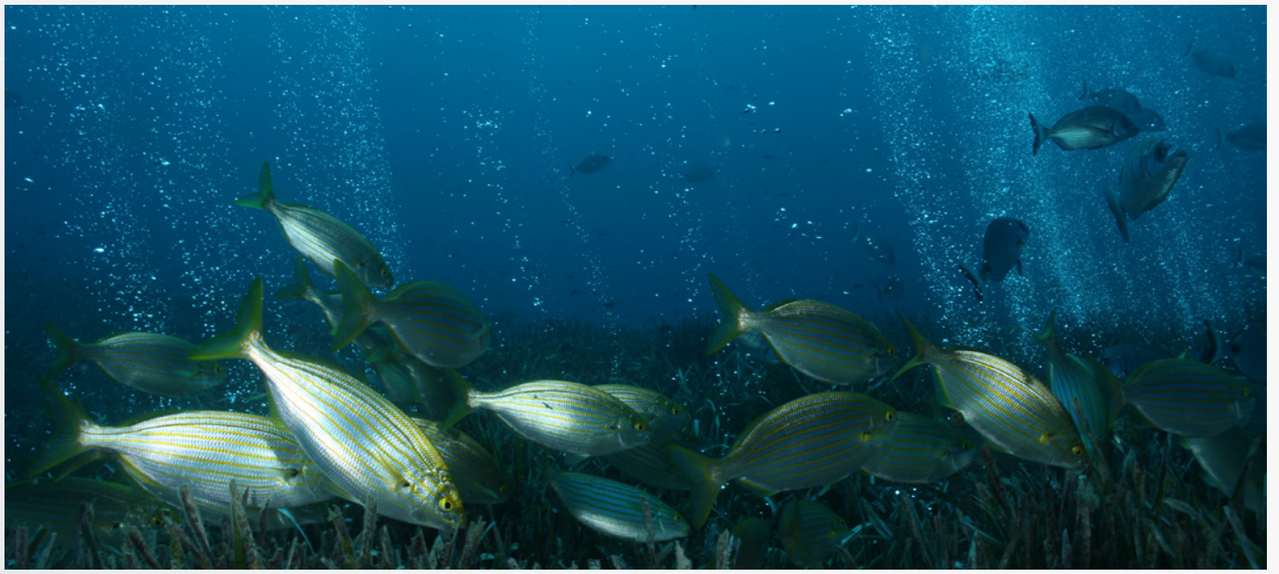
Tabla 5

Gestión y conservación

La importancia que las praderas de angiospermas marinas tienen para el medio marino, la pesca o el mantenimiento del equilibrio de la franja litoral, y al mismo tiempo su elevada vulnerabilidad, han sido determinantes para que técnicos y científicos aconsejaran su protección legal. Así, además de las disposiciones legales nacionales o internacionales, que ya han sido comentadas en el capítulo introductorio, en la Comunidad Valenciana estas praderas cuentan con la protección de la Orden de 23 de enero de 1992, de la Consejería de Agricultura y Pesca, que regula las actividades sobre las praderas de angiospermas marinas. En su artículo primero se prohíbe, en aguas de la Comunidad Valenciana, la destrucción de las praderas de angiospermas marinas, tanto *Posidonia oceanica*, como *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltii*, o *Ruppia* spp., al considerarlas como zonas de interés pesquero. Posteriormente, la Ley 9/1998, de 15 de diciembre, de pesca marítima de la Comunidad Valenciana, en su artículo 16, al prohibir el uso del arrastre de fondo en zonas con praderas de angiospermas, otorga carácter de áreas protegidas a éstas (art. 30), y excluye el establecimiento de instalaciones de acuicultura sobre las mismas (art. 46).

Las praderas de *P. oceanica* en la Comunidad Valenciana contaban con, además de la protección de la normativa pesquera, la correspondiente salvaguarda de la normativa medioambiental a partir del Decreto 70/2009, de 22 de mayo, del Consell, por el que se creó el Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas. Sin embargo, recientemente, la Orden 6/2013, de 25 de marzo, de la Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente, ha modificado los listados valencianos de especies protegidas de flora y fauna, excluyendo a *P. oceanica* de los Listados Valencianos, pero continúa incluida en el LESRPE.

Por otro lado, los espacios protegidos, bien incluidos en la Red Natura 2000 o bien dentro de otras figuras de protección, tales como reservas



Banco del pez herbívoro Sarpa salpa *alimentándose de hojas de* Posidonia oceanica. *Fotografía: César Cachón.*

Código	Denominación LIC	Superficie (km²)			
		Total LIC	*Posidonia oceanica*	*Cymodocea nodosa*	*Zostera noltii*
ES0000023	L'ALBUFERA	275,38	0,0	0,0	0,0
ES0000060	EL PRAT DE CABANES I TORREBLANCA	19,40	5,21	2,56	0,0
ES5211007	EL MONTGÓ	30,09	3,01	0,27	0,0
ES5211009	IFAC	9,94	5,91	0,46	0,0
ES5212005	L'ALMADRAVA	22,39	15,16	0,54	0,0
ES5213018	PENY-SEGATS DE LA MARINA	32,62	5,67	0,0	0,0
ES5213021	SERRA GELADA I LITORAL DE LA MARINA BAIXA	55,53	13,12	0,68	0,0
ES5213024	L'ILLA DE TABARCA	145,73	98,09	2,40	0,83
ES5213032	CAP DE L'HORTA	42,53	28,77	8,33	0,0
ES5213033	CABO ROIG	46,87	14,18	12,04	0,0
ES5222007	ALGUERS DE BORRIANA-NULES-MONCOFA	40,82	18,38	1,01	0,0
ES5223036	SERRA D'IRTA	97,98	0,0	1,95	0,0
ES5223037	COSTA D'ORPESA I BENICÀSSIM	13,26	3,86	4,31	0,0
	SUMA:	832,54	211,36	34,56	0,83
	Porcentaje praderas en LICs:	29,64%	25,39%	4,15%	0,10%
	Superficie Total litoral Comunidad Valenciana*:	1.779,59	320,68	65,98	1,15
	Porcentaje total protegido en LICs:	46,78%	65,91%	52,37%	72,17%

Lugares de Interés Comunitario (LICs) con espacio marino y cuantificación de las superficies ocupadas por praderas de angiospermas marinas.

Tabla 6

marinas y parques naturales, y que normalmente también están recogidos en los LIC, otorgan una especial protección a estas praderas.

En la Tabla 6 se enumeran los espacios de la Red Natura 2000, con las superficies abarcadas por las praderas de angiospermas en éstos. La superficie protegida por la Red Natura 2000 en la Comunidad Valenciana supone un total de 832,54 km^2 que representan el 46,8% de la superficie marina comprendida desde la orilla hasta los 30 m de profundidad, espacio donde se desarrollan las praderas de angiospermas marinas. Estos espacios albergan el 65,9% de la superficie total de praderas de *P. oceanica*, y el 52,4 y 72,2% de las praderas de *C. nodosa* y *Z. noltii* respectivamente. Los Lugares de Interés Comunitarios (LICs) que mayores superficies de angiospermas marinas protegen son: para el caso de la *P. oceanica*, los LICs de Tabarca con 98,1 km^2, y el Cap de l'Horta con 28,8 km^2; para el caso de *C. nodosa*, el LIC de Cabo Roig, con 12,04 km^2 y el LIC del Cap de l'Horta con 8,3 km^2; y para las praderas de *Z. noltii*, el LIC de Tabarca con 0,8 km^2.

Futuras direcciones

Las praderas de angiospermas marinas sufrieron importantes impactos ambientales en las aguas de la Comunidad Valenciana durante la segunda mitad del siglo XX, que provocaron importantes regresiones de éstas, cuando no, la desaparición de algunas de ellas, en especial de *P. oceanica*. En los últimos años, se han llevado a cabo importantes medidas de gestión y protección, consiguiéndose frenar tales tendencias, como demuestran los resultados de la evaluación de las praderas de *Posidonia oceanica* en el litoral valenciano para el período 2001-2011 (Guillén *et al.*, 2013a).

Los impactos sobre las praderas de la Comunidad Valenciana son producidos por causas locales que podrían ser reducidos con una adecuada gestión, para lo cual es preciso ampliar el seguimiento de las praderas de angiospermas marinas (Sánchez-Lizaso, 2009), favoreciendo la detección temprana de cualquier deterioro, con el fin de actuar lo antes posible, ya que cuando una regresión de las praderas de *P. oceanica* se produce, ésta no se puede recuperar a una escala temporal humana (González-Correa *et al.*, 2005).

En relación con sus principales impactos las acciones recomendables son:

Evitar los aportes de sedimentos cerca de las praderas de angiospermas, en concreto de *P. oceanica*, incluyendo los debidos a la construcción de puertos deportivos y a la regeneración de playas, que produjeron el declive de las praderas someras (Fernández-Torquemada *et al.*, 2005; González-Correa *et al.*, 2008, 2009), si bien el número de estas actuaciones se ha reducido en los últimos años.

Arrecife barrera de Posidonia oceanica. Fotografía: Javier Murcia.

La eutrofización por aguas residuales o la acuicultura también ha sido una causa importante de la disminución de las praderas en el pasado (Cancemi *et al.*, 2002; Delgado *et al.*, 1997, 1999; Dimech *et al.*, 2000; Ruiz *et al.*, 2001). En la actualidad, el impacto de los cultivos marinos se ha reducido con la práctica de la acuicultura oceánica, que ha significado el traslado de esta actividad a suficiente distancia respecto a los límites de las praderas de *P. oceanica* (Ruiz *et al.*, 2010a), así como con una alimentación más eficiente de las especies cultivadas. Por el contrario, el impacto de las aguas residuales aún debe corregirse, con mejoras en el tratamiento del agua y políticas para su reutilización (Pergent-Martini *et al.*, 2002; del Pilar-Ruso *et al.*, 2009).

Los impactos por anclaje de embarcaciones, también han contribuido al deterioro de las praderas de angiospermas marinas, por lo que siempre es recomendable gestionar la frecuentación de estas embarcaciones, limitando el fondeo o empleando trenes de fondeo especialmente diseñados para no dañar las praderas y así evitar el uso de las anclas, como ya se está llevando a cabo en el Cabo de San Antonio, Tabarca, etc.

Otros impactos potenciales, tales como la desalinización, se han evitado al acompañarse de estudios previos para establecer los límites de tolerancia seguros para las praderas que han sido incorporados a las declaraciones de impacto ambiental y que se han controlado con programas de vigilancia ambiental rigurosos (Fernández-Torquemada & Sánchez-Lizaso, 2005; Gacia *et al.*, 2007; Sánchez-Lizaso *et al.*, 2008).

Igualmente, es necesario incrementar los estudios y planes de seguimiento a largo plazo, que permitan evaluar el estado y tendencias de las poblaciones de *Ruppia* spp. y *Z. noltii*, e incluso se precisan estudios de mayor detalle para conocer una ubicación más exacta de estas especies, tanto en lo relativo a microcartografías, como en su interacción dentro de las praderas de *C. nodosa*.

El nivel de protección de las praderas, muy especialmente las de *P. oceanica*, incluidas dentro de los LIC de la Red Natura, deben ser declaradas como Zonas de Especial Conservación (ZEC), incrementando así su nivel de protección y seguimiento.

Por otra parte, la conservación de las praderas de angiospermas marinas precisa de una necesaria labor de educación ambiental, tanto escolar como de divulgación general, y por sectores: turístico, pesquero, marítimo, etc., acerca de su importancia ecológica, vulnerabilidad y normativa de protección, ya sea específica, como de comunidad y especialmente en el ámbito de la Red Natura 2000, como elementos claves para un desarrollo sostenible del litoral. En este sentido, resulta de gran importancia cambiar la percepción social que se tiene acerca de los arribazones de hojas en las playas, que se identifican por los usuarios como basuras, y cuya responsabilidad es de la administración, por lo que los ayuntamientos costeros destinan grandes recursos para su eliminación, mayoritariamente en vertederos. A pesar del reconocido papel que juegan los arribazones de angiospermas -de *P. oceanica*, principalmente- en la estabilidad de las playas, paradójicamente, en la mayoría de playas con problemas de erosión estos arribazones se retiran (Guillén *et al.*, 2013b).

Ictiofauna sobre una pradera de Posidonia oceanica *en la reserva marina de Tabarca.*

Fotografía: César Cachón.

Cartografías

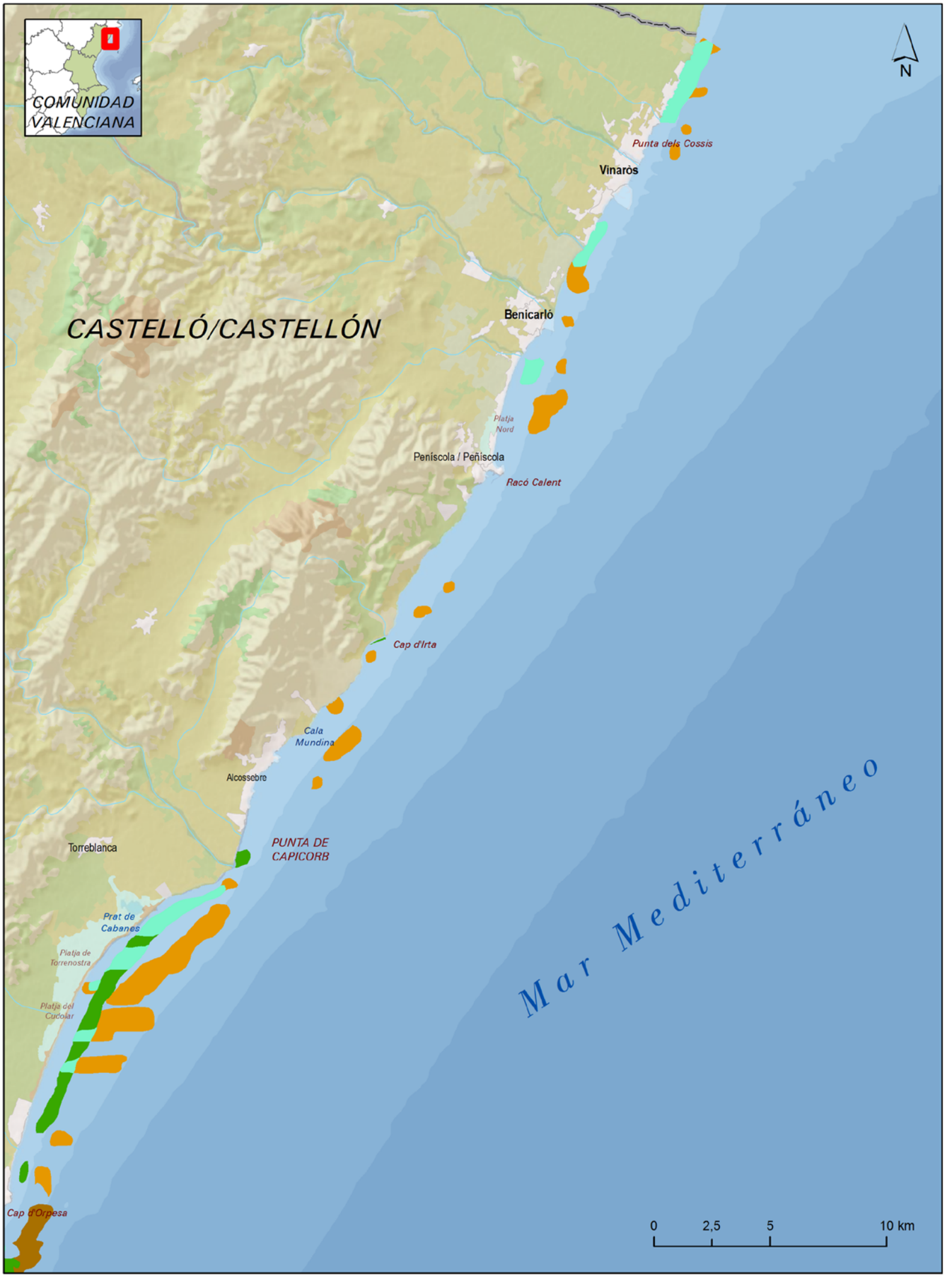
Comunidad Valenciana

MAPAS DE DISTRIBUCIÓN DE LAS PRADERAS MARINAS, PRESIONES Y MEDIDAS DE GESTIÓN

MAPA 1A

Castellón (norte)

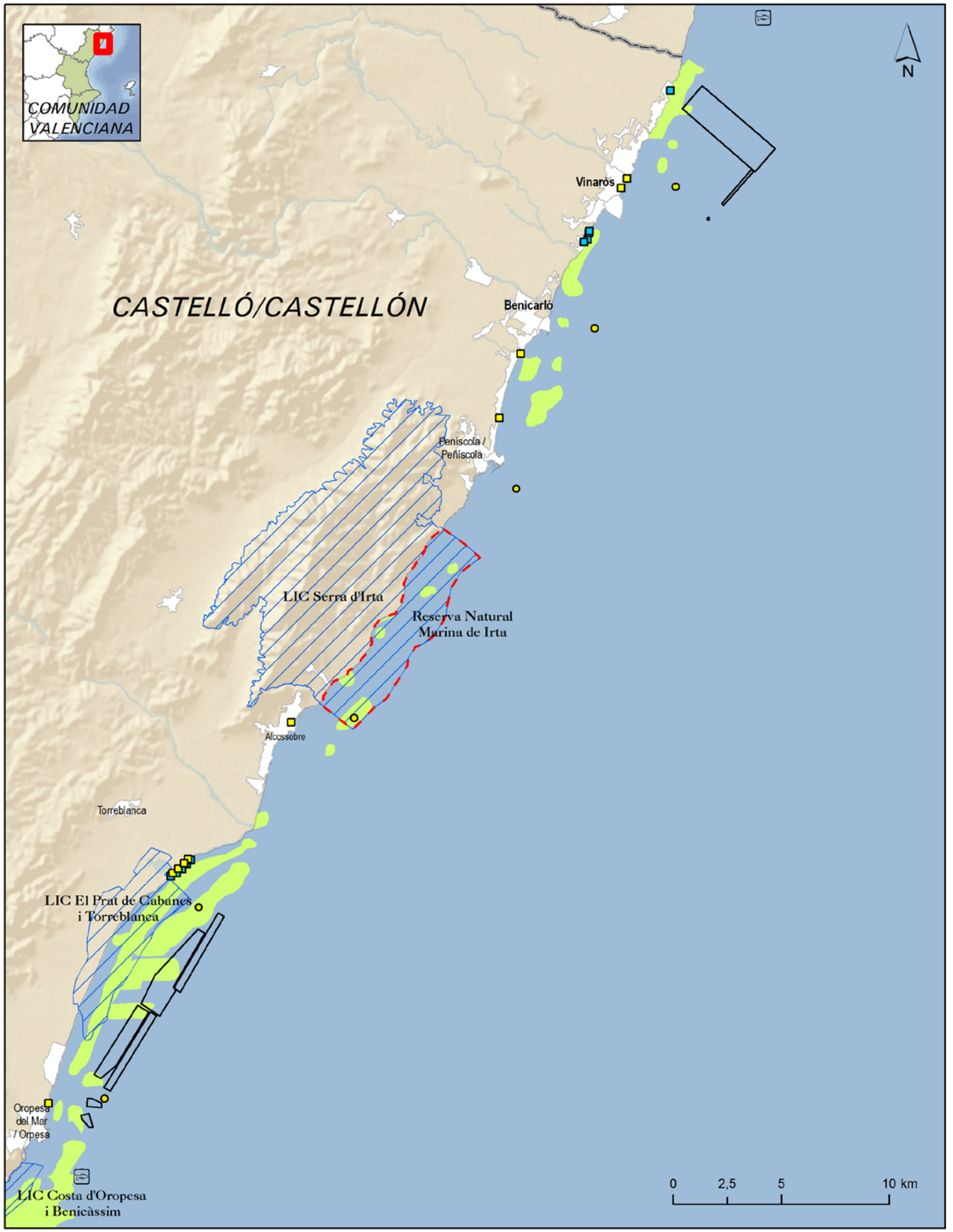
Distribución de praderas marinas en el litoral norte de Castellón



Elaboración: IEO.

Fuentes: VV. AA., IEL, Consellería de Agricultura Pesca y Alimentación (G.V.), MAGRAMA. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: Word Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala: 1:200000



MAPA 1B

Castellón (norte)

Presiones y medidas de gestión en el litoral norte de Castellón

Elaboración: IEO.

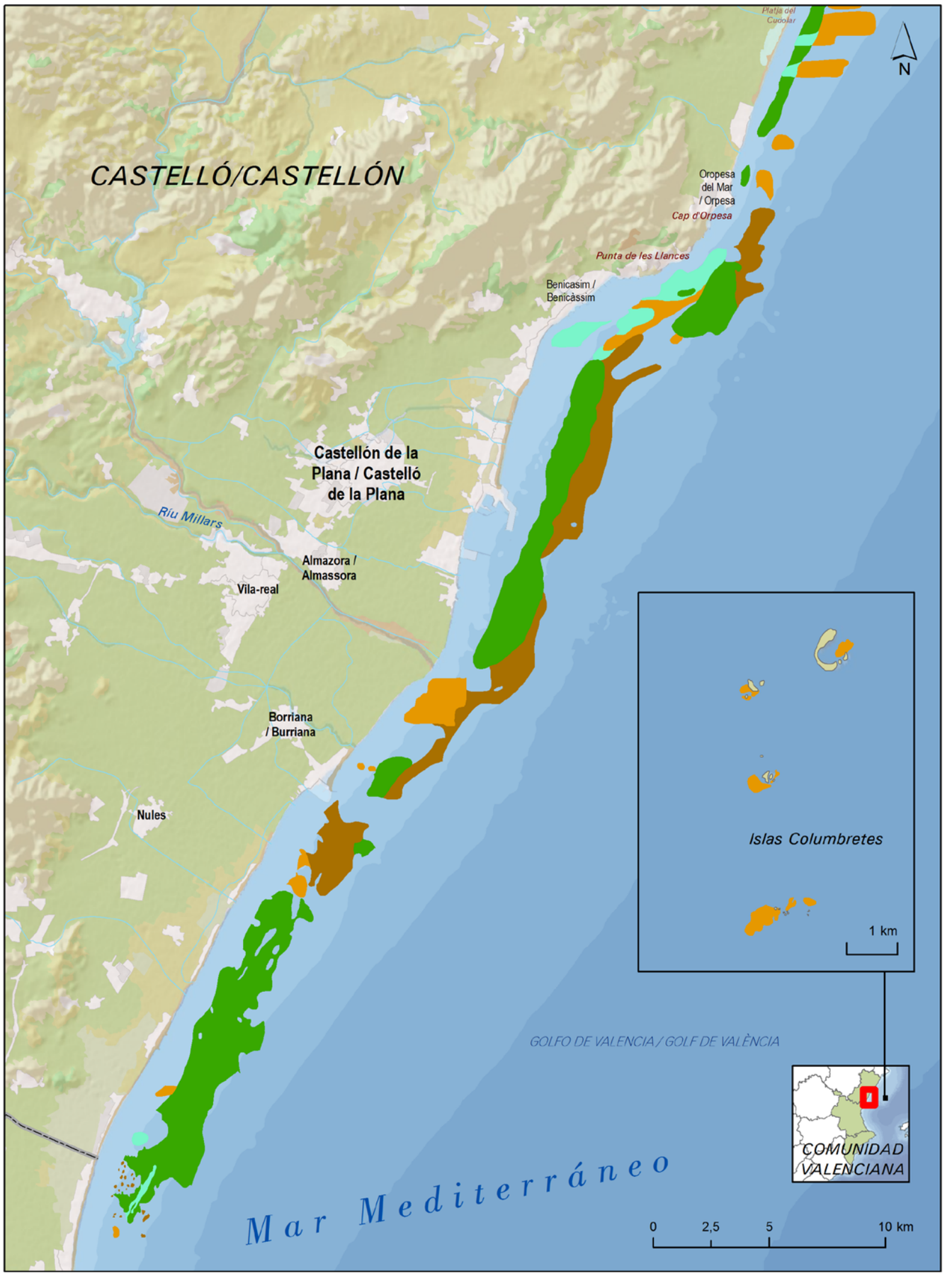
Fuentes: Consellería de Agricultura Pesca y Alimentación (G.V.), Institut d'Ecología Litoral, CEDEX, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala: 1:217000

MAPA 2A

Castellón (sur)

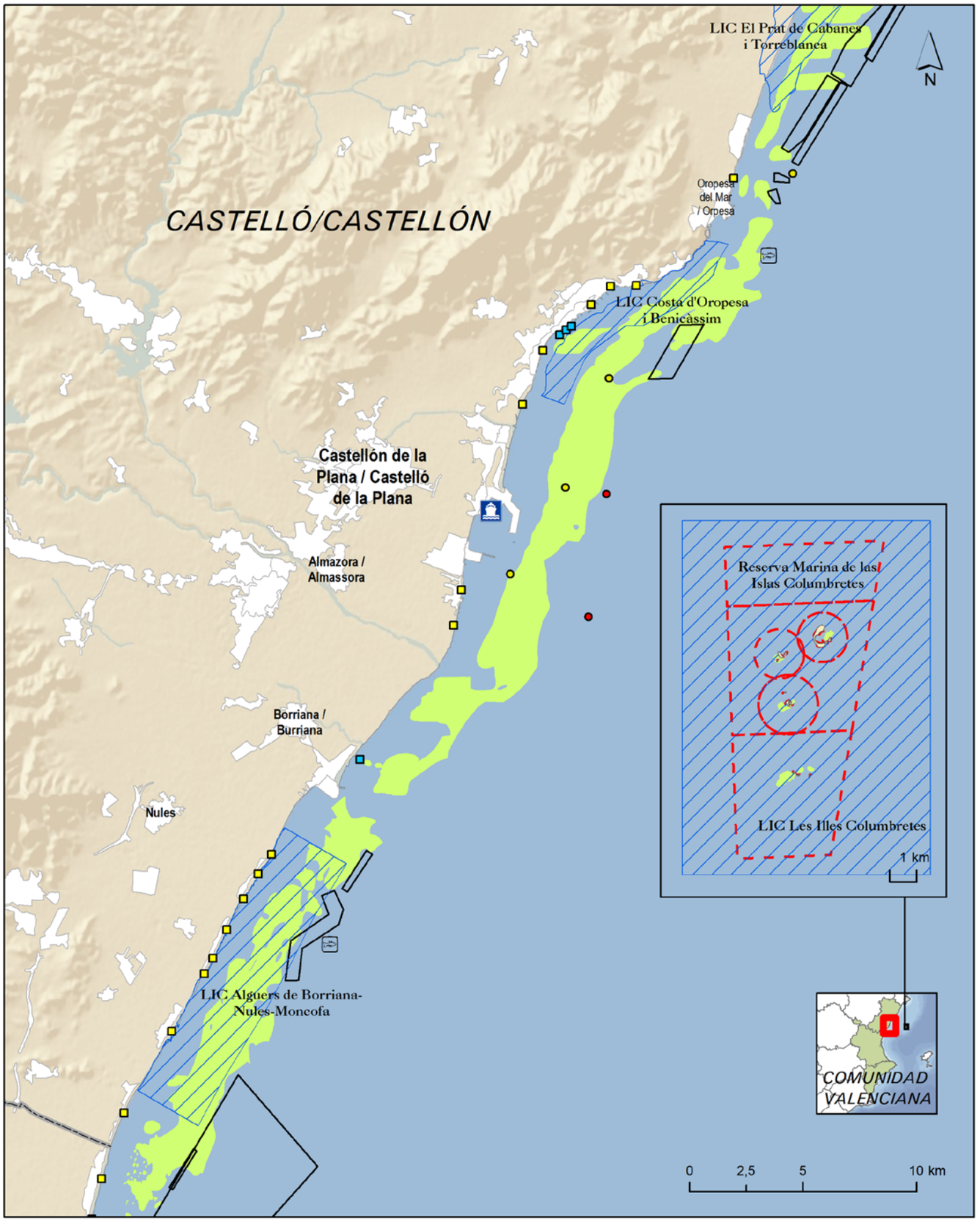
Distribución de praderas marinas en el litoral sur de Castellón



Elaboración: IEO.

Fuentes: VV. AA., IEL, Consellería de Agricultura Pesca y Alimentación (G.V.), MAGRAMA. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: World Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala: 1:200000



MAPA 2B

Castellón (sur)

Presiones y medidas de gestión en el litoral sur de Castellón

Elaboración: IEO.

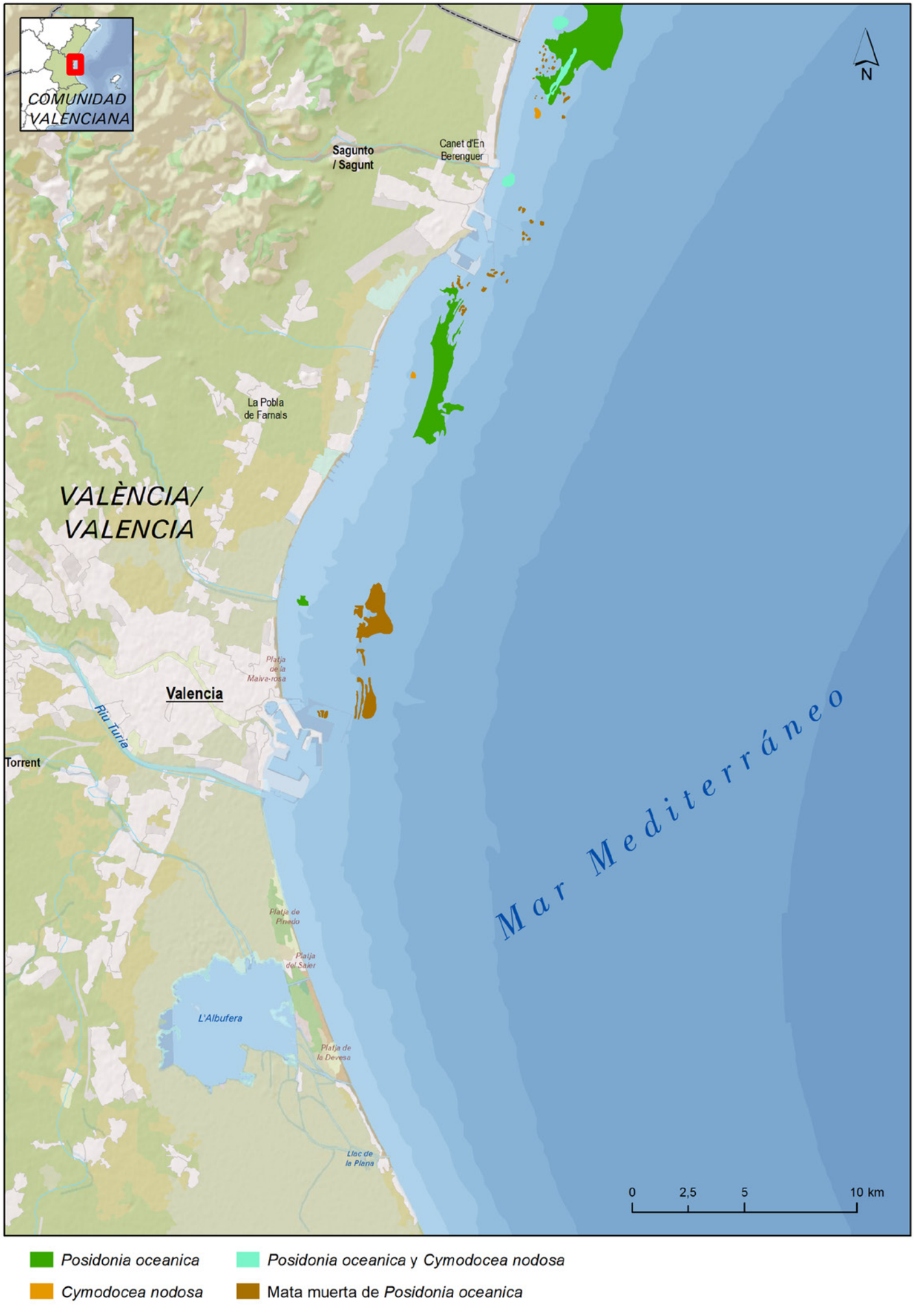
Fuentes: Consellería de Agricultura Pesca y Alimentación (G.V.), Institut d'Ecología Litoral, CEDEX, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala: 1:212000

MAPA 3A

Valencia (norte)

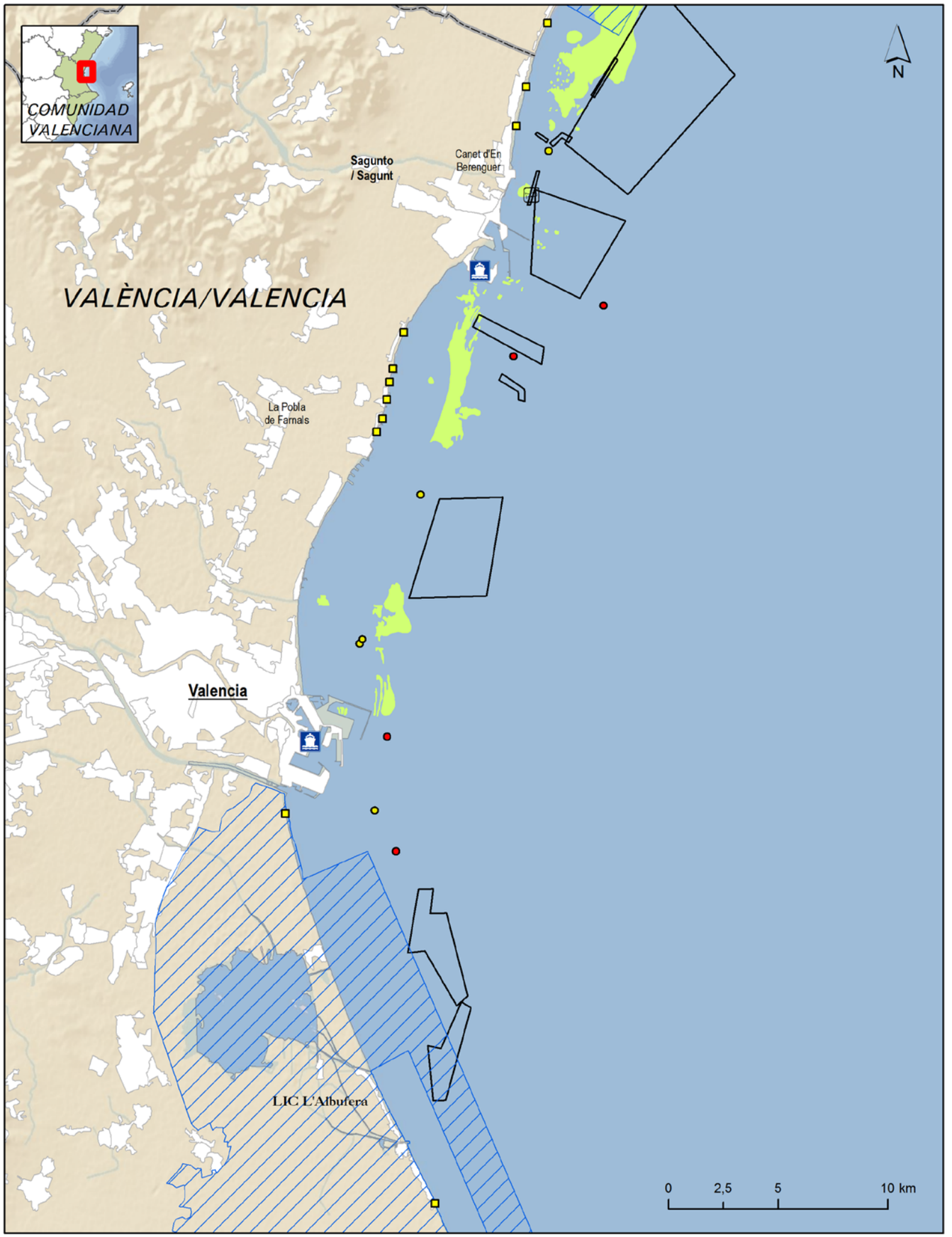
Distribución de praderas marinas en el litoral norte de Valencia



Elaboración: IEO.

Fuentes: VV. AA., IEL, Consellería de Agricultura Pesca y Alimentación (G.V.), MAGRAMA. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: World Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala: 1:200000



MAPA 3B

Valencia (norte)

Presiones y medidas de gestión en el litoral norte de Valencia

Elaboración: IEO.

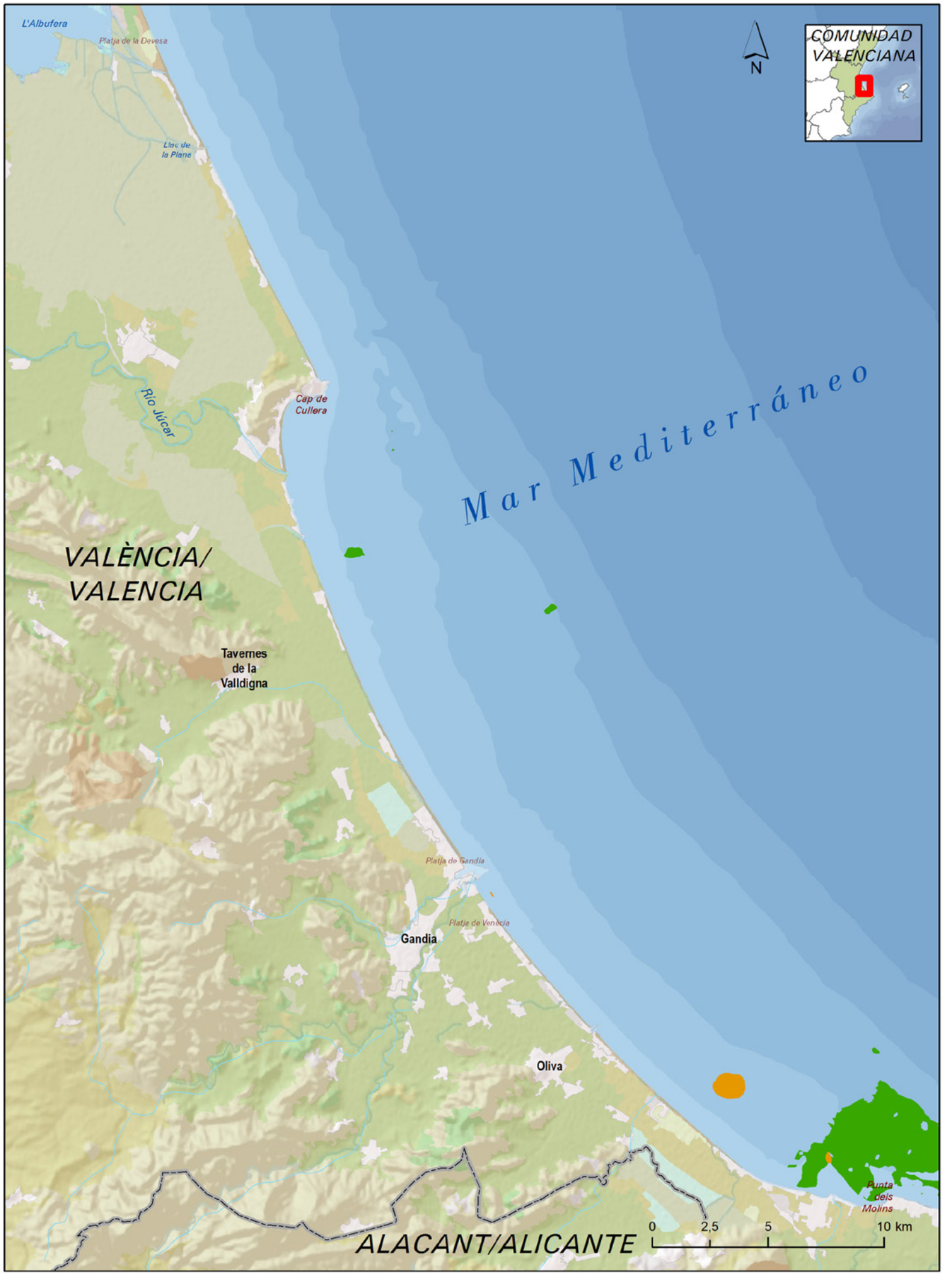
Fuentes: Consellería de Agricultura Pesca y Alimentación (G.V.), Institut d'Ecología Litoral, CEDEX, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala: 1:212000

MAPA 4A

Valencia (sur)

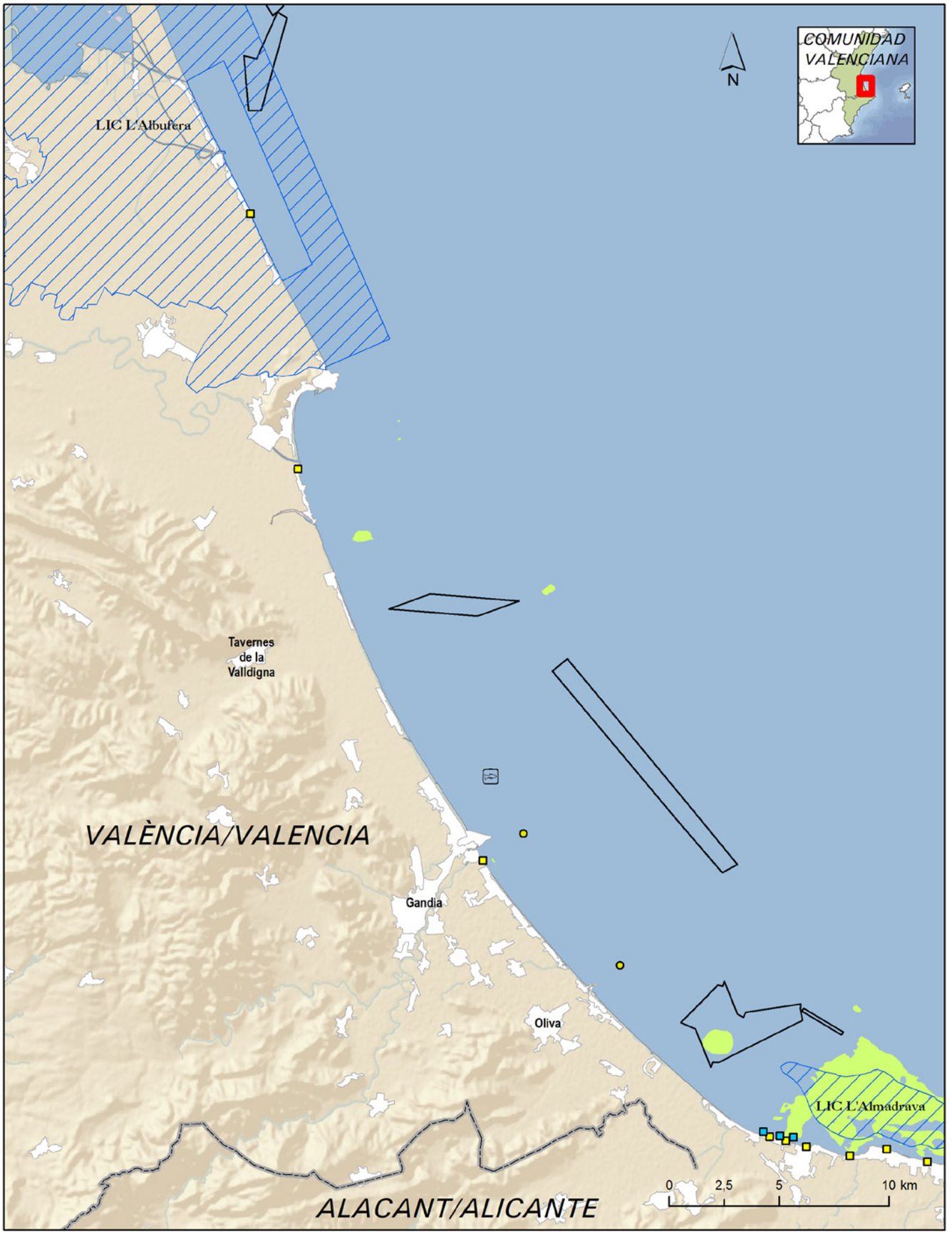
Distribución de praderas marinas en el litoral sur de Valencia



Elaboración: IEO.

Fuentes: VV. AA., IEL, Consellería de Agricultura Pesca y Alimentación (G.V.), MAGRAMA. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: World Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala: 1:200000



MAPA 4B

Valencia (sur)

Presiones y medidas de gestión en el litoral sur de Valencia

Elaboración: IEO.

Fuentes: Consellería de Agricultura Pesca y Alimentación (G.V.), Institut d'Ecología Litoral, CEDEX, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN

Escala: 1:212000

MAPA 5A

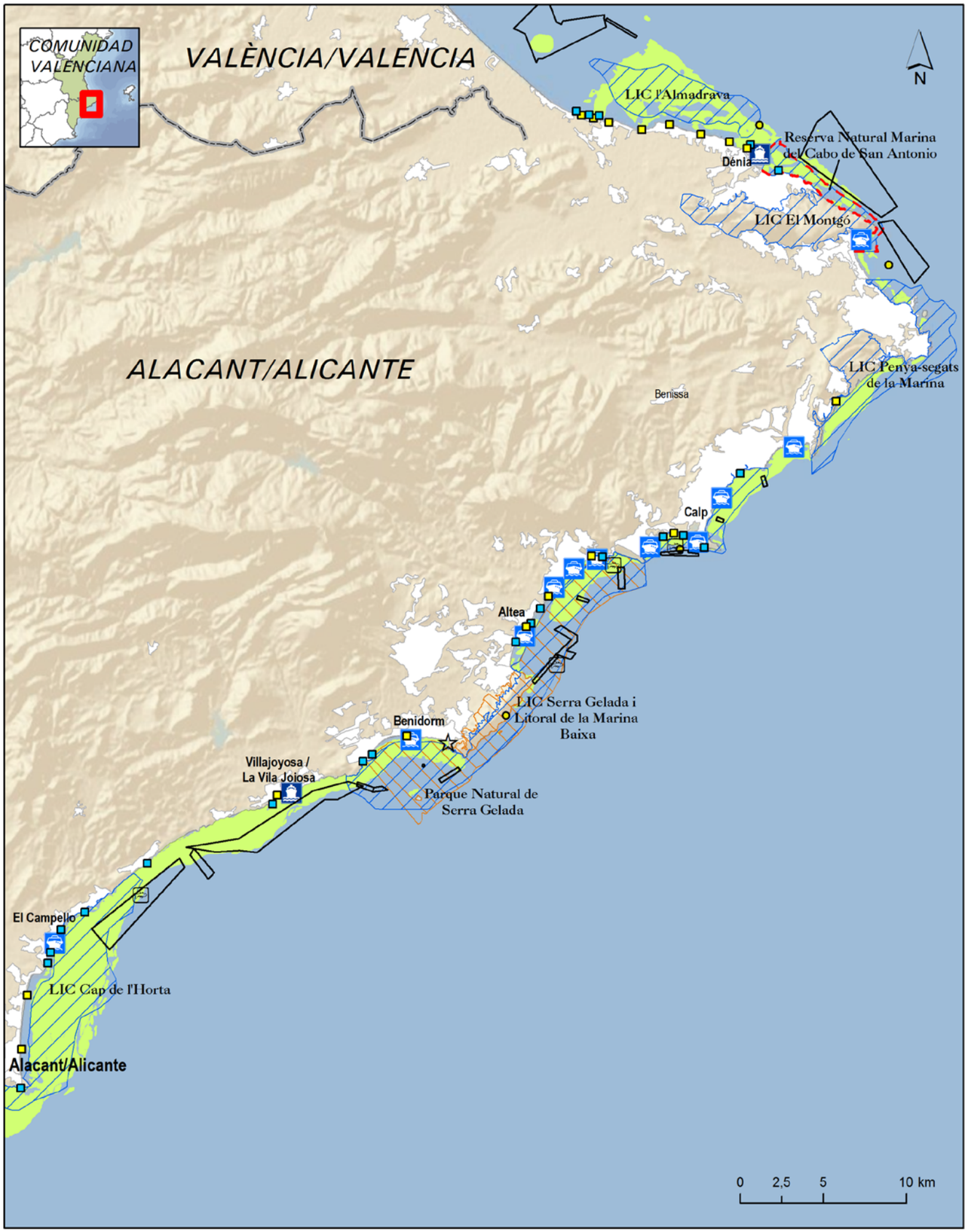
Alicante (norte)

Distribución de praderas marinas en el litoral norte de Alicante

Elaboración: IEO.

Fuentes: VV. AA., IEL, Consellería de Agricultura Pesca y Alimentación (G.V.), MAGRAMA. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: World Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala: 1:280000



MAPA 5B

Alicante (norte)

Presiones y medidas de gestión en el litoral norte de Alicante

Elaboración: IEO.

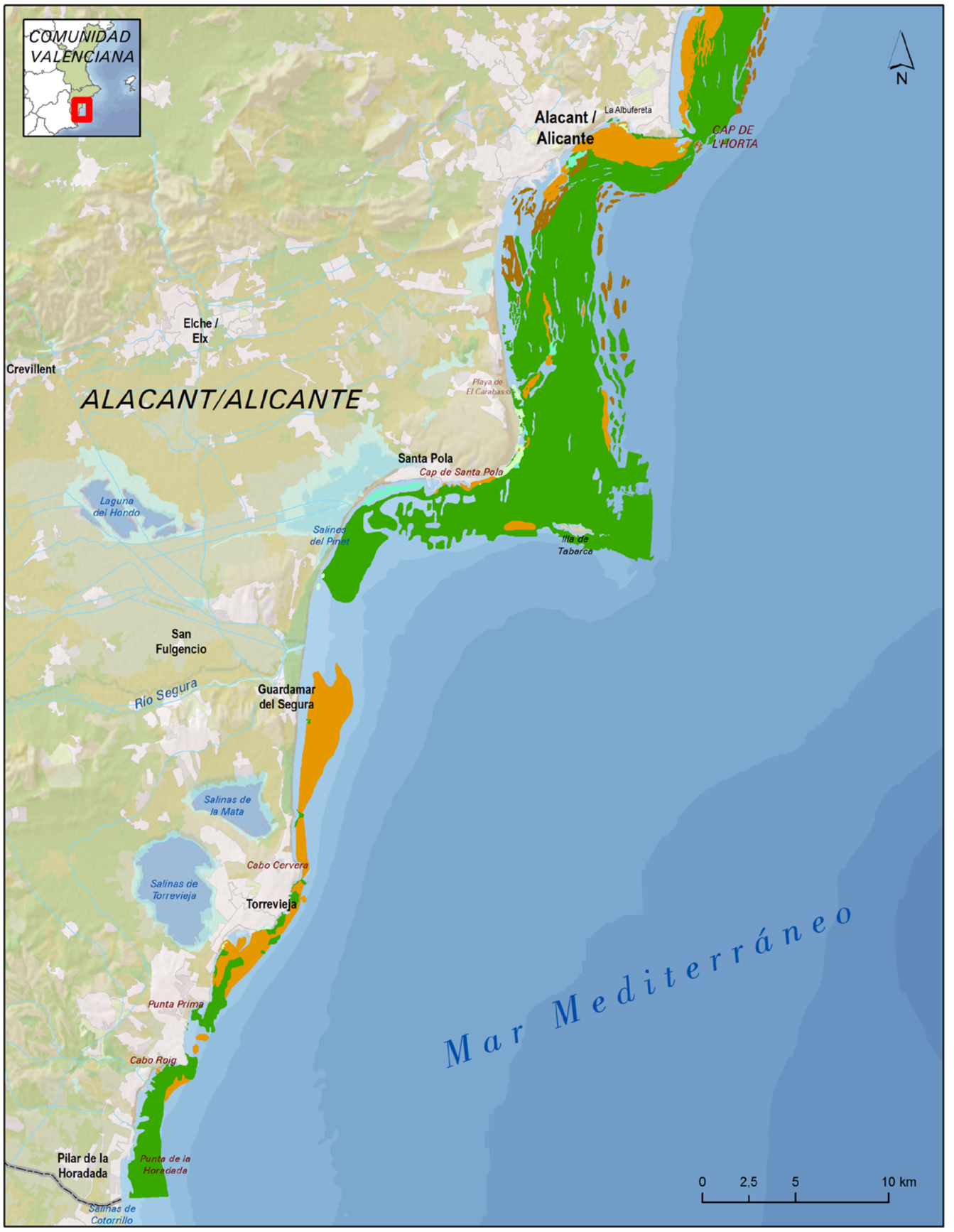
Fuentes: Consellería de Agricultura Pesca y Alimentación (G.V.), Institut d'Ecología Litoral, CEDEX, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala: 1:286000

MAPA 6A

Alicante (sur)

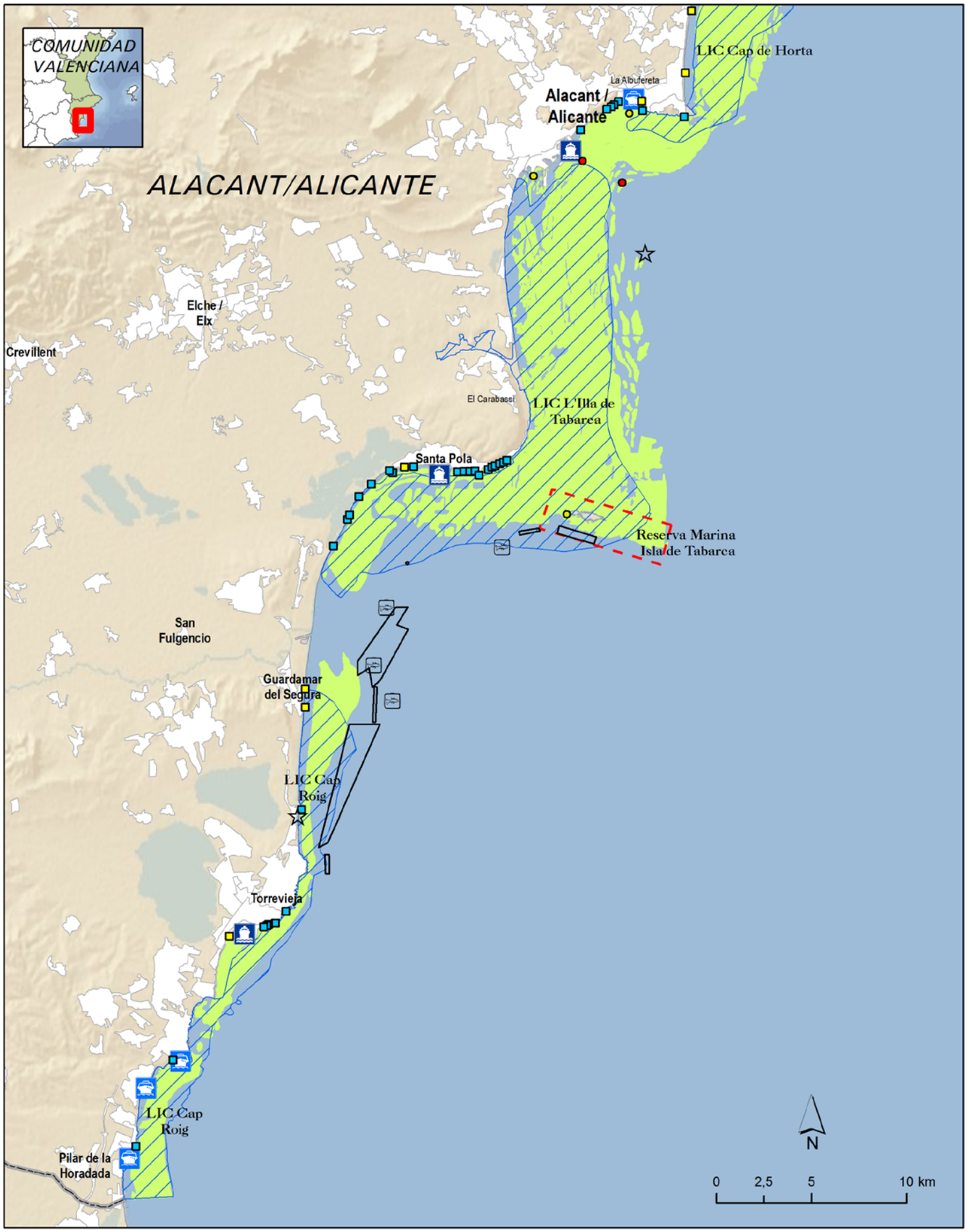
Distribución de praderas marinas en el litoral sur de Alicante



Elaboración: IEO.

Fuentes: VV. AA., IEL, Consellería de Agricultura Pesca y Alimentación (G.V.), MAGRAMA. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: World Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala: 1:250000



MAPA 6B

Alicante (sur)

Presiones y medidas de gestión en el litoral sur de Alicante

Elaboración: IEO.

Fuentes: Consellería de Agricultura Pesca y Alimentación (G.V.), Institut d'Ecología Litoral, CEDEX, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala: 1:250000

El nudibranquio Hypselodoris picta *desplazándose sobre las hojas de* Posidonia oceanica.

Fotografía: Javier Murcia.

Murcia

IV

Praderas de angiospermas marinas de Murcia

Juan M. Ruiz[1]
Lázaro Marín Guirao[1]
Aránzazu Ramos Segura[1]
Rocío García Muñoz[1]
Emilio María-Dolores Pedrero[2]
Juana Guirao[3]
Francisca Baraza[4]
Antonio López Hernández[3]
Carlos José García Alonso[4]

[1]*Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Murcia.*

[2]*Servicio de Pesca y Acuicultura. Dirección General de Agricultura, Ganadería, Pesca y Acuicultura. Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.*

[3]*Oficina de Impulso Socioeconómico del Medio Ambiente. Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.*

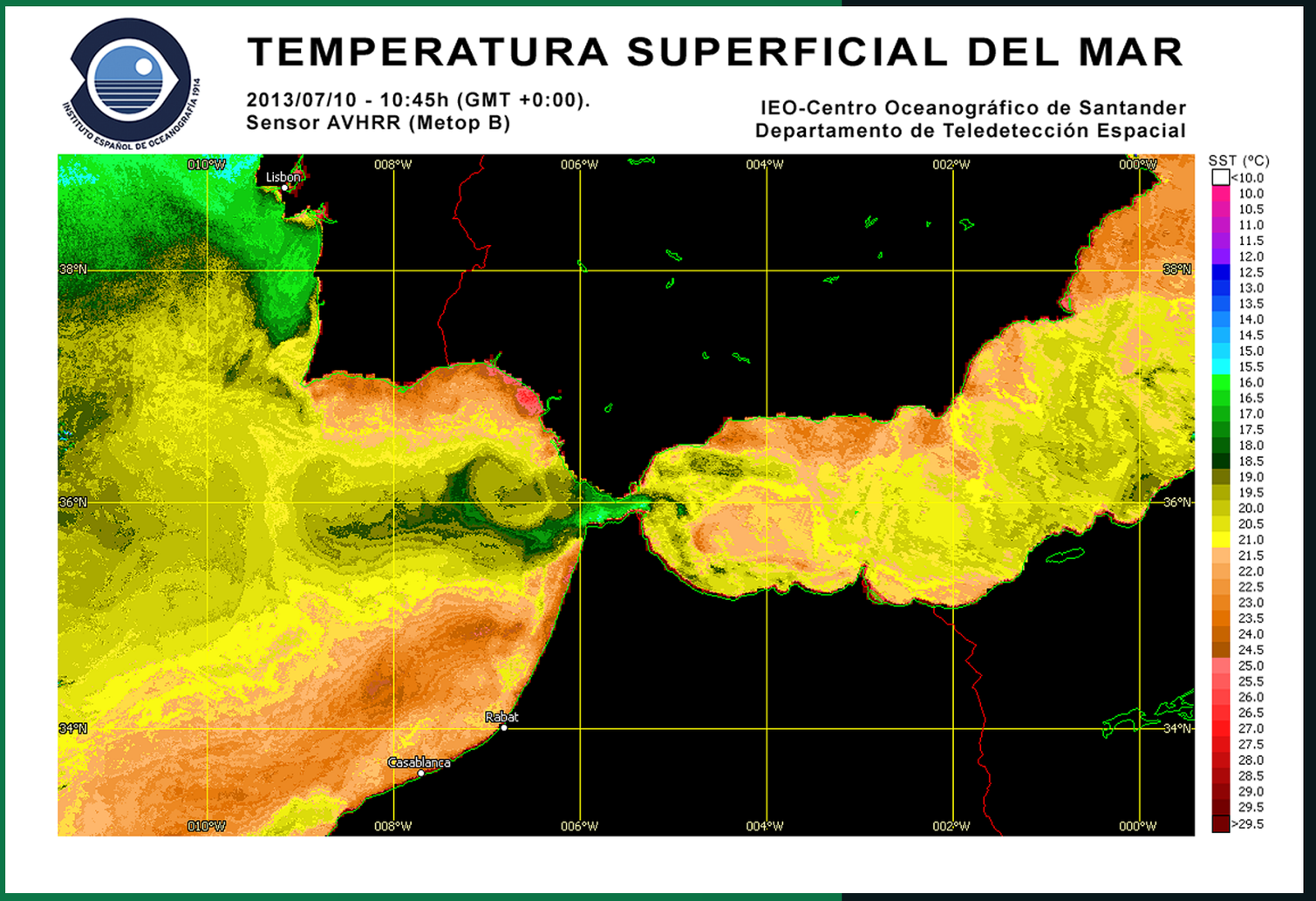
[4]*Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental. Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.*

Descripción general del área

Esta Comunidad Autónoma con solo 224 km de costa forma parte del eje costero Alicante-Almería, que conforma el único dominio de clima mediterráneo semiárido del territorio nacional. La insolación media anual es muy elevada (2.800-3.000 horas) y las precipitaciones medias anuales (151 mm en Cabo Tiñoso) son de las más bajas de Europa (Alonso-Sarriá, 2006). La Región de Murcia tiene dos particularidades geomorfológicas que influyen considerablemente en su oceanografía y ecología. Por un lado, a la altura de Cabo de Palos, la plataforma continental cambia bruscamente de orientación y de anchura, y da lugar a dos cuencas bien diferenciadas: la nororiental, al norte de Cabo de Palos, con una plataforma entre 15 y 32 km, y la suroccidental, con una plataforma mucho más estrecha, entre 4 y 7 km, y que es la antesala de lo que se conoce como el escarpe de Mazarrón (Díaz del Río, 1991; Acosta *et al.*, 2011). La parte suroccidental es abrupta, rocosa, generada por procesos tectónicos, mientras que en la de la parte nororiental han dominado procesos sedimentarios y volcánicos. Como elemento geológico destacable en esta parte figura la extensa barra arenosa (La Manga) que separa la laguna costera del Mar Menor del Mediterráneo. Esta laguna hipersalina es una importante singularidad ecológica del litoral mediterráneo español y, por su relevancia se abordará de forma más detallada en el cuadro temático 1. En adelante, la mayor parte de los aspectos tratados en el capítulo se referirán principalmente a las praderas mediterráneas. Se puede obtener información más detallada de la fisiografía y ecología de la costa murciana en Mas-García (1986), Ramírez-Díaz (1990), Ballesteros-Pelegrín & Pérez-Ruzafa (2006) o Ruiz (2007).

La temperatura de las aguas costeras mediterráneas en el litoral murciano varía entre 29ºC en verano y 12ºC en invierno, y alcanza máximos en superficie que llegan a sobrepasar los 30ºC en años particularmente cálidos; una diferencia térmica similar se observa a lo largo de la termoclina en el periodo estival. La salinidad media se mantiene bastante constante a lo largo del año, entre 37 y 38 UPS; el coeficiente de extinción de la luz varía entre 0,08 y 0,13 m^{-1} (sin tener en cuenta días con temporales; J.M. Ruiz, datos propios), lo que corresponde a tipos de agua oceánica y costera muy transparentes (Kirk, 1994); por último, las concentraciones medias de nutrientes son en general bajas, con valores mínimos en verano-otoño de 0,032±0,021 µM de fosfatos, 0,024±0,013 µM de nitritos y 0,036±0,031 µM de nitratos, y valores máximos en invierno-primave-

ra de 0,166±0,169 µM de fosfatos, 0,115±0,103 µM de nitritos y 0,306±0,332 µM de nitratos (IEO, campaña Ecomurcia). Todo esto viene a indicar que las aguas costeras del litoral murciano son particularmente cálidas, oligotróficas y transparentes. La estacionalidad es la fuente de variación más importante de las características oceanográficas locales, pero también influyen afloramientos de aguas profundas y la llegada de agua atlántica. En ciertos años la influencia atlántica llega a ser tan extensa e intensa que delimita dos masas de agua claramente diferenciadas desde el punto de vista hidrográfico (corrientes, temperatura y salinidad) a la altura de Cabo de Palos (Figura 1). El río Segura es el único aporte continuo de agua continental, aunque su caudal es muy pequeño y está fuertemente regulado. En esta región, por tanto, los principales mecanismos de aporte de aguas continentales son los relacionados con la escorrentía, las aguas subterráneas y las riadas. Estas últimas se producen en la época de lluvias torrenciales (otoño) a través de cauces secos denominados ramblas.



Temperatura superficial del mar entre el Estrecho de Gibraltar y Cabo de Palos. Imagen obtenida por el sensor AVHRR (Metop B) el 1 de julio de 2013 y proporcionada por el Departamento de Teledetección Espacial del Centro Oceanográfico de Santander del IEO: http://www.ieo-santander.net/teledeteccion/

Figura 1

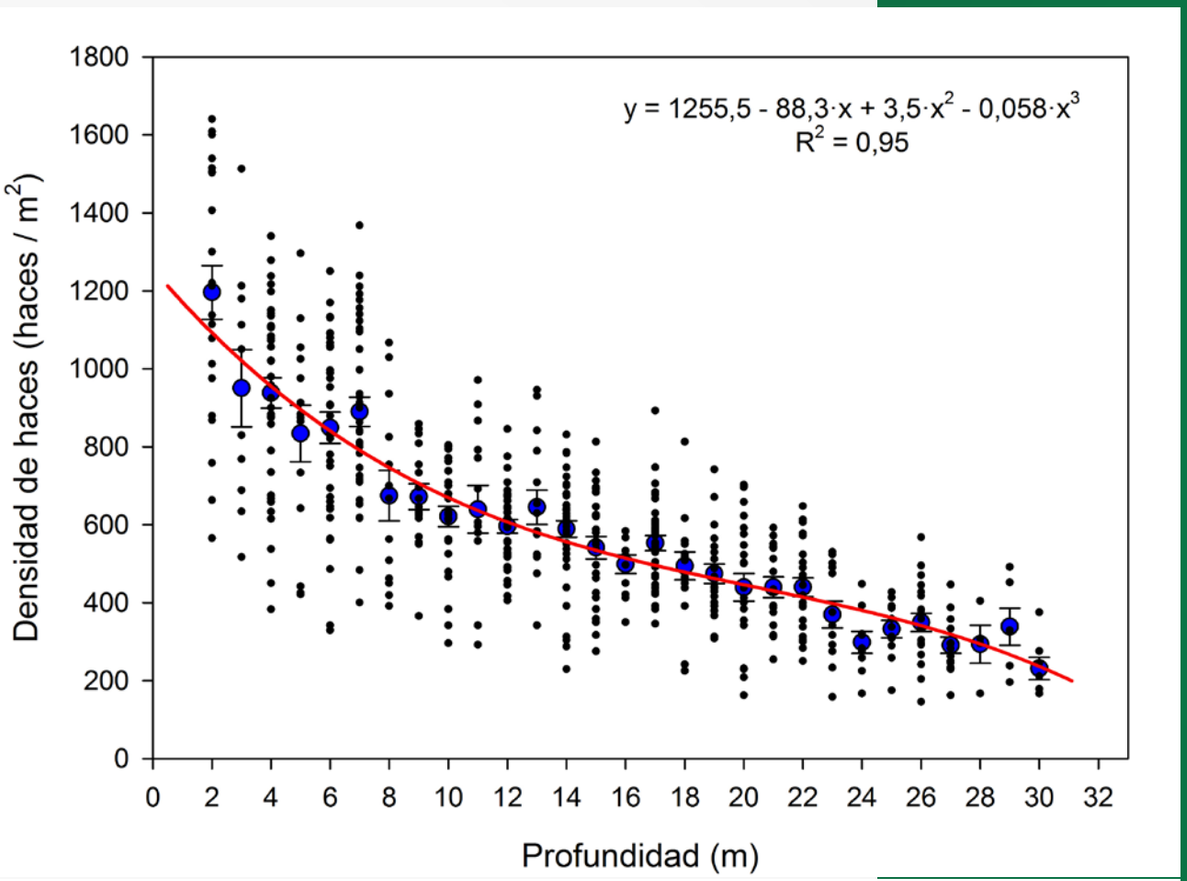
Ecología y extensión de las praderas marinas

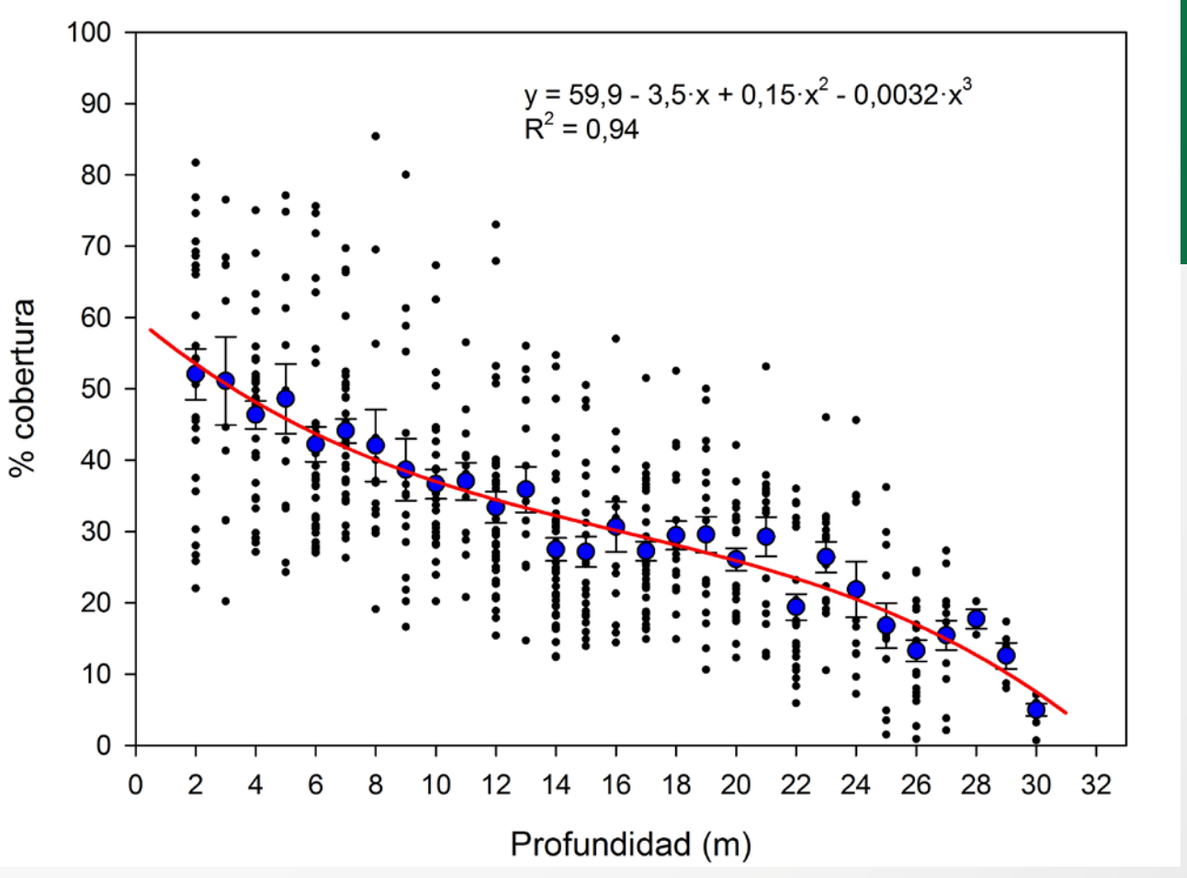
En la Región de Murcia están presentes cuatro especies de angiospermas marinas: *Posidonia oceanica, Cymodocea nodosa, Zostera noltii (Nanozostera noltii)* y *Ruppia cirrhosa*. Sánchez-Gómez & Guerra-Montes (2003), en su "Nueva flora de Murcia", mencionan la presencia de *R. maritima*, pero solo en algunas ramblas, así como la presencia esporádica de *Zostera marina* en la región (isla Grosa, Mediterráneo). Sin embargo, se puede decir que esta especie no existe en la región en la actualidad y es probable que fuera confundida con otra especie. En los mapas 1A y 2A se muestra la distribución actual de las praderas de angiospermas marinas del litoral mediterráneo de la Región de Murcia.

Posidonia oceanica

Los ambientes mediterráneos infralitorales se encuentran dominados por las praderas de la especie *P. oceanica* hasta una profundidad máxima de entre 25 y 30 metros, aunque alcanza hasta 34 m frente a la isla Grosa. Coloniza tanto fondos sedimentarios como rocosos, en ambientes de salinidad bastante estable (37-38 UPS), y no se encuentra en ambientes hipersalinos como el Mar Menor, debido a su incapacidad de tolerar salinidades superiores a 38,5 UPS (Ruiz *et al.*, 2009a; Marín-Guirao *et al.*, 2011; Sandoval-Gil *et al.*, 2012a). No obstante, sí se ha observado en zonas con influencia del agua hipersalina saliente del Mar Menor (hasta 42 UPS), aunque con un desarrollo vegetativo muy limitado (Ruiz *et al.*, 2013).

El ciclo productivo de *P. oceanica* en la Región de Murcia se ha estudiado en un número muy limitado de sitios y profundidades (Ruiz, 2000; Ruiz *et al.*, 2001; Sandoval-Gil, 2012). En zonas someras (10-12 m), el ciclo de producción anual tiene una marcada dinámica estacional unimodal, con valores máximos de producción foliar en primavera (abril-mayo; 9-10 mg peso seco/haz•día) y mínimos entre finales de verano y principio de otoño (3-4 mg peso seco/haz•día), de acuerdo con la caída masiva de hojas senescentes característico de esta época del año. En otoño tiene lugar una producción importante de hojas nuevas, cuyo crecimiento se mantiene durante todo el invierno basándose principalmente en la movilización de reservas internas (Ruiz, 2000). Durante este periodo, se ha visto que, en las praderas más profundas (20 m), el crecimiento y tamaño de los haces individuales es menor que en las praderas someras, cuyas reservas de carbohidratos en los rizomas son mayores (Sandoval-Gil, 2012). Junto con esto, se observa la típica reducción del desarrollo vegetativo con la profundidad (por ejemplo, disminución de la densidad de haces), que representa el principal mecanismo de las especies de este género para ajustarse a la variación de los cambios ambientales asociados con la profundidad (Dalla Via *et al.*, 1998; Collier *et al.*, 2008). En la figura 2 se muestra la variabilidad de dos descriptores estructurales clave, la densidad de haces y el porcentaje de cobertura, obtenida a lo largo de todo el gradiente de distribución batimétrica (1 - 32 metros) en una amplia representación de praderas de Murcia de zonas costeras bien conservadas o con muy escasa influencia antrópica. Las praderas más someras son las más desarrolladas, con densidades de haces que superan los 1.000 haces/m^2 (hasta





Variación de la estructura y abundancia de la pradera de Posidonia oceanica *en la Región de Murcia indicada por la densidad de haces (en haces/m² extrapolado directamente de haces/400 cm²; arriba) y el porcentaje de cobertura de la pradera (abajo). Los puntos negros representan el valor medio del descriptor obtenidos en diferentes sitios y años para cada profundidad (N = 570). Los círculos azules representan la media total (y error estándar) del descriptor en cada profundidad y la línea roja es el modelo de regresión ajustado. En la gráfica se indica la ecuación del modelo teórico obtenido en cada caso y el coeficiente de determinación (R^2). Fuente: CARM, 2004; Ruiz et al., 2014; datos propios JM Ruiz-IEO.*

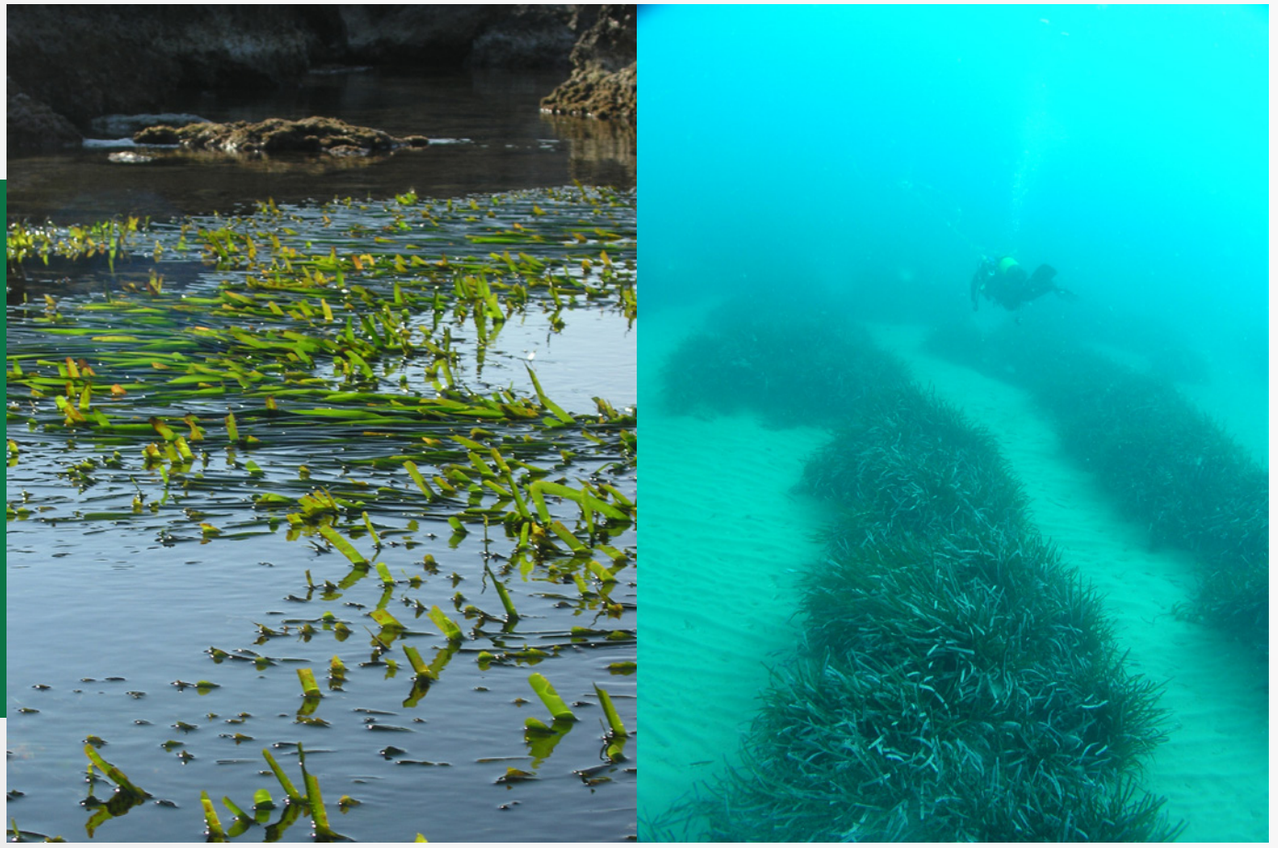
Figura 2

1.700 haces/m^2) y valores medios de cobertura entre 20 y 90%, mientras que estos valores decrecen progresivamente a medida que nos aproximamos a los límites profundos.

Como es sabido (ver capítulo introductorio), la interacción a largo plazo (milenios) entre el hidrodinamismo, la sedimentación y el lento desarrollo vertical de *P. oceanica* da lugar a la formación de una "mata" de 1 a 3 m de altura. En las praderas de la Región de Murcia es frecuente encontrar restos arqueológicos de la época romana, e incluso fenicios, incluidos dentro de esta "mata". En algunas zonas someras y resguardadas, el crecimiento vertical de la mata da lugar a estructuras tipo arrecife-barrera con las hojas de la pradera llegando a sobresalir de la superficie del agua (Figura 3 izda.). En algunas localidades, como San Pedro del Pinatar, se observan grandes sistemas de arrecife barrera en los que la pradera ha muerto de forma natural debido probablemente, a cambios eustáticos del nivel del mar en el pasado. Frente a Punta Parda (Águilas) encontramos otro tipo de formaciones paisajísticas singulares que son las praderas "a bandas" o "atigradas" (Figura 3 dcha.).

Las praderas de la Región de Murcia se reproducen sexualmente cada 2-3 años (a veces incluso años sucesivos) sin llegar a ser un fenómeno totalmente regular (Sánchez-Lizaso & Ruiz, 1993; Díaz-Almela *et al.*, 2005; Ruiz *et al.*, 2014). Es un fenómeno particularmente heterogéneo en el espacio y en el tiempo, con años en los que sólo producen inflorescencias menos del 1% de los haces y otros en los que lo hacen entre el 2 y el 54% de los haces. La floración más extensa y masiva registrada tuvo lugar durante la ola de calor que recorrió casi toda Europa en verano de 2003, y ocurrió de forma sincronizada en casi todas las praderas del Mediterráneo Occidental. Los frutos son fácilmente observables, pero no las nuevas plántulas formadas a partir de frutos germinados. Los herbívoros, fundamentalmente el pez *Sarpa salpa*, devoran con avidez las inflorescencias y frutos, por lo que deben ser considerados un factor importante para explicar el "cuello de botella" de la reproducción sexual de *P. oceanica* en esta región, aunque este aspecto no ha sido investigado en profundidad.

El pez herbívoro *Sarpa salpa* juega un importante papel en la estructura trófica y del paisaje de las praderas de esta región ya que, como se ha descrito en otras zonas (Tomas *et al.*, 2005) puede



Hojas de un arrecife barrera de Posidonia oceanica *parcialmente emergidas en La Azohía (izda.) y pradera a bandas o atigrada en Punta Parda, Águilas (dcha.).*

Fotografías: Juan M. Ruiz.

Figura 3

llegar a consumir hasta el 50% de la producción foliar en praderas someras. Otros macroherbívoros, como el erizo *Paracentrotus lividus*, apenas están presentes en las praderas murcianas, excepto en zonas muy puntuales próximas a fondos rocosos con poblaciones de erizos adultos, o bien en localidades muy concretas en las que han habido aportes de nutrientes originados por la actividad humana (Ruiz *et al.*, 2001, 2009b). Como en otras regiones mediterráneas, la mayor parte de la producción foliar de las praderas acaba exportándose hacia los fondos adyacentes o hacia las playas, en forma de arribazones, donde se incorporan a las rutas detritívoras de las cadenas tróficas, tanto marinas como terrestres (Figura 4).

Cymodocea nodosa

La segunda especie más abundante en Murcia es *C. nodosa* que normalmente forma praderas monoespecíficas, tanto sobre sedimentos arenosos como fangosos (donde puede aparecer mezclada con *Z. noltii*), así como sobre mata muerta de *P. oceanica* (donde puede aparecer mezclada con *Caulerpa prolifera* y otras algas fotófilas). Se desarrolla tanto en aguas mediterráneas como en las aguas hipersalinas del Mar Menor, de acuerdo con su condición euribionte. Estudios muy recientes realizados con poblaciones de Murcia han demostrado experimentalmente la mayor plasticidad fisiológica de esta especie para adaptarse a ambientes hipersalinos, en comparación con especies estenohalinas como *P. oceanica* (Sandoval-Gil *et al.*, 2012a, 2012b, 2014). De hecho, en la época estival, el crecimiento y abundancia de las poblaciones del Mar Menor es significativamente mayor que el de las poblaciones mediterráneas (174-3.308 haces/m^2, J.M. Ruiz, datos propios; Sandoval-Gil, 2012). En realidad, la biología y la ecología de esta especie han sido poco estudiadas en las poblaciones mediterráneas de Murcia (Terrados, 1993; Sandoval-Gil, 2012), ya que tradicionalmente se le ha prestado mayor atención a las del Mar Menor debido a la mayor singularidad del ecosistema lagunar y su problemática asociada (ver Cuadro temático 1). Es conocida la capacidad de desarrollo vegetativo de esta especie y su elevada capacidad de colonizar un sustrato y recuperarse tras una perturbación, pero además en el litoral murciano se ha comprobado que se reproduce sexualmente con frecuencia, alcanzando una elevada producción de flores y frutos en muchas localidades (Terrados, 1993).

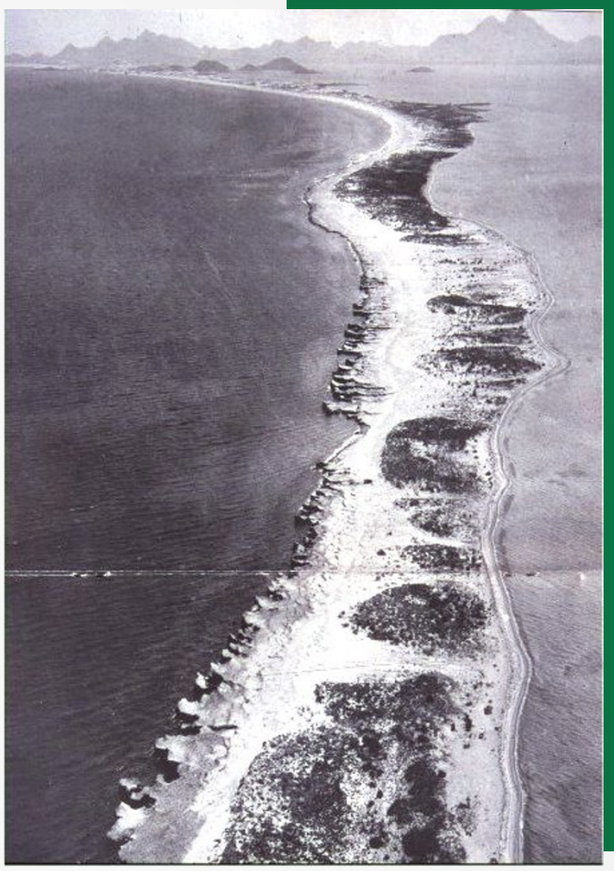


Imagen aérea de La Manga del Mar Menor antes del inicio de su construcción en los años 70 del siglo XX. Se aprecia la barra de arena parcialmente colonizada por vegetación dunar que separa el Mar Menor (dcha.) del Mediterráneo (izda.). En la orilla mediterránea se aprecian en primer plano las acumulaciones masivas de hojas de Posidonia oceanica *o arribazones, que son la expresión más visible del ciclo productivo de las extensas praderas que se desarrollan en la zona, además de un importante componente estructural y funcional de los ecosistemas litorales.*

Fotografía: fuente desconocida.

Figura 4

El grado de desarrollo vegetativo de las praderas mediterráneas de *C. nodosa* varía ampliamente (68-1.357 haces/m^2; CARM 2004; Ruiz JM, datos propios), en función de factores como la sedimentación, la energía hidrodinámica y la disponibilidad de sustrato, pero su dependencia de la profundidad no es tan acusada como en el caso de *P. oceanica*. Aparecen a lo largo de todo el litoral murciano entre la línea de costa y el límite superior de las praderas de *P. oceanica*, en profundidades por lo general no superiores a 15 m. Muchas de estas praderas se desarrollan de forma óptima en los deltas submarinos que se extienden frente la desembocadura de las ramblas, donde *P. oceanica* no puede desarrollarse debido a las importantes descargas de materiales terrígenos durante las épocas de lluvias torrenciales (Ruiz *et al.*, 1993). Hay buenos ejemplos en las desembocaduras de ramblas importantes de las localidades de Águilas, Cabo Cope, Calnegre, Percheles, Bolnuevo, Valdelentisco y La Azohía, todas ellas en el sector suroccidental del litoral Murciano (Mapa 2A). Entre Calblanque y Cabo de Palos, la pradera de *P. oceanica* también des-

aparece, probablemente debido a la muy intensa dinámica sedimentaria, y es sustituida por una de las más extensas praderas de *C. nodosa* del litoral Murciano, que alcanza profundidades máximas de 25 m. En este ambiente tan dinámico, como se ha descrito en otras zonas (Marbà & Duarte, 1994), la pradera de *C. nodosa* adopta espectaculares estructuras dunares.

Zostera noltii

Esta especie es poco abundante y rara. En el Mediterráneo su presencia es muy local y se limita a zonas muy someras (1-5 m) y resguardadas, entre la línea de costa y la pradera de *P. oceanica*, y normalmente formando praderas mixtas con *C. nodosa*. La única pradera monoespecífica de *Z. noltii* se encuentra en la isla de Adentro (Mazarrón), donde forma incluso una mata de varios decímetros de espesor. En el Mar Menor esta especie se encuentra asociada a zonas con sedimentos fangosos y zonas con afloramientos de aguas continentales (Cuadro temático 1). A parte de su distribución, no se conocen estudios sobre otros aspectos de su biología y ecología en Murcia.

Ruppia cirrhosa

Por último, en la región se encuentra también *R. cirrhosa*, aunque su distribución se limita prácticamente a la zona del Mar Menor y su entorno (ver Cuadro temático 1), y ocupa zonas muy someras de aguas salobres y marinas con sedimentos fangosos. Es una especie perenne de la que se dispone de muy poca información sobre su ecología en Murcia. Algunos estudios (Ballester, 1985) muestran una fase de crecimiento de su biomasa entre enero y verano, con valores máximos de desarrollo vegetativo en junio y julio (11-90 g peso seco/m^2). Justo en esta época aparecen las inflorescencias en las ramificaciones verticales, características de esta especie (Ballester 1985; Murcia-Requena, 2013).

Extensión de las praderas marinas en la Región de Murcia

En la Región de Murcia se dispone de información cartográfica bastante precisa de la distribución y extensión de las praderas marinas, gracias al esfuerzo continuado durante más de 30 años por parte de las administraciones regionales y grupos de investigación. Si bien ya existían algunos trabajos de bionomía bentónica en localidades muy concretas (por ejemplo, Pérez Ruzafa *et al.*, 1986a,b), el primer estudio bionómico completo de comunidades marinas a escala regional fue el realizado los años 1988 y 1989, promovido por la Comunidad Autónoma (Calvín *et al.*, 1989). El objetivo del estudio era determinar la distribución de las comunidades bentónicas hasta los 50 metros de profundidad, así como su valoración ecológica. Se realizó un vuelo específico para la obtención de fotogramas aéreos 1:7000 que permitiera identificar los límites de los diferentes tipos de fondo hasta la máxima profundidad posible. Para la identificación de las comunidades y de sus límites más profundos se emplearon métodos de buceo y posicionamiento en superficie, a lo largo de transectos perpendiculares a las isobatas cada 500 metros a lo largo de la línea de costa. Este trabajo fue revisado y publicado 10 años después (Calvín *et al.*, 1999), aportando mapas bionómicos a escala 1:50.000 con un amplio grado de detalle. La Región de Murcia fue la primera comunidad autónoma en disponer de una cartografía oficial de hábitats marinos.

En el año 2000, la Comunidad Autónoma encargó la realización de una serie de trabajos de cartografía de algunas praderas marinas, para evaluar el estado de los arrecifes artificiales anti-arrastre instalados en el periodo 1993-1998 para la protección de estas praderas (Marhuenda *et al.*, 2000). Estas cartografías se realizaron mediante sonar de barrido lateral y, si bien fueron útiles para determinar la posición de los módulos antiarrastre y las marcas de las artes de arrastre, su aportación al conocimiento de la distribución y valoración ecológica de las praderas fue muy poco relevante. Posteriormente, entre 2003 y 2004, la Comunidad Autónoma llevó a cabo un ambicioso estudio para la caracterización del estado de conservación de Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) de la red Natura 2000 (CARM, 2004). Tomando como base la cartografía bionómica ya existente (Calvín *et al.*, 1999), se dedicaron esfuerzos importantes a aumentar la precisión de los límites de distribución de las praderas marinas y a determinar su estado de conservación, al ser hábitat prioritario de la Directiva de Hábitat. Así, por un lado, el empleo de imágenes de satélite mejoró considerablemente la definición y georreferenciación de los límites de la pradera de *P. oceanica*. Por otro, también se incrementó notablemente la precisión en las posiciones de los límites profundos mediante la

*El Raó (*Xyrichtys novacula*) es común en las praderas de* Cymodocea nodosa *de la costa murciana. Fotografía: Javier Murcia.*

combinación de buceo y vídeo arrastrado. Además, se completó la distribución de *C. nodosa* y se determinó por primera vez la distribución de *Z. noltii*, ausente en las primeras cartografías. En 2008- 2009 se realizó en Murcia una nueva cartografía de los fondos marinos, esta vez por parte de la administración estatal (Estudios Ecocartográficos, MAGRAMA). Este nuevo estudio cartográfico empleó técnicas de sónar multihaz y video arrastrado. Los resultados de este nuevo proyecto han permitido disponer de modelos topográficos del terreno (batimetrías) altamente precisos, pero no ha aportado nada nuevo respecto a la distribución de las praderas marinas.

Para el presente Atlas, la versión más actualizada de la cartografía bionómica de la Comunidad Autónoma (CARM, 2004) ha sido completada con información cartográfica de praderas marinas adquirida recientemente, tanto en la parte mediterránea (Ruiz *et al.,* 2009c; Benedicto *et al.*, 2013) como en el Mar Menor (Belando *et al.,* 2014a,b). A partir de esta nueva versión se ha estimado que la superficie total de praderas de angiospermas marinas en Murcia es de 202,64 km^2. Esta cifra incluye la extensión de las praderas del Mar Menor, que es de 82,04 km^2 (ver Cuadro temático 1). De esta superficie total, la mayor parte, 55,69% (93,59% si no consideramos las praderas del Mar Menor), corresponde a las praderas de *P. oceanica* (112,86 km^2), con una distribución bastante asimétrica ya que el 75,6% de su superficie (85,3 km^2) se concentra en el sector nororiental. Aquí se encuentran las praderas más extensas de la región, cuyo límite inferior está a unos 4 km de distancia de la línea de costa debido a la amplitud de la plataforma. El resto de las praderas de *P. oceanica* se distribuyen a lo largo de la costa suroccidental, principalmente a partir de la isla de Las Palomas, formando una estrecha banda de anchura normalmente no superior a 1 km. Las praderas de *C. nodosa* (89,36 km^2) representan el 44,1% de la superficie total de praderas marinas. La mayor parte de las praderas de *C. nodosa* (83,3%) se encuentran en el Mar Menor, donde se encuentran también las escasas superficies de *R. cirrhosa* (1,46 km^2) presentes en el litoral murciano. Tan solo un 0,11% corresponde a *Z. noltii* (0,22 km^2). Las praderas de *C. nodosa* presentan una distribución más discontinua que las de *P. oceanica* por los factores explicados anteriormente, pero *Z. noltii* es sin duda la más rara y dispersa. En total se conocen 14 poblaciones de esta especie (mapas 1A y 2A) cuya superficie varía entre 0,01 y 10,21 hectáreas, la mayoría mezcladas con *C. nodosa*. En el sector nororiental de la región, tan solo se conoce la existencia de una población en Cabo de Palos.

CUADRO TEMÁTICO 1

EL MAR MENOR

Marín-Guirao[1], L., M.D. Belando[2], R. García-Muñoz[1], A. Ramos-Segura[1] y J.M. Ruiz[1].

[1]Centro Oceanográfico de Murcia. Instituto Español de Oceanografía, IEO.

[2]Asociación de Naturalistas del Sureste, ANSE.

Figura 1.1

Especies de macrófitos bentónicos dominantes en los fondos sedimentarios del Mar Menor (de arriba a abajo): las angiospermas Cymodocea nodosa *y* Ruppia cirrhosa *(Fotografías: Javier Murcia) y la clorofícea* Caulerpa prolifera *(Fotografía: Juan M. Ruiz).*

El Mar Menor es una de las lagunas costeras mayores de Europa con una extensión de 135 km^2 y una profundidad media de 3,6 m (máximo 7 m). Sus fondos son predominantemente arenosos y fangosos, con presencia reducida de fondos rocosos asociados a los afloramientos volcánicos que constituyen las islas del interior lagunar. El Mar Menor se encuentra separado del Mediterráneo por la Manga, un estrecho cordón arenoso de 22 km de longitud atravesado por unos canales o golas (Las Encañizadas, el canal de el Estacio y Marchamalo) por los que se produce un reducido intercambio de agua. Las bajas tasas de renovación de sus aguas junto con las escasas precipitaciones y las elevadas tasas de evaporación características del clima semiárido de la zona generan un déficit hídrico que provoca que la salinidad de la laguna sea notablemente superior (42-47 UPS) a la del Mediterráneo, mientras que su escasa profundidad provoca un rango térmico anual más amplio (10-31 ºC).

En la laguna se encuentran en la actualidad dos especies de angiospermas marinas: *Cymodocea nodosa* y *Ruppia cirrhosa*, con una distribución y abundancia bastante dispar entre ellas (Mapa 1A). Como ocurre en otras lagunas costeras similares, estas dos especies comparten protagonismo con un tercer macrófito dominante, la clorofícea *Caulerpa prolifera* (Figura 1.1). Estos tres macrófitos forman praderas monoespecíficas o mixtas en tres ambientes claramente diferenciados de la laguna: Las Encañizadas, los fondos someros perimetrales (hasta 2 m) y la cubeta central profunda de la laguna. Se conoce muy bien el ciclo productivo de las praderas de *C. nodosa* y *C. prolífera*, y los factores que lo controlan, gracias a los trabajos de Terrados & Ros (1991, 1992a,b, 1995a,b).

Las Encañizadas, con una extensión total de unos 2 km^2, son el principal canal natural de comunicación entre el Mar Menor y el Mediterráneo. El paisaje consiste en un mosaico de islotes emergidos densamente colonizados por vegetación halófita (como *Salicornia* sp. o *Suaeda* sp.) rodeados por una delgada lámina de agua, que es el hábitat de una rica y abundante avifauna (Robledano, 1995; Ballesteros-Pelegrín, 2014). La profundidad es muy escasa (entre 0,1 y 2,1 m), lo que causa la emersión de extensas superficies de sedimentos y praderas marinas cuando la marea está baja o la presión atmosférica es alta ("secas") (Figura 1.2).

Imagen general de la gola de La Encañizada con el nivel de las aguas bajo (fotografía inferior) y con lámina de agua (fotografía superior).

Fotografías: Juan M. Ruiz

Figura 1.2

Se trata de un tipo de humedal denominado "marisma pseudomareal" que bien podría considerarse entre las muy escasas representaciones del hábitat 1140 de la Directiva de Hábitat (llanuras no cubiertas por agua cuando hay marea baja) en el litoral español (Morales *et al.*, 2009). Debe su nombre a la presencia desde la antigüedad (Edad Media) de un arte de pesca formado por empalizadas de cañas o encañizada (Figura 1.3) dispuestas formando complejos laberintos en los que los peces quedan atrapados y pueden ser capturados. En el mapa de la figura 1.4 se muestra con detalle y precisión la distribución actual de la vegetación marina bentónica en La Encañizada, obtenida por primera vez por un equipo conjunto del Instituto Español de Oceanografía (IEO) y la Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE) (Belando *et al.*, 2014a). La Encañizada es la zona del Mar Menor donde se encuentran las praderas más extensas de *R. cirrhosa*, donde ocupa una superficie de 0,86 km^2, aunque *C. nodosa* ocupa extensiones mayores (1,29 km^2). *R. cirrhosa* domina en las partes más someras y confinadas del paraje de las Encañizadas, más

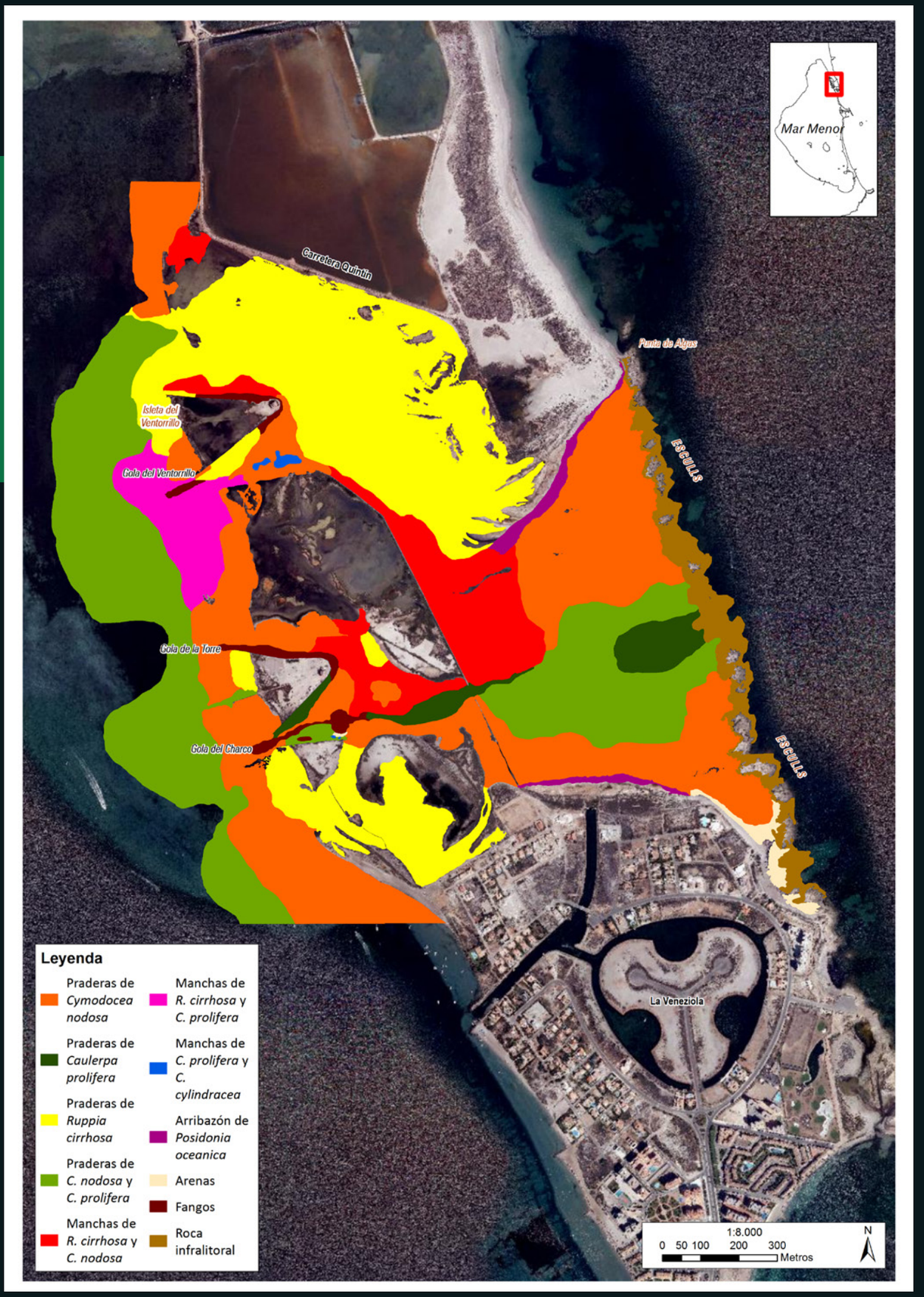
Figura 1.3

Imagen de La Encañizada, arte de pesca tradicional empleado desde la Edad Media por los Árabes.

Fotografía: Jose Luis Villaescusa.

Figura 1.4

Mapa de distribución de la vegetación bentónica del enclave natural de La Encañizada. Mapa base: ortofoto de 2009 del servicio de infraestructura de datos espaciales de referencia de la Región de Murcia (Cartomur).



expuestas a la emersión, mientras que *C. nodosa* domina en las partes menos confinadas y con mayor influencia del flujo de aguas lagunares y mediterráneas. Esta distribución coincide con lo que se conoce de la biología y ecología de ambos macrófitos. Ambas son especies muy plásticas y euribiontes, pero las especies de *Ruppia* sp. han mostrado ser más tolerantes a condiciones extremas de salinidad, temperatura y desecación que el resto de angiospermas marinas.

En el resto de la laguna, un estudio cartográfico reciente realizado por el mismo equipo mencionado anteriormente, ha permitido conocer que actualmente existen un total de 6,25 km^2 de praderas monoespecíficas de *C. nodosa*, 74,21 km^2 de praderas mixtas de *C. nodosa* y *C. prolifera*, 51,5 km^2 de *C. prolifera* y 0,69 km^2 de *R. cirrhosa* (Belando *et al.*, 2014b). Las angiospermas marinas se distribuyen en un área que es, aproximadamente, el 60% de toda la superficie lagunar. Las praderas de *C. nodosa* y *R. cirrhosa* dominan en el margen perimetral somero de la laguna, mientras que la cubeta central (profundidad superior a 3 m), que ocupa el 83% de toda la superficie lagunar, se encuentra dominada por pradera mixta de *C. nodosa* y *C. prolifera*. Esta distribución parece reflejar las diferentes preferencias ecológicas descritas para ambos macrófitos (Terrados & Ros, 1991; Terrados & Ros, 1992a,b; Terrados & Ros, 1995a,b; García-Sánchez *et al.*, 2012). *C. prolifera* es más bien una planta de sombra, mejor adaptada a las zonas profundas menos iluminadas, mientras que *C. nodosa*, con mecanismos de fotoprotección más eficaces y mayores requerimientos de luz, se encuentra mejor adaptada a las zonas someras con mayor iluminación. Estudios anteriores describen la distribución de estas praderas profundas mixtas de *C. nodosa* en la laguna (Ballester, 1985; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2012) sugiriendo una reducción progresiva de su área desde los años 1980. Otros autores apuntan incluso que estas praderas mixtas profundas han desaparecido casi por completo en la actualidad (Calvín *et al.,* 1999; Lloret *et al.*, 2005). Sin embargo, esta idea de una regresión de las praderas de *C. nodosa* en las últimas décadas no parece sostenerse en el Mar Menor de acuerdo con la situación actual descrita anteriormente. Ello no implica que las praderas lagunares no hayan sido afectadas por la actividad humana, aspecto que requiere estudios más detallados. Al tratarse de un cuerpo de agua semicerrado, el ecosistema lagunar es muy vulnerable a los impactos de la actividad humana, particularmente concentrados en su entorno debido al intensivo desarrollo turístico y agrícola experimentado por la zona (Mapa 1B), razón por la cual en la laguna se solapan varias figuras de protección (LIC Mar Menor, ZEPIM y RAMSAR). Antes de las grandes transformaciones producidas por la acción directa del hombre, la laguna se caracterizaba por tener aguas oligotróficas e hipersalinas (70-53 UPS) dominadas por fondos sedimentarios con praderas de *C. nodosa* o "entinas", aunque en realidad no se dispone de información precisa y fiable de la distribución de las angiospermas marinas en esa época (Navarro, 1927; Lozano, 1954). En la década de los 70, el dragado de la gola de El Estacio, realizado para permitir la navegación entre la laguna y el Mediterráneo, constituyó el hito principal responsable del cambio de la hidrografía lagunar y su ecosistema. Esta actuación produjo un incremento significativo en las tasas de intercambio de agua con el Mediterráneo que provocó un proceso de "mediterraneización" de la laguna, consistente en una suavización de la salinidad y de las temperaturas extremas estivales e invernales (Mas, 1994). Estos cambios permitieron la entrada y el asentamiento de especies mediterráneas, como el alga *C. prolifera* y la Nacra (*Pinna nobilis*) capaces de tolerar las nuevas condiciones de las aguas lagunares.

De forma paralela, se produjo un cambio en las prácticas agrícolas desarrolladas en la extensa superficie del campo de Cartagena que ocupa gran parte de la cuenca de drenaje de la laguna, donde los cultivos tradicionales de secano fueron sustituidos por cultivos intensivos de regadío. Este cambio conllevó un marcado incremento en el aporte a la laguna de aguas excedentarias agrícolas con elevada carga de nutrientes y partículas en suspensión que incrementaron notablemente la turbidez de sus aguas (Velasco *et al.*, 2006). Junto con los nutrientes, en la laguna se produce la entrada de un gran número de contaminantes orgánicos, entre los que destacan los productos fitosanitarios empleados de forma habitual en la agricultura intensiva. Esta entrada se produce de forma discontinua a través de las ramblas, de las aguas subterráneas y por los emisarios de aguas residuales urbanas, y se produce especialmente durante los episodios de lluvias torrenciales, que en el caso de la Rambla del Albujón representan el 70% del total anual que entran en la laguna (Moreno-González *et al.*, 2013a). Las concentraciones de pesticidas varían estacionalmente tanto en cantidad, con

valores máximos en otoño, como en calidad, con predominio de los insecticidas y herbicidas en primavera y verano y de los fungicidas en otoño e invierno (Moreno-González *et al.*, 2013b). Se han detectado importantes concentraciones de estas sustancias en los tejidos foliares y rizomatosos de *C. nodosa* y *R. cirrhosa* de zonas próximas a la desembocadura de las ramblas del Albujón y Carrasquilla (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2000).

Históricamente los residuos mineros procedentes de la sierra de Cartagena-La Unión eran vertidos directamente a la laguna a través de las ramblas de El Beal, Ponce y Carrasquilla, y aunque en la actualidad dicha actividad ha cesado, los metales siguen entrando arrastrados por las escorrentías de las lluvias torrenciales y acumulándose en los sedimentos lagunares. Curiosamente, sobre estos sedimentos se encuentra una de las mayores praderas de *C. nodosa* de la laguna, cuyas plantas acumulan grandes cantidades de metales en sus tejidos sin mostrar síntomas de efectos adversos ni haberse apreciado signos evidentes de regresión (Marín-Guirao *et al.*, 2005).

Por otro lado, la expansión turística y urbanística experimentada en las últimas décadas ha dado lugar a una gran artificialización del entorno lagunar, pudiendo considerarse ésta como otra de las principales causas que han modificado profundamente el ecosistema. Este desarrollo ha ocasionado notables impactos debido a la construcción de puertos, paseos marítimos, espigones, la creación y regeneración de playas y las ganancias de terreno a la laguna para la edificación. Todas estas actuaciones han producido el enterramiento y la destrucción de amplias superficies en gran medida responsables de la desaparición de las praderas de angiospermas a lo largo de la orilla interior norte y oeste frente a las localidades de San Pedro, Santiago de la Ribera, San Javier, Los Alcázares o Los Urrutias.

En la actualidad, la laguna, a pesar de todas las presiones e impactos mencionados, no parece estar en una situación de deterioro grave o irreversible en comparación con otras lagunas costeras mediterráneas con problemas de eutrofización evidentes. No obstante, se ha sugerido que esta aparente capacidad homeostática del Mar Menor podría encontrarse próxima a su límite y sobrepasarlo hacia un estado alternativo irreversible si no se produce un mayor control de las actividades y usos que se dan en su entorno. Esta supuesta resiliencia de la laguna podría estar relacionada con dos procesos que actúan de forma complementaría. Por un lado, se ha sugerido la existencia de un control planctónico de los procesos de eutrofización durante los meses cálidos por parte de la enorme proliferación de medusas, que ayudaría a impedir el crecimiento excesivo de fitoplancton (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002). Por otro lado, existiría un control bentónico ejercido por el denso lecho de vegetación bentónica sobre los nutrientes de la columna de agua (Terrados & Ros, 1991; Lloret *et al.*, 2005). A este control bentónico, en los últimos años, podrían sumarse otros componentes con elevada capacidad filtradora como *P. nobilis*, cuyas poblaciones han experimentado una fuerte expansión durante los últimos años. No obstante, serían necesarios estudios más específicos para determinar la relevancia real de estos compartimentos bentónicos en el control de los nutrientes y la materia orgánica de la columna de agua.

Finalmente, el cambio climático global representa una seria amenaza para este ecosistema costero, especialmente en verano debido al incremento en la incidencia e intensidad de las olas de calor estivales y a la elevada sensibilidad de *C. prolifera* a los incrementos de temperatura (Terrados & Ros, 1992b, 1995b). Así pues, hipotéticamente, durante una ola de calor la abundancia del alga podría verse reducida o incluso desaparecer, de forma que los nutrientes quedarían disponibles para el fitoplancton, intensificando los procesos de eutrofización y sus efectos negativos sobre las comunidades bentónicas (Lloret *et al.*, 2008). Sin embargo, esto es por ahora una hipótesis no fundamentada por ningún tipo de evidencia empírica o experimental y sobre la que será necesario trabajar en futuros estudios.

Detalle de **Hippocampus gutulatus** *(Caballito de mar) en una pradera de* **Ruppia cirhosa**.

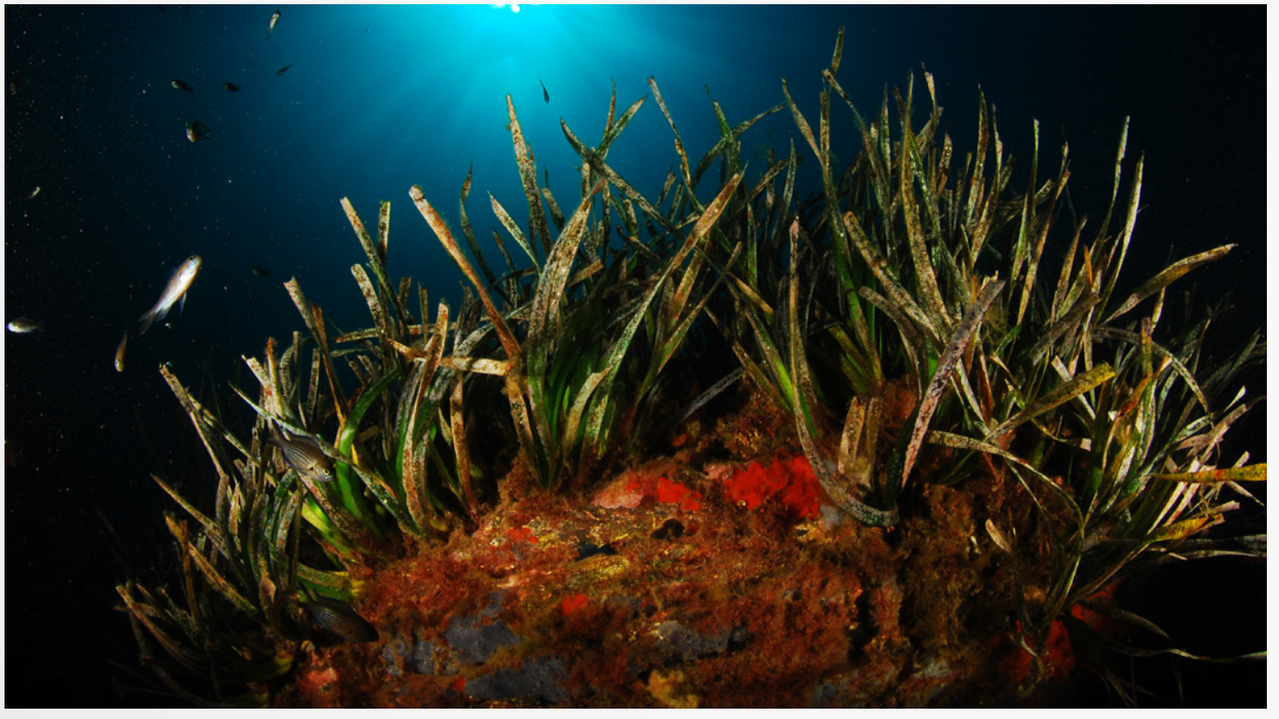
Fotografía: Juan M. Ruiz.

Presiones y amenazas

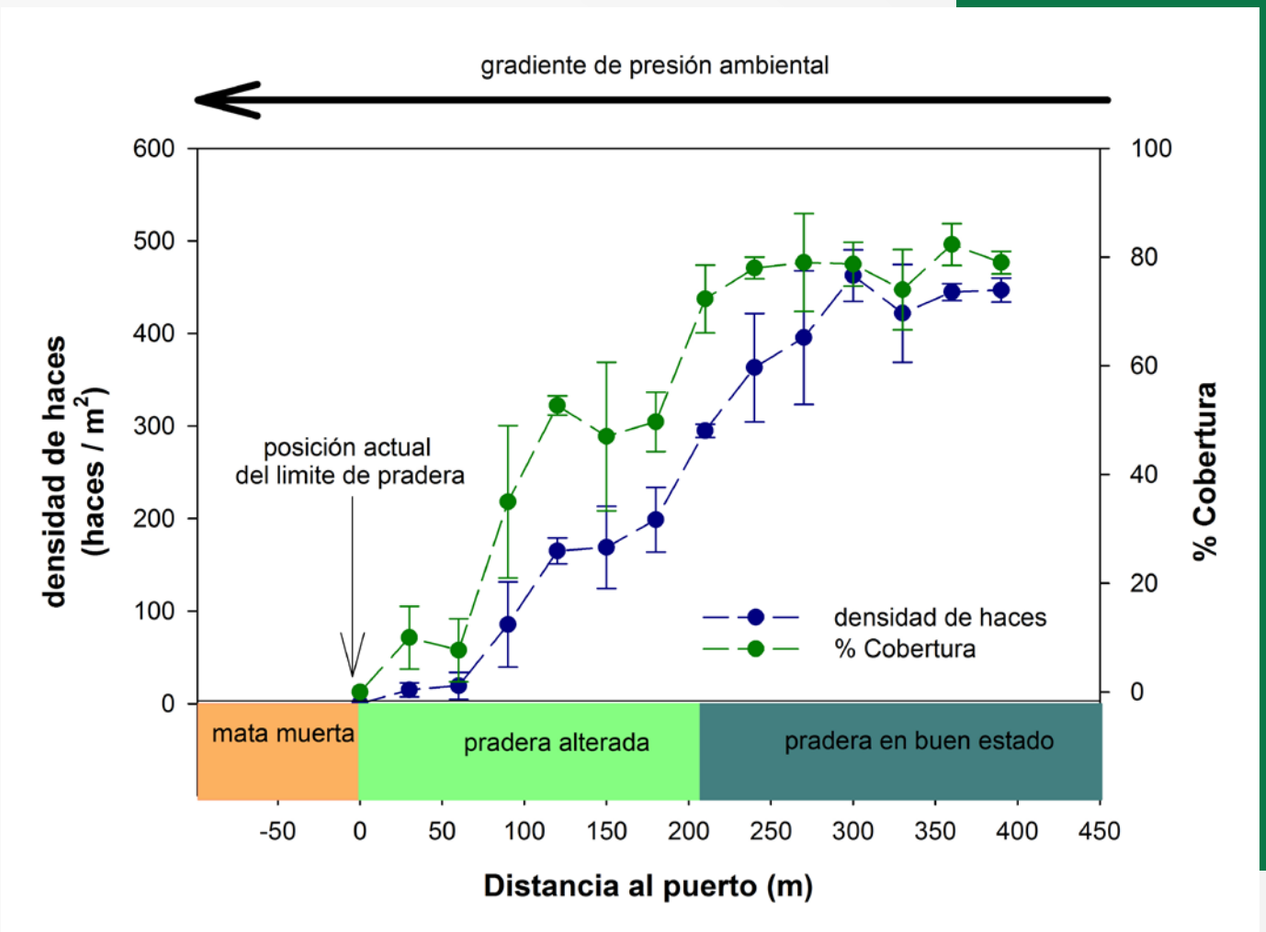
La ubicación de las actividades humanas que dan lugar a las presiones e impactos que se comentan a lo largo de este apartado se muestra en los mapas 1B y 2B al final de este capítulo.

Pesca de arrastre y otras modalidades de pesca

Las flotas de pesca de arrastre de San Pedro del Pinatar, Cartagena, Mazarrón y Águilas, junto con las de Santa Pola y Garrucha, han faenado de forma casi continua durante muchas décadas en las aguas costeras del litoral murciano, causando la degradación de extensas superficies de praderas de *Posidonia oceanica* a partir de 18-20 metros de profundidad. La declaración de *P. oceanica* como hábitat de interés pesquero y la prohibición de faenar a profundidades inferiores a 50 m, motiva en los años 90 la instalación de campos de arrecifes artificiales anti-arrastre para proteger las praderas (ver Mapas y apartado Gestión y conservación; Marhuenda *et al.*, 2000). Con el tiempo, el efecto disuasorio de estos arrecifes artificiales, la mejora de los sistemas de vigilancia *in situ* y la reducción del tamaño de la flota arrastrera se ha traducido en una disminución considerable de la incidencia de este impacto, y ha detenido en buena medida el proceso de regresión en que se encontraban las praderas sometidas al efecto del arrastre (Ruiz *et al.*, 2014). Debido a la escasa capacidad de recolonización de *P. oceanica* (González-Correa *et al.*, 2005), los efectos de este impacto todavía permanecen en forma de grandes extensiones de mata muerta que han podido ser cartografiados (Mapas 1B y 2B). Buena parte de la pesca artesanal (p.ej. trasmallo, chirretera) se basa en especies objetivo estrechamente relacionadas con las praderas (*Mullus surmuletus, Aphia mi-*



Posidonia oceanica *sobre roca en Cabo de Palos. Fotografía: Javier Ferrer.*



Variación de la densidad de haces y del porcentaje de cobertura de la pradera de Posidonia oceanica *a lo largo de un transecto dispuesto desde el interior de la dársena del puerto de Águilas (0 m) hacia las zonas externas circundantes (400 m). A medida que avanzamos hacia el interior de la dársena portuaria se produce una disminución gradual de los descriptores mencionados, indicando la degradación estructural y funcional de la pradera hasta su desaparición total debido al incremento de la turbidez, las concentraciones de nutrientes y contaminantes y el enterramiento por sedimentos fangosos y anóxicos.*

Fuente: Adaptado de Ruiz & Romero, 2003.

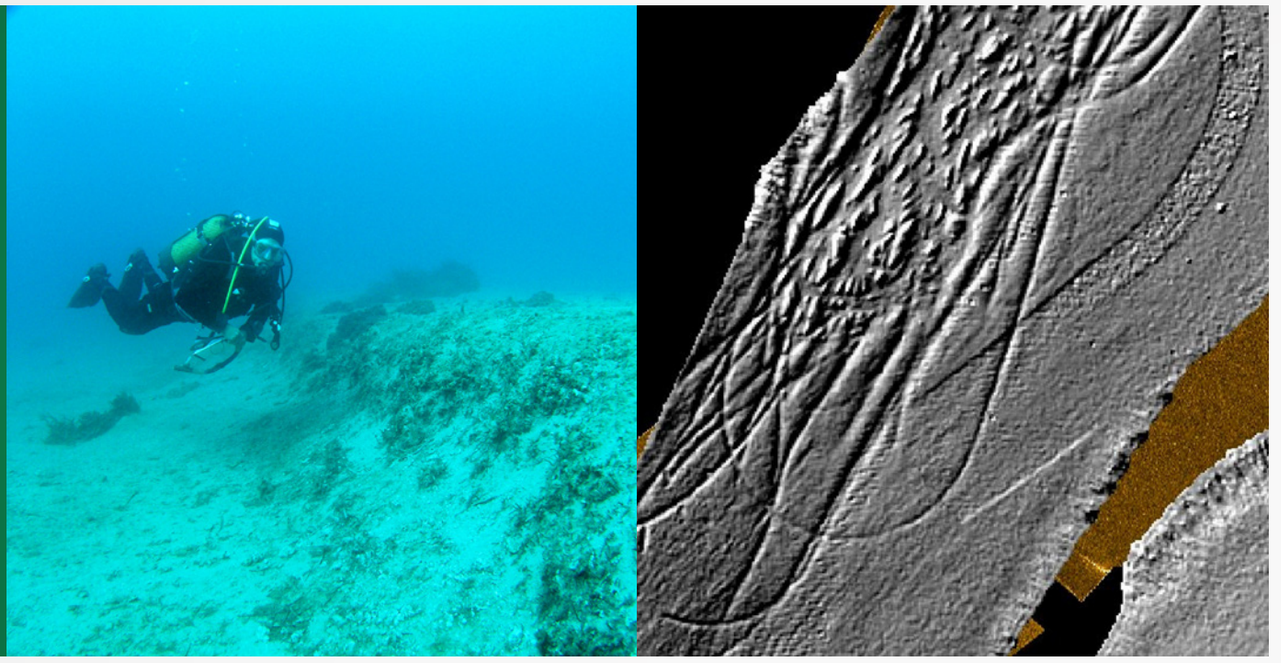
Figura 5

nuta, etc.), pero su actividad se realiza de forma sostenible ya que no supone la destrucción del hábitat. Sólo en Isla Plana (Cartagena), la pesca de la chirla (*Chamelea gallina*) mediante rastrillo causó importantes alteraciones en una extensa pradera de C*ymodocea nodosa*. Finalmente la pesquería de chirla sufrió un colapso y actualmente este tipo de pesca ya no se realiza.

Infraestructuras costeras y dragados

El puerto de Cartagena y la dársena de Escombreras son las mayores infraestructuras portuarias del litoral murciano. La construcción de la dársena de Cartagena se inició en el siglo XVIII en una amplia bahía en la que, según prospecciones realizadas por el Museo Nacional de Arqueología Subacuática de Cartagena, existían potentes estratos de mata muerta de *P. oceanica* bajo una capa de fangos portuarios en diferentes localizaciones. Esto indica que los fondos originales de la bahía se encontraban colonizados por una importante pradera de *P. oceanica*.

Los puertos pesqueros de San Pedro del Pinatar, Mazarrón y Águilas fueron construidos entre los años 50 y 60 sobre fondos colonizados por praderas de *P. oceanica*. Desde la dársena interna de estos puertos se observa un gradiente de degradación de la pradera de varios cientos de metros, en respuesta a las alteraciones de la hidrodinámica y de la sedimentología local, principalmente un incremento de la turbidez de la columna de agua, las concentraciones de nutrientes y materia orgánica y la hipersedimentación (Ruiz & Romero, 2003; Figura 5). A partir de los años 60 se inicia el desarrollo turístico costero de esta región, que conlleva la urbanización masiva de La Manga del Mar Menor y su entorno. En las siguientes décadas (80-90), se impulsa la construcción de puertos deportivos y playas artificiales, mayoritariamente concentradas en Águilas y Mazarrón, que han afectado de forma tanto directa (sepultamiento) como indirecta (resuspensión, contaminación, etc.) a praderas de *P. oceanica, C. nodosa* y *Zostera noltii*. Además, la presencia de estas construcciones ha interaccionado con fenómenos naturales más o menos periódicos (riadas),



Izda.: escarpe de mata muerta de Posidonia oceanica *producido por un dragado. Fotografía: J.M. Ruiz.*

Dcha.: modelo digital del terreno mostrando los surcos causados por un dragado en la mata de una pradera de Posidonia oceanica *en la localidad de Águilas hace más de 30 años, obtenida mediante ecosonda multihaz en 2013.*

Fuente: Juan Acosta y Jesús Rivera, IEO.

Figura 6

intensificando y acelerando los procesos de degradación de las praderas (Ruiz *et al.*, 1993; Ruiz, 2000). Por otro lado, para la construcción de las playas artificiales se realizaron dragados sobre amplias superficies de praderas de *P. oceanica*, cuyos efectos persisten hoy en día sin apenas recuperación (Figura 6; Mapa 2B).

Vertidos

Entre las décadas de los 50 y de los 90 del siglo XX, los vertidos de la minería de la sierra de Cartagena-La Unión causaron la anegación total de la bahía de Portman y la desaparición de extensas superficies de praderas de *P. oceanica* (Benedicto *et al.*, 2013; Figura 7). Actualmente, esta es una de las zonas con mayor contaminación por metales pesados del litoral mediterráneo español (Benedicto *et al.*, 2008; Martínez-Gómez *et al.*, 2012). En esta misma zona, en la dársena de Escombreras, se concentra una amplia variedad de vertidos altamente contaminantes procedente de los diversos complejos industriales allí instalados (central térmica, refinería, fertilizantes, etc.). Además, este sector costero sufre una de las densidades de tráfico marítimo pesado más elevadas del Mediterráneo. Por otro lado, la contaminación de las dársenas portuarias de Cartagena y Escombreras difunde hacia las áreas marinas circundantes. En conjunto, se trata de una amplia zona altamente contaminada por hidrocarburos y otros tipos de contaminantes. Estudios realizados en la zona han descrito efectos subletales asociados a estos contaminantes en individuos de mejillón y salmonete rojo procedentes del área marina adyacente a Cartagena (Martínez-Gómez *et al.*, 2008; Benedicto *et al.*, 2011; Fernández *et al.*, 2010, 2011). No se han

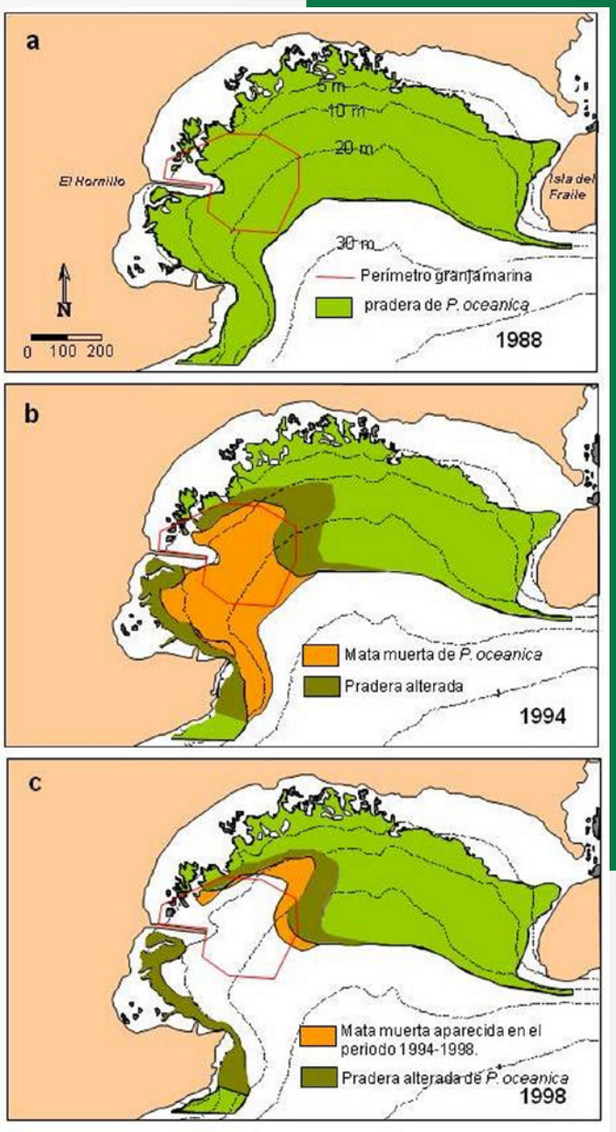
Figura 7

Estado original de la Bahía de Portman (La Unión) en 1928 (izda.; vuelo Ruiz de Alda) y estado en 2009 totalmente anegada por los estériles mineros (dcha.; Plan Nacional de Ortofotografía Aérea, PNOA).

estudiado los efectos específicos de este tipo de contaminación sobre las angiospermas marinas de la zona, pero la combinación de los vertidos mineros, los vertidos industriales y la contaminación portuaria son la causa más probable de la ausencia casi total de praderas marinas en todo este sector costero. Se desconoce el efecto de este tipo de contaminación en las praderas más próximas a esta zona (por ejemplo, en la isla de Las Palomas), así como las adyacentes al resto de dársenas portuarias (pesqueras y deportivas) de la región.

La acuicultura en jaulas flotantes ha experimentado un notable desarrollo en Murcia en las últimas tres décadas. En el periodo 1988-1998, los vertidos de una granja marina causaron la pérdida de 11,3 ha de pradera de *P. oceanica* y la degradación de otras 9,8 ha debido a la reducción de la disponibilidad de luz, la anoxificación de los sedimentos y la intensificación de la abundancia y actividad de las poblaciones de los macroherbívoros *Sarpa salpa* y *Paracentrotus lividus* (Ruiz *et al.*, 2001; Ruiz *et al.*, 2009b; Figura 8). A raíz de este caso particular, la administración regional obligó a alejar las futuras instalaciones acuícolas de estos y de otros hábitats vulnerables. No obstante, en algunos casos la distancia de las instalaciones a la pradera no ha sido suficiente para evitar la influencia de los vertidos (Ruiz *et al.*, 2014) y en otros casos, aunque se ha evitado dañar la pradera de *P. oceanica*, se ha producido un impacto sobre otras comunidades bentónicas vulnerables, como las de algas calcáreas o el maërl (Aguado & Ruiz, 2012). Un caso particular es el complejo de instalaciones acuícolas frente a la localidad de San Pedro del Pinatar. Allí, mediante técnicas de isótopos estables del nitrógeno, se detectó la influencia de los vertidos de estas instalaciones en los límites inferiores de la pradera de *P. oceanica*, a pesar de que éstos se encuentran a una distancia de 1,5 km de las granjas marinas (Ruiz *et al.*, 2010a; García-Sanz *et al.*, 2010, 2011). Teniendo en cuenta que la producción anual del complejo acuícola ha alcanzado las 7.000 toneladas entre 2005 y 2013, y que en la misma zona vierte un emisario de aguas residuales urbanas y otro de salmuera, el riesgo de regresión de esta pradera es muy elevado y, de hecho, ya se dispone de evidencias de ello.

La desalinización de agua marina ha sido otra industria en expansión en el litoral Murciano. En total existen 9 plantas desalinizadoras cuyos vertidos hipersalinos se localizan en zonas próximas a praderas de angiospermas marinas. La mayoría producen vertidos de poca entidad (0,02-9 hm^3 / año) y de uso agrícola. Las de mayor volumen de vertido (55-78 hm^3 / año) se localizan en Águilas, Valdelentisco (Cartagena) y San Pedro del Pinatar, y son las dedicadas a abastecimiento de agua a la población. En estos tres casos se construyó un emisario para evitar el vertido de salmuera directo sobre la pradera de *P. oceanica*, aunque la propia construcción del emisario supuso la destrucción de cierta extensión de pradera. Por otro lado, y de acuerdo con la aplicación de estrictas medidas de control de estos vertidos (Sánchez-Lizaso *et al.*, 2008), parece haberse evitado la influencia de las salmueras sobre las praderas de angiospermas marinas.



Regresión de la pradera de Posidonia oceanica *en la bahía de El Hornillo (Águilas) causada por el impacto de los vertidos de una granja marina con una producción anual de 700-800 Tn de dorada y lubina. a) Distribución de la pradera en 1988, justo al inicio de la actividad acuícola; b) estado de la pradera 6 años después (1994), donde se aprecia la superficie de pradera que se ha perdido (mata muerta) y una extensión de pradera alterada; c) 10 años después la situación es similar a la anterior excepto en que la superficie de pradera perdida ha incrementado.*

Fuente: adaptado de Ruiz et al.*, 2001.*

Figura 8

Fuera de estos vertidos localizados, deben existir aportes difusos de nutrientes y contaminantes, que alcanzan el medio marino a través de las ramblas, la escorrentía, las aguas subterráneas y la atmósfera. Sin embargo, se desconoce su importancia y los posibles efectos que puedan estar teniendo sobre las praderas de angiospermas marinas y otras comunidades marinas.

Fondeo

Entre los fondeaderos regulados, al menos 8 se localizan sobre la pradera de *P. oceanica* o muy cerca de sus límites. Por otro lado, existen unos 15 fondeaderos no sujetos a ningún tipo de regulación en los que el fondeo se realiza sobre las praderas marinas (Ruiz & Ramos, 2007; Mapas 1B y 2B). De estos últimos, unos son temporales y otros están dotados de estructuras permanentes de fondeo (muertos y cadenas) que han causado importantes alteraciones mecánicas sobre la estructura y paisaje de las praderas (Cuadro temático 2).

CUADRO TEMÁTICO 2

IMPACTOS DEL FONDEO SOBRE LA PRADERA DE *POSIDONIA OCEANICA*

En la Región de Murcia existen numerosos fondeaderos de embarcaciones sobre praderas de *Posidonia oceanica* que no se encuentran sujetos a ningún tipo de regulación por parte de la Administración. Algunos de ellos tienen carácter permanente debido a la instalación de estructuras de fondeo consistentes en muertos de hormigón, cadenas y cabos (Figura 2.1 (A)). El fondeadero de La Azohía (Figura 2.1 (B)) es uno de los casos en los que los efectos negativos del fondeo sobre la pradera de *P. oceanica* han sido más aparentes y extensos. Este fondeadero ha llegado a albergar más de 40 embarcaciones con sus correspondientes fondeos, la mayoría instalados sobre la pradera. En la imagen aérea se aprecia una parte oscura que corresponde a la pradera de *P. oceanica*, salpicada de numerosos claros en los que la vegetación ha desaparecido a consecuencia de la presencia de estos fondeos. Además de estos efectos mecánicos directos, otros posibles efectos negativos asociados a las zonas ocupadas por fondeaderos permanentes sobre las praderas son el vertido de aguas sucias de sentinas y de todo tipo de residuos, incluidas embarcaciones enteras que no resisten los temporales y que permanecen hundidas y abandonadas (Figura 2.1 (C)).

Un caso bien documentado es el de Cala Cerrada, en Cabo Tiñoso, que es un enclave natural de gran belleza paisajística, en el que la pradera de *P. oceanica* ha experimentado una drástica regresión a partir de 2005 (Figura 2.1 (D) y (E)). En ausencia de otras perturbaciones, la causa más probable de dicha regresión es la erosión mecánica causada por la instalación de fondeos de hormigón no autorizados y el fondeo con anclas, así como la frecuentación masiva de buceadores en formación.

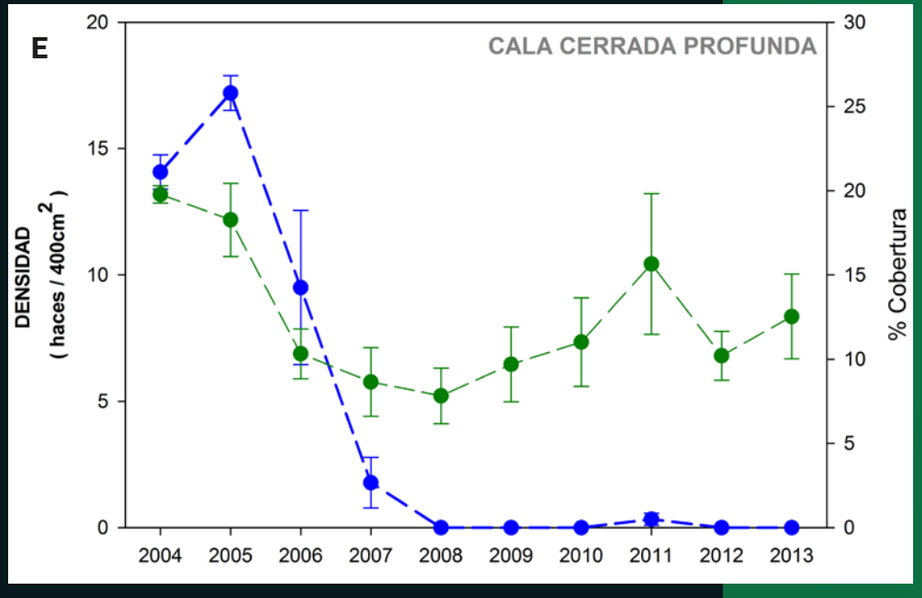


Figura 2.1

(Foto A) Alteraciones en la pradera de Posidonia oceanica *en Cala Cerrada (Cabo Tiñoso) debidas al fondeo. (Foto B) Imagen aérea del fondeadero de La Azohía pudiéndose apreciar los claros producidos por el fondeo. Fuente: Cartomur. (Foto C) Alteraciones en la pradera de* Posidonia oceanica *en el fondeadero de La Azohía. (Foto D) Piqueta que marcaba el límite inferior de la pradera de Cala Cerrada (Cabo Tiñoso) en 2004, y que ha retrocedido varias decenas de metros. (Foto E) Evolución de la densidad de haces y el porcentaje de cobertura en esta pradera desde 2004. Fuente: red de seguimiento de* Posidonia oceanica *de la Región de Murcia (Ruiz* et al.*, 2013b).*

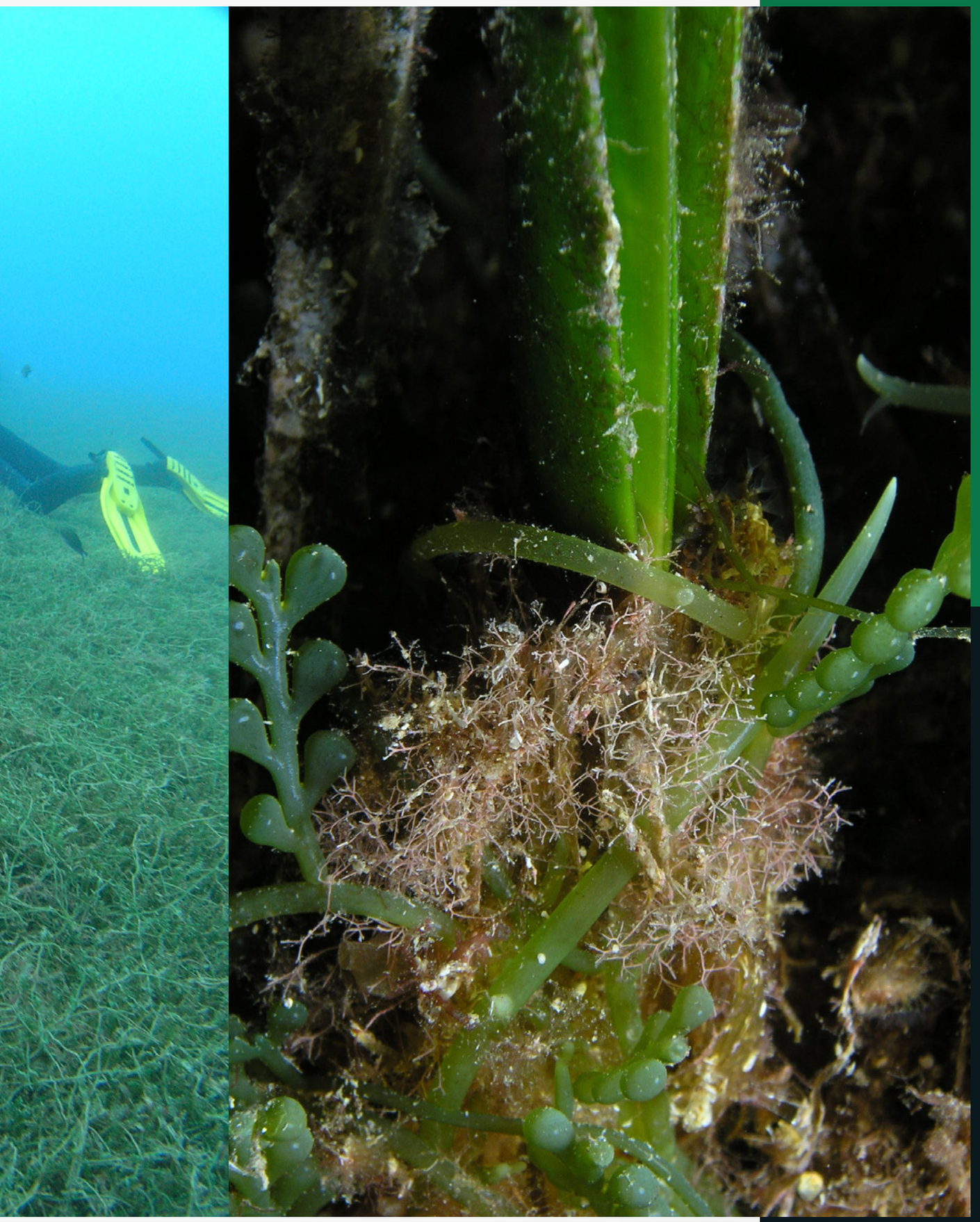
Fotografías: Juan M. Ruiz.

Especies invasoras

En la Región de Murcia se ha observado la presencia de los macrófitos invasores *Caulerpa cylindracea, Womersleyella setacea, Lophocladia lallemandii* y *Asparagopsis taxiformis*, de los cuales solo *C. cylindracea* ha tenido una expansión masiva y casi generalizada y ha llegado a considerarse una amenaza potencial para las praderas de angiospermas marinas. La presencia del alga fue observada por primera vez en 2005 frente las playas de Calblanque y posteriormente la dispersión ha sido muy rápida. En isla Grosa, una colonia de 221 m^2 fue capaz de incrementar la superficie colonizada a 0,97 ha en tan solo un año (2007-2008), y en ese mismo tiempo el área colonizada en Cabo Tiñoso pasó de 13,7 ha a 89 ha (Ruiz *et al.*, 2011; Figura 9). Tras esta fase inicial de introducción y expansión, la abundancia del alga experimentó una reducción considerable, con amplias fluctuaciones interanuales, y parece haber alcanzado una fase de establecimiento o naturalización (sensu Blackburn *et al.*, 2011). En cualquier caso, se ha comprobado experimentalmente que a lo largo de todo este periodo (unos 9 años) el alga no ha sido capaz de penetrar ni de alterar los densos doseles foliares de la pradera de *P. oceanica* (J. Bernardeau Esteller, Tesis Doctoral, datos no publicados). Estos resultados apoyan la hipótesis de la elevada resiliencia de las praderas de *P. oceanica* a este macrófito invasor y su papel de barrera ecológica contra su dispersión (Bernardeau-Esteller *et al.*, 2015; Marín-Guirao *et al.*, en prensa). Se desconocen los efectos que ha tenido esta invasión sobre las praderas de *C. nodosa* y *Z. noltii* de la Región de Murcia.

Cambio climático

La floración masiva registrada en 2003 en Murcia, y en la mayoría de las regiones del Mediterráneo Occidental, se relacionó con los efectos de la ola de calor que sufrió Europa el verano de ese mismo año. Se prevé que la intensidad y frecuencia de estas anomalías climáticas aumente en las aguas costeras del litoral Murciano debido al cambio climático, con un elevado potencial de afectación al funcionamiento y estructura de las praderas de angiospermas marinas (Díaz-Almela *et al.*, 2007; Olsen *et al.*, 2012). Por ahora, se desconoce en qué medida las praderas marinas de Murcia se verán afectadas por estos cambios y cual será su capacidad de respuesta.



Izda.: fondos infralitorales de Cabo Tiñoso (-22 m) completamente invadidos por Caulerpa cylindracea *en verano de 2009. Dcha.: el alga invasora es capaz de colonizar los rizomas basales de* Posidonia oceanica *en los márgenes de la pradera, pero apenas es capaz de penetrar y desarrollar grandes biomasa en su interior debido, entre otros factores a la fuerte limitación de luz.*

Fotografías: Juan M. Ruiz.

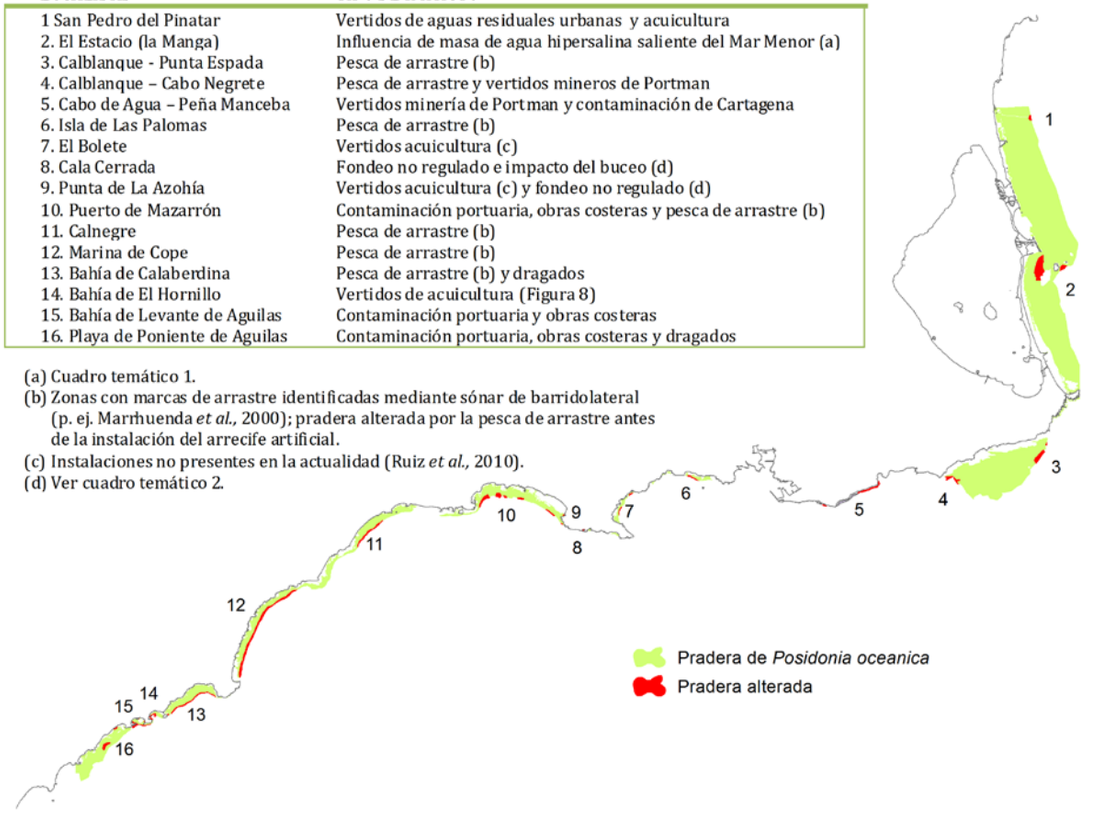
Figura 9

Estado y tendencias

En el caso de *Posidonia oceanica*, la superficie de mata muerta se puede emplear como un indicador del área de pradera perdida a causa de la actividad humana. Los trabajos de cartografía más recientes (CARM, 2004), diversas publicaciones científicas (Ruiz *et al.*, 2001, 2003) e informes técnicos han permitido cuantificar con cierta precisión estas superficies asociadas a diferentes presiones antrópicas (Mapas 1A y 2A). Por otro lado la comparación de imágenes aéreas actuales con las de vuelos antiguos, el más remoto de 1956, ha permitido estimar las pérdidas de praderas someras por ocupación directa de obras costeras. En conjunto, y solo para la parte mediterránea, se estima que la superficie de pérdidas directas y totales de praderas de angiospermas marinas es de 4,82 km^2, atribuibles mayoritariamente a la pesca de arrastre (53,6%) y a la construcción de puertos (comerciales y deportivos; 18,4%), y, en menor medida, a las playas artificiales (5,4%), a las granjas marinas (3,6%) y a la construcción de emisarios (1,03%). A esta superficie hay que añadir unos 2,75 km^2 que fueron sepultados por los estériles mineros vertidos en la bahía de Portman (Benedicto *et al.*, 2013), lo que da un total de 7,57 km^2. Esta superficie es 7,3 veces mayor que el área de mata muerta de

LOCALIDAD	TIPO DE IMPACTO
1 San Pedro del Pinatar	Vertidos de aguas residuales urbanas y acuicultura
2. El Estacio (la Manga)	Influencia de masa de agua hipersalina saliente del Mar Menor (a)
3. Calblanque - Punta Espada	Pesca de arrastre (b)
4. Calblanque – Cabo Negrete	Pesca de arrastre y vertidos mineros de Portman
5. Cabo de Agua – Peña Manceba	Vertidos minería de Portman y contaminación de Cartagena
6. Isla de Las Palomas	Pesca de arrastre (b)
7. El Bolete	Vertidos acuicultura (c)
8. Cala Cerrada	Fondeo no regulado e impacto del buceo (d)
9. Punta de La Azohía	Vertidos acuicultura (c) y fondeo no regulado (d)
10. Puerto de Mazarrón	Contaminación portuaria, obras costeras y pesca de arrastre (b)
11. Calnegre	Pesca de arrastre (b)
12. Marina de Cope	Pesca de arrastre (b)
13. Bahía de Calaberdina	Pesca de arrastre (b) y dragados
14. Bahía de El Hornillo	Vertidos de acuicultura (Figura 8)
15. Bahía de Levante de Aguilas	Contaminación portuaria y obras costeras
16. Playa de Poniente de Aguilas	Contaminación portuaria, obras costeras y dragados

(a) Cuadro temático 1.
(b) Zonas con marcas de arrastre identificadas mediante sónar de barridolateral (p. ej. Marrhuenda *et al.*, 2000); pradera alterada por la pesca de arrastre antes de la instalación del arrecife artificial.
(c) Instalaciones no presentes en la actualidad (Ruiz *et al.*, 2010).
(d) Ver cuadro temático 2.



Distribución de las superficies de praderas alteradas en el litoral mediterráneo de la Región de Murcia y presiones con las que se encuentran relacionadas. No se incluyen las áreas de mata muerta, indicadas en los mapas 1A y 2A.

Fuente: CARM, 2004; Juan M. Ruiz-IEO, datos propios.

Figura 10

A) Densidad de haces (haces/400 cm^2)

	MUY ALTA (> +45%)	ALTA (+45 - +15 %)		NORMAL (+15 - -15%)		BAJA (-15 - 45%)		MUY BAJA (< -45%)
Prof	inferior	superior	inferior	superior	inferior	superior	inferior	superior
1	67,4	67,4	53,5	53,5	39,5	39,5	25,6	25,6
5	51,8	51,8	41,1	41,1	30,4	30,4	19,6	19,6
10	38,7	38,7	30,7	30,7	22,7	22,7	14,7	14,7
15	30,9	30,9	24,5	24,5	18,1	18,1	11,7	11,7
20	25,9	25,9	20,5	20,5	15,2	15,2	9,8	9,8
25	21,0	21,0	16,6	16,6	12,3	12,3	8,0	8,0
30	13,7	13,7	10,9	10,9	8,0	8,0	5,2	5,2

B) Porcentaje de cobertura (%)

	MUY ALTA (> +45%)	ALTA (+45 - +15 %)		NORMAL (+15 - -15%)		BAJA (-15 - 45%)		MUY BAJA (< -45%)
Prof	inferior	superior	inferior	superior	inferior	superior	inferior	superior
1	81,8	81,8	64,9	64,9	48,0	48,0	31,0	31,0
5	66,4	66,4	52,7	52,7	38,9	38,9	25,2	25,2
10	53,5	53,5	42,5	42,5	31,4	31,4	20,3	20,3
15	45,2	45,2	35,8	35,8	26,5	26,5	17,1	17,1
20	37,5	37,5	29,7	29,7	22,0	22,0	14,2	14,2
25	27,2	27,2	21,6	21,6	16,0	16,0	10,3	10,3
30	10,5	10,5	8,3	8,3	6,2	6,2	4,0	4,0

Rangos de los valores de referencia de los descriptores estructurales densidad de haces y porcentaje de cobertura, estimados para las praderas de Posidonia oceanica *de la Región de Murcia a partir del modelo teórico obtenido mediante ajuste no lineal (ver Figura 2). Los rangos obtenidos para cada profundidad se han dividido en 5 categorías en función del porcentaje de desviación del valor respecto a la media teórica total en cada profundidad. En la tabla se muestran los límites inferior y superior de cada clase, excepto en los extremos.*

Fuente: J.M. Ruiz-IEO, datos propios.

Tabla 1

origen natural, lo que ilustra el efecto acelerador de la actividad humana en la tasa de pérdida de este hábitat. En el Mar Menor, los dragados y los rellenos para ganar terrenos al mar y playas artificiales han causado la destrucción directa de importantes superficies de praderas de C*ymodocea nodosa*, aunque este proceso no se encuentra bien documentado (ver Cuadro temático 1).

En 2004, la Dirección General de Medio Ambiente encargó la realización de un estudio sobre el estado de conservación de los hábitats marinos de interés comunitario (CARM, 2004). Para este trabajo se realizó un muestreo extensivo consistente en la medición de una serie de indicadores del estado de conservación de las praderas mediterráneas de *P. oceanica* y *C. nodosa* en 450 puntos de muestreo distribuidos en el 86% de la superficie total del hábitat. En este estudio se identificaron las superficies de las praderas con un estado de conservación desfavorable o alterado, considerando que una pradera se encontraba en dicho estado cuando los descriptores mostraban una desviación estadísticamente significativa respecto a sus valores de referencia a cada profundidad (Tabla 1). De los resultados de este estudio, actualizados para la presente obra, se obtiene que la superficie de praderas alteradas es de 4,92 km^2 (mayoritariamente *P. oceanica*), es decir, un 4% de la extensión actual de praderas mediterráneas. En general, la distribución de estas superficies alteradas (Figura 10) coincide con la de diferentes tipos de presiones antrópicas y se encuentran asociadas a zonas con superficies de mata muerta. Si consideramos que la superficie de pradera degradada (alterada+perdida) se ha producido en las últimas 6 décadas, la superficie de praderas en un estado de conservación favorable o aceptable se ha reducido en este periodo cerca de un 10% (11,58 km^2). Estas estimas son bastante conservadoras y tampoco tienen en cuenta las praderas del Mar Menor, por lo que son una subestimación de la pérdida real de hábitat. Pero aun así las cifras obtenidas no son nada despreciables. Hay que destacar que la mayor parte de las praderas degradadas se con-

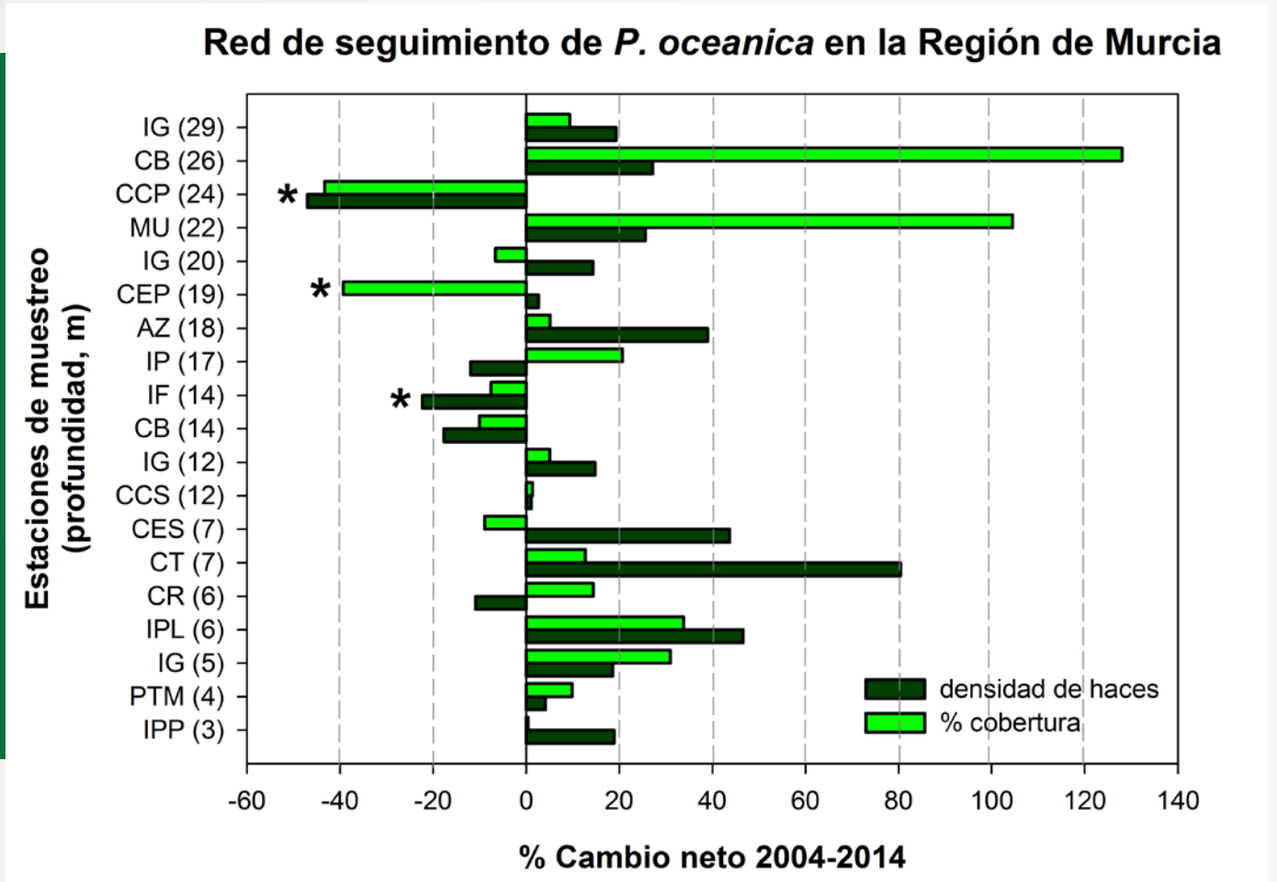


Figura 11

Evolución de las praderas de Posidonia oceanica *de la Red de seguimiento de la Región de Murcia en el periodo 2004-2014, indicado por el crecimiento neto de cada variable en dicho periodo: los valores positivos indican un incremento neto de la abundancia (progresión), los valores negativos una pérdida neta (regresión) y los valores próximos a cero indican un comportamiento estable. Los asteriscos indican los casos con valores negativos significativamente diferentes de cero.*

Fuente: Ruiz et al.*, 2014.*

centran en el sector suroccidental de la región, donde la superficie total de praderas representa tan solo el 24,5% del total regional, lo cual explicaría que las pérdidas históricas de este hábitat no hayan sido más elevadas en el litoral murciano. Sin embargo, si consideramos sólo el sector suroccidental, la superficie de pradera degradada es del orden del 30%, lo cual representa una pérdida de este hábitat muy significativa.

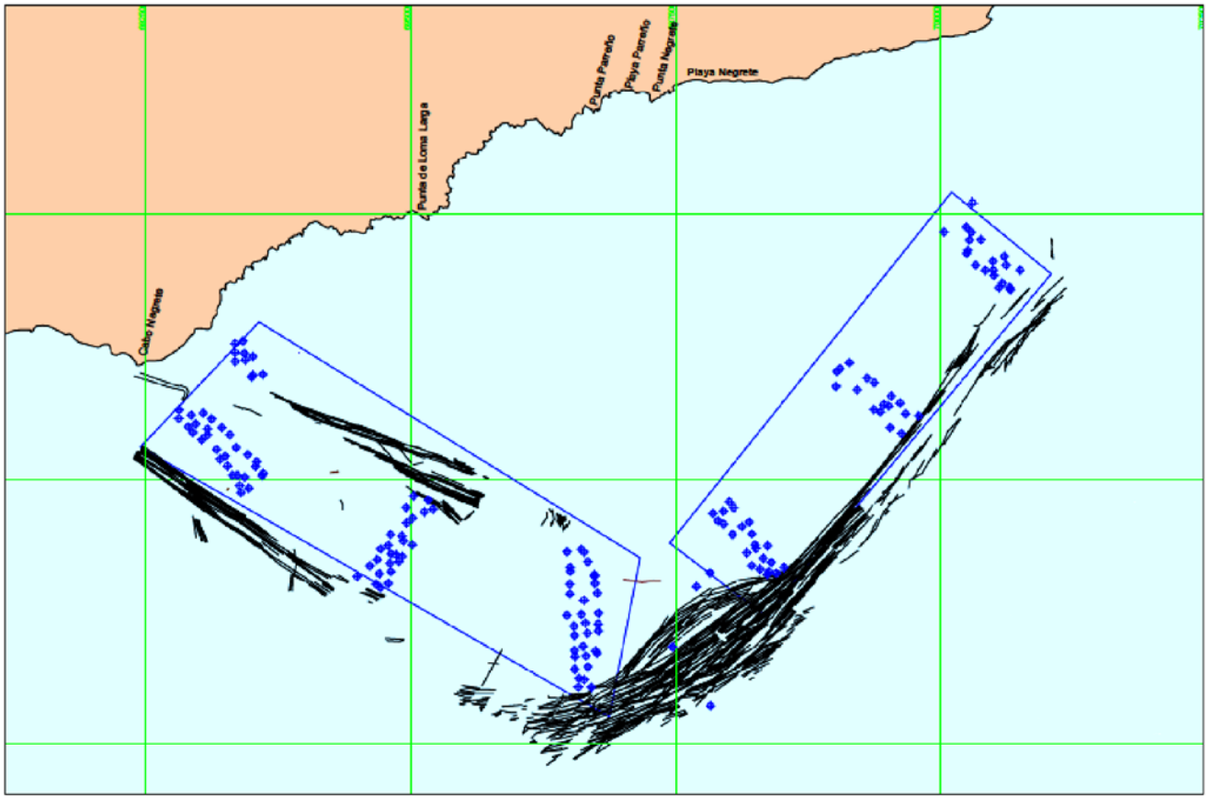
En 2004, la Dirección General de Ganadería y Pesca y el Instituto Español de Oceanografía pusieron en marcha una red de seguimiento que actualmente comprende el seguimiento de 23 praderas de *P. oceanica* para determinar su estado y tendencias a largo plazo. Las estaciones se localizan principalmente en zonas alejadas de la influencia de las alteraciones locales, con el fin de entender la variabilidad temporal natural de las praderas y su relación con procesos ambientales de carácter global, como el cambio climático, aunque se incluyen también algunas praderas en condiciones alteradas. En cada estación se realizan anualmente mediciones de una serie de indicadores relacionados con el estado de conservación de la pradera (Ruiz *et al.*, 2010b, 2014). El análisis de las series temporales obtenidas (la mayoría con más de 10 años) indica que la estructura del 84% de las praderas estudiadas se ha mantenido respecto a los valores iniciales o ha experimentado un mayor desarrollo, con tendencias netamente estables o positivas (Figura 11). Del 16% restante (3 localidades), dos (CCP e IF) muestran dinámicas regresivas relacionadas con la influencia de determinadas presiones antrópicas y la otra (CEP) muestra también síntomas de regresión pero aparentemente no está relacionado con el impacto de ninguna actividad humana. El caso más llamativo de regresión ha tenido lugar en Cala Cerrada (Cabo Tiñoso), atribuido al impacto mecánico del fondeo (Cuadro temático 2). La pradera de la estación CEP (Cala Escalera, Cabo de Palos), experimentó una pérdida de un 66% de su cobertura inicial (2004) tras un temporal histórico que tuvo lugar en invierno de 2005 y del que todavía la pradera no se ha recuperado, a pesar de que desde 2009 mantiene una tendencia claramente positiva que le ha permitido recuperar un 43% de su superficie original.

Pradera de Posidonia oceanica *visiblemente degradada por el efecto de la pesca de arraste y la influencia de vertidos próximos.*

Fotografía: Juan M. Ruiz.

Gestión y conservación

En la Región de Murcia no existe una legislación específica para la protección de las praderas de angiospermas marinas, como existe en otras regiones mediterráneas. Sin embargo, esta región ha sido pionera en la aplicación de medidas de protección de este importante hábitat. En 1995 se creó el "Plan de Acondicionamiento de la Franja Costera" con el propósito de proteger las áreas de interés pesquero, con especial referencia a las praderas de *Posidonia oceanica*. Con dicho plan se pretendía la aplicación de medidas efectivas in situ que impidieran el paso de los barcos de arrastre sobre las praderas de angiospermas marinas, lo cual es bastante significativo pues, como se ha visto, esta actividad ilegal ha sido responsable de más del 50% del área de hábitat perdido en esta región. De acuerdo con esto se instalaron arrecifes artificiales disuasorios en todas aquellas zonas en las que la pesca de arrastre faenaba regularmente sobre las praderas de *P. oceanica* que eran básicamente las siguientes (de norte a sur): Calblanque, Isla de las Palomas, Bahía de Mazarrón, Marina de Cope-Puntas de Calnegre y Punta Parda-Águilas (Mapa 2B). Todas estas zonas se encuentran en aguas interiores excepto Calblanque, que pertenece a aguas exteriores y, por tanto, la actuación fue competencia de la Secretaría de Pesca Marítima del Ministerio de Agricultura y Pesca. La ins-



Efecto de la pesca de arrastre en la pradera de Posidonia oceanica *(no representada) de Calblanque (Murcia). Trayectorias de las artes de arrastre sobre el fondo (líneas negras) y posición de los módulos anti-arrastre (puntos azules) dentro del campo arrecifal (polígono azul). Tanto las marcas de arrastre como la posición de los módulos fueron determinadas mediante sonar de barrido lateral.*

Fuente: López-Benito et al.*, 2006.*

Figura 12

talación de estos arrecifes se realizó entre 1993 y 1998 y durante los años posteriores se realizó un seguimiento del estado del propio arrecife y de la pradera de *P. oceanica* (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1996; Sánchez-Poveda et al., 2002, 2004; López-Benito et al., 2006). Como se ha demostrado en ésta y otras zonas del litoral mediterráneo español, este tipo de medidas disuasorias no son del todo efectivas (Figura 12) y deben acompañarse de otras herramientas de control *in situ*. Actualmente, todos los barcos de la flota arrastrera de Murcia se encuentran controlados mediante el sistema de cajas azules, dependiente del Centro de Seguimiento de la Pesca de la Secretaría General de Pesca Marítima. Por otro lado, se esta en proceso de implementar un sistema basado en tecnología TETRA (Trans European Trunked Radio), basado en radio digital, para el control de la flota artesanal.

La otra parte del mencionado Plan era la creación de reservas marinas de interés pesquero. Por ahora, la Reserva Marina Cabo de Palos-Islas Hormigas es la única declarada desde 1995 (Mapa 1B). Su gestión es compartida entre la Comunidad Autónoma de Murcia y la Administración General del Estado, ya que comprende aguas interiores y exteriores. Tiene una superficie de 19,31 km^2 de los cuales solo una pequeña parte corresponde a praderas de *P. oceanica*. En conjunto, la superficie de praderas protegida por las acciones de este Plan corresponde al 32% de las praderas de *P. oceanica* de la región. Actualmente se está avanzando en la declaración de la Reserva Marina de Cabo Tiñoso, que comprendería unas mayores superficies de hábitat de pradera.

Posteriormente, el Reglamento (CE) nº 1967/2006, del Consejo, de 21 de diciembre de 2006, relativo a las medidas de gestión para la explotación sostenible de los recursos pesqueros en el Mar Mediterráneo, ha reforzado la protección de los fondos con vegetación marina, y en particular de los constituidos por *P. oceanica*, al establecer nuevas limitaciones al ejercicio de la actividad pesquera en estas zonas. En este contexto, la Dirección General de Ganadería, Pesca y Acuicultura, en colaboración con el Centro Oceanográfico de Murcia del IEO, ha implementado una "Red de seguimiento de las praderas de *P. oceanica* del litoral murciano", similar a las existentes en otras comunidades autónomas mediterráneas, integradas en la red POSIMED (www.posimed.org). En Murcia, este programa se encuentra cofinanciado por el Fondo Europeo de la Pesca y, además de obtener información fiable del estado y tendencia de las praderas de *P. oceanica* (ver apartado siguiente), contempla también la participación ciudadana voluntaria como fórmula activa de transferencia a la sociedad del conocimiento científico sobre los ecosistemas marinos y de concienciación de la opinión pública de la necesidad de invertir esfuerzos en su conservación. El proyecto está operativo desde 2004 y han participado un total de 661 buceadores voluntarios y 14 centros y clubes de buceo, y cuenta además con la colaboración y apoyo de la Federación de Actividades Subacuáticas de la Región de Murcia, la Asociación de Centros de Buceo de la Región de Murcia y otras entidades públicas y privadas.

Tras la inclusión de las praderas marinas en diversos hábitats prioritarios del Anexo I de la Directiva de Hábitats, una amplia superficie de praderas fue incluida en los cuatro Lugares de Interés Comunitario (LIC) de ámbito marino (Tabla 2; Mapas 1B y 2B) propuestos para esta región por acuerdo del Consejo de Gobierno de 28 de julio de 2000 y aprobados por la Decisión 2006/613/CE de la Comisión de 19 de julio de 2006 (DOUE 21.09.2006). De acuerdo con la tabla 2, y dentro del ámbito mediterráneo, el LIC Franja Litoral Sumergida de la Región de Murcia (ES6200029) es el que contiene una mayor superficie de praderas marinas, debido a su distribución más costera, mientras que este hábitat se encuentra mínimamente representado en el LIC Medio Marino (ES6200048), que es de carácter oceánico. Los LIC Mar Menor (ES6200030) y LIC Arenales y Salinas de San Pedro (ES0000175) incluyen todas las praderas marinas del Mar Menor. En conjunto, teniendo en cuenta tanto el Mediterráneo como el Mar Menor, el 88,2% de toda la superficie de praderas marinas de la Región de Murcia se encuentra dentro de la Red Natura 2000. El 81,76% de las praderas de *P. oceanica*, el 96,29% de las praderas de *Cymodocea nodosa* y el 100% de *Ruppia cirrhosa* se encuentran representadas dentro de los LIC. Por el contrario, las praderas de *Zostera noltii* se encuentran claramente subrepresentadas dentro de la Red Natura 2000 de la Región de Murcia (con sólo un 18,2%), lo cual debería ser corregido en el futuro teniendo en cuenta su alta vulnerabilidad a la actividad humana. En cuanto a *P. oceanica* se refiere, si sumamos las superficies de praderas incluidas en el conjunto de áreas marinas protegidas por los

arrecifes artificiales y la Red Natura 2000, el área aparentemente protegida de este hábitat asciende al 92,8% del área total.

La situación descrita anteriormente, salvo en el caso de *Z. noltii*, podría en principio ser ideal para la conservación de estos hábitats en Murcia, siempre y cuando se aplique una gestión y regulación efectiva de esos espacios marinos. Precisamente, la Directiva Hábitats establece la obligación de declarar cada LIC como Zona Especial de Conservación (ZEC), junto con la aprobación del correspondiente plan o instrumento de gestión, lo cual está todavía pendiente en esta región. El proceso de elaboración de los respectivos planes se está llevando a cabo de forma coordinada entre las diferentes administraciones implicadas, lo que permitirá una coherencia tanto en la elaboración de los instrumentos de gestión como en el proceso de aprobación y en su ejecución. Pero además, puesto que existen otras figuras de protección que se solapan en la franja litoral con los LIC (por ejemplo, ZEPA isla Grosa, ZEPIM, etc.) se está elaborando un *Plan de Gestión Integral* que establecerá medidas tendentes a la conservación de las praderas de angiospermas marinas a través de una gestión basada en los resultados de la investigación y seguimiento, la coordinación administrativa y la participación pública.

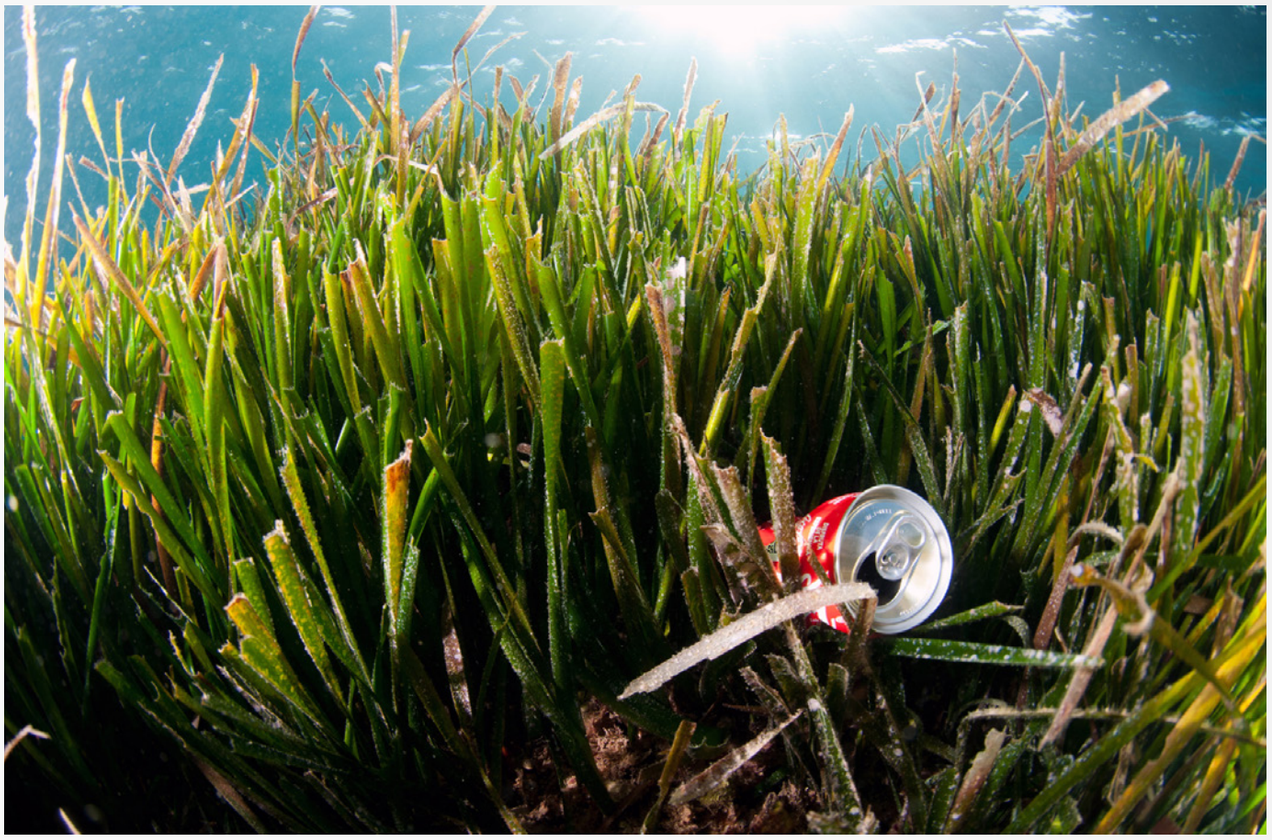
La "Red de control y vigilancia de la calidad de las aguas litorales de la Región de Murcia" de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, tiene por objetivo la obtención de información sobre la calidad del agua y de los ecosistemas acuáticos mediante el empleo de una serie de indicadores biológicos, hidromorfológicos y fisicoquímicos, que permita la elaboración de planes de actuación para la eliminación o reducción de la contaminación en origen y prevenir alteraciones irreversibles como consecuencia del impacto causado por los efluentes de aguas residuales contaminantes en el mar. La obtención de esta información es además básica para la planificación y gestión de los ecosistemas marinos del litoral de la Región de Murcia y la aplicación de directivas europeas e internacionales (Directiva Marco del Agua, MEDPOL fase III y Convenio de Barcelona para la protección del Mediterráneo). En el contexto de la Directiva Marco del Agua, esta red de control aprovecha las propiedades bioindicadoras de calidad del agua de *P. oceanica*, siendo uno de los elementos de calidad biológica en la clasificación del estado ecológico de las masas de agua. Dicha clasificación se realiza en base a una versión del índice POMI (Romero *et al.*, 2007a) aplicada en la Comunidad Valenciana (Férnandez-Torquemada *et al.*, 2008a), aunque por ahora solo se dispone de datos para 2009 y 2010.

Algunos impactos que afectan significativamente a las praderas marinas están actualmente fuera del control de los programas mencionados y de los estudios de impacto ambiental. Este es el

NOMBRE DEL LIC	SUPERFICIE DEL LIC	*P. oceanica*	*C. nodosa*	*Z. noltii*	*R. cirrhosa*	*SUPERFICIE DE PRADERAS EN LIC
Franja Litoral Sumergida de la Región de Murcia (ES6200029)	130,37	90,66	3,6848	0,044		94,13
Medio Marino (ES6200048)	1545,24	1,61	1,01			2,62
Mar Menor (ES6200030)	134,46		80,57		0,72	80,83
Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar (ES0000175)	8,29		0,78		0,74	1,22

*Este dato no se corresponde con la suma de las áreas por especie ya que éstas últimas se solapan en el caso de las praderas mixtas

Tabla 2 *(km^2) de praderas marinas de la Región de Murcia en Red Natura 2000.*



Basura sobre la pradera de Posidonia oceanica. ***Fotografía: Javier Murcia.***

caso de los fondeaderos permanentes o de temporada colocados de forma irregular e incontrolada y no sujetos a ningún tipo de normativa o regulación específica. La Demarcación de Costas de Murcia elaboró en 2008 una propuesta de "Plan de Ordenación del Fondeo en la Región de Murcia" cuya implementación mediante la instalación de sistemas de fondeos ecológicos es necesaria para evitar el deterioro de las praderas de *P. oceanica* en algunas localidades (ver apartado anterior).

Los proyectos y programas relacionados con la gestión y conservación de las praderas de angiospermas marinas de la Región de Murcia, no hubieran sido posibles sin las aportaciones de grupos de investigación científica que desde hace más de 30 años se han dedicado a comprender el funcionamiento de los ecosistemas marinos. En esta labor, protagonizada por grupos de investigación de la Universidad de Murcia y del Instituto Español de Oceanografía, el estudio de las praderas de angiospermas marinas ha ocupado siempre un lugar central, como reflejan los proyectos, tesis doctorales y publicaciones científicas relacionados con este campo. Este desarrollo científico ha contribuido también a aumentar el nivel de concienciación pública sobre la importancia de conservar las praderas marinas de esta región, a lo cual han contribuido a su vez otros programas de divulgación y educación ambiental desarrollados por la propia Comunidad Autónoma, ayuntamientos costeros y organizaciones no gubernamentales conservacionistas, como la Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE), Oceana, WWF y Ecologistas en Acción. La marcada vocación turística de la Región de Murcia ha motivado que muchas de estas campañas hayan estado dirigidas a concienciar a la población local y veraneante sobre la necesidad de mantener las acumulaciones de hojas de *P. oceanica* (arribazones) en las playas o de no fondear sobre las praderas marinas.

Futuras direcciones

A pesar de que la Región de Murcia dispone de un amplio conocimiento de la distribución y extensión del hábitat, éste no es todavía completo. Se debe obtener un conocimiento más preciso de los límites inferiores de las praderas de *Posidonia oceanica*, información que es fundamental para la planificación, gestión y control de actividades capaces de causar efectos indirectos y remotos sobre estos hábitats (principalmente vertidos). Por otro lado es fundamental mejorar el conocimiento básico de la biología y ecología del resto de especies de angiospermas marinas presentes en la región, muy especialmente de *Zostera noltii* y *Ruppia* spp.

Es necesario y urgente que las zonas LIC sean declaradas ZEC para aplicar mecanismos de regulación y protección efectivos de las praderas de angiospermas marinas de la región, así como aprobar e implementar el Plan de Gestión Integral, que deberá contemplar, entre otras, las siguientes medidas:

1. 1. Avanzar en el conocimiento sobre el estado de conservación actual de las praderas de angiospermas marinas y realizar el seguimiento de su evolución y tendencias.

2. 2. La coordinación entre administraciones con competencias en el ámbito de los espacios protegidos y los organismos de investigación y buscar sinergias para la aplicación de las diferentes Directivas y Reglamentos.

3. 3. La Educación Ambiental y participación pública como herramientas de gestión y concienciación. Continuar y potenciar experiencias de voluntariado ambiental, proyectos de custodia del territorio en el medio marino, etc.

Se debería contemplar la ampliación de las zonas LIC para incluir ciertas áreas de praderas de *P. oceanica* de elevado interés de conservación (p. ej. La Azohía, Bolnuevo, Calnegre y Marina de Cope) y altamente amenazadas por diversos tipos de proyectos de desarrollo costero. Precisamente, esta ampliación de zonas LIC debería permitir además incrementar la superficie protegida de las praderas del resto de especies de angiospermas marinas y en particular de Z. noltii, cuyas poblaciones, por su tamaño y localización, son particularmente vulnerables al desarrollo costero. De hecho, muchas de las poblaciones se encuentran en enclaves que son habitualmente seleccionados para la construcción de puertos deportivos o infraestructuras similares.

Entre los años 2008 y 2009 la Dirección General de Transportes y Puertos redactó el documento Líneas Estratégicas para la ordenación de los Puertos Deportivos de la Región de Murcia en el que estima que hasta 2022 habrá que crear entre 4.500 y 6.700 nuevos amarres, parte de los cuales podrán ser de nueva construcción. Las bases del estudio contemplan la preservación del medio costero renunciando a la construcción de cualquier instalación que pueda producir impactos ambientales negativos, para lo cual se deberá tener muy en cuenta la distribución de las praderas de angiospermas marinas.

Es fundamental mantener y potenciar los sistemas de vigilancia de las áreas marinas protegidas y la pesca de arrastre ilegal, ya que está demostrado ser un mecanismo efectivo para la protección de las praderas de P. oceanica y otros hábitats. En esta misma línea es necesario avanzar en la declaración de otras reservas marinas contempladas en el Plan de Acondicionamiento de la Franja Costera de 1995, como cabo Tiñoso, que contribuirán sin duda a incrementar el grado de protección de las praderas marinas próximas.

Es necesaria la aprobación del Plan de Ordenación del Fondeo en la Región de Murcia para regularizar esta actividad y detener la degradación de las praderas de angiospermas marinas (principalmente *P. oceanica*) por esta causa. Este plan deberá contemplar la instalación de fondeos ecológicos o de bajo impacto no solo para controlar la actividad de fondeo realizada por el sector náutico deportivo, sino también por otros sectores como el buceo.

En la Región de Murcia se han identificado praderas que se encuentran amenazadas por vertidos de aguas residuales urbanas y vertidos de las granjas marinas, incluso en zonas LIC. De acuerdo con la vulnerabilidad de las praderas marinas a los cambios en el régimen local de nutrientes, su escasa capacidad de recuperación tras un impacto y la aplicación del principio de precaución, se deben aplicar las medidas de gestión urgentes y oportunas para minimizar dichos efectos hasta niveles que garanticen la persistencia del hábitat a largo plazo. En este contexto, y al igual que se ha hecho para otros tipos de impactos (p.ej. vertidos de desalinizadoras; Sánchez-Lizaso *et al*., 2008) es fundamental invertir esfuerzos en investigación básica y aplicada para determinar los umbrales de nutrientes y otros contaminantes que desencadenan los procesos de eutrofización responsables de la regresión de las praderas.

Un aspecto particularmente inquietante para el futuro de las praderas de angiospermas marinas de la Región de Murcia, es la concentración de megaproyectos de infraestructuras costeras en la línea de lo que se considera el motor del futuro desarrollo económico de la región, e incluso de interés general. Proyectos tales como la dársena de contenedores de El Gorguel, la recuperación de la Bahía de Portman, Puerto Mayor o la urbanización de la Marina de Cope, por su envergadura, podrían representar una amenaza real para la conservación de las praderas de angiospermas marinas en caso de que fueran llevados a cabo. El Mar Menor es otra zona de la región en la que las praderas marinas se encuentran altamente amenazadas por la evolución del desarrollo futuro de sus poblaciones ribereñas. Recientemente, el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente ha creado la "Comisión Mar Menor", formada por más de 50 representantes de administraciones y organizaciones de todos los ámbitos (gestión, investigación, turismo, pesca, agricultura, etc.) cuyo objetivo es la definición de compromisos de acción dirigidos a detener el deterioro del ecosistema lagunar y mejorar su situación actual (MAGRAMA, 2007). Obviamente, muchas de estas acciones pasan por mantener el estado de conservación de las praderas de angiospermas marinas y eliminar o mitigar las presiones responsables de su regresión en la laguna.

El seguimiento continuado de las praderas marinas es el método más eficaz de conocer el estado ecológico de las mismas yt aplicar las medidas apropiadas para su gestión y conservación. Fotografía: Juan M. Ruiz..

Con vistas a la gestión, es fundamental mantener y potenciar los programas de monitorización continuada de las praderas de angiospermas marinas, ya que es la única forma de conocer su evolución y tendencia a largo plazo. En relación a este punto hay aspectos importantes que deberían formar parte de los objetivos de estos programas:

- a) que se realicen bajo la coordinación y supervisión de grupos científicos expertos para garantizar la fiabilidad de los métodos y datos obtenidos,

- b) que los programas existentes trabajen de forma coordinada y complementaria para responder a los requerimientos de las Directivas Europeas (Hábitat, del Agua, Estrategia Marinas y Planificación Espacial),

- c) que incluyan un componente social que contribuya a incrementar el grado de concienciación medioambiental de la sociedad, como, por ejemplo, participación de buceadores voluntarios y centros de buceo, programas de divulgación a todos los niveles, etc.

- d) que los mencionados programas sean capaces de detectar los efectos del cambio climático global en los ecosistemas costeros. Respecto a este último punto, es necesario complementar estos programas con sistemas de obtención de datos oceanográficos básicos, así como con investigación básica sobre la capacidad de adaptación de las angiospermas marinas al cambio climático.

Por último, es fundamental seguir trabajando a todos los niveles (local, regional, nacional, internacional) para aumentar el grado de concienciación pública sobre la importancia de estos ecosistemas en todos los estamentos sociales, pero en particular sobre aquellos que son "usuarios del mar" como los pescadores, los buceadores y el sector náutico. En Murcia, por ejemplo, los propios medios de comunicación fomentan entre la población veraneante una percepción negativa de los arribazones de las angiospermas marinas sobre las playas, a los que se trata de basura o residuo. Es necesario revertir esta percepción y entender que forman parte de la naturalidad de las playas de la región.

Pradera de Cymodocea nodosa. *Fotografía: Javier Murcia.*

La reproducción sexual es frecuente en las prederas de Posidonia oceanica de la Región de Murcia. En la imagen se observa los frutos ya maduros en su inflorescencia.

Fotografía: Juan M. Ruiz.

Cartografías

Región de Murcia

MAPAS DE DISTRIBUCIÓN DE LAS PRADERAS MARINAS, PRESIONES Y MEDIDAS DE GESTIÓN

MAPA 1A

Murcia (nordeste)

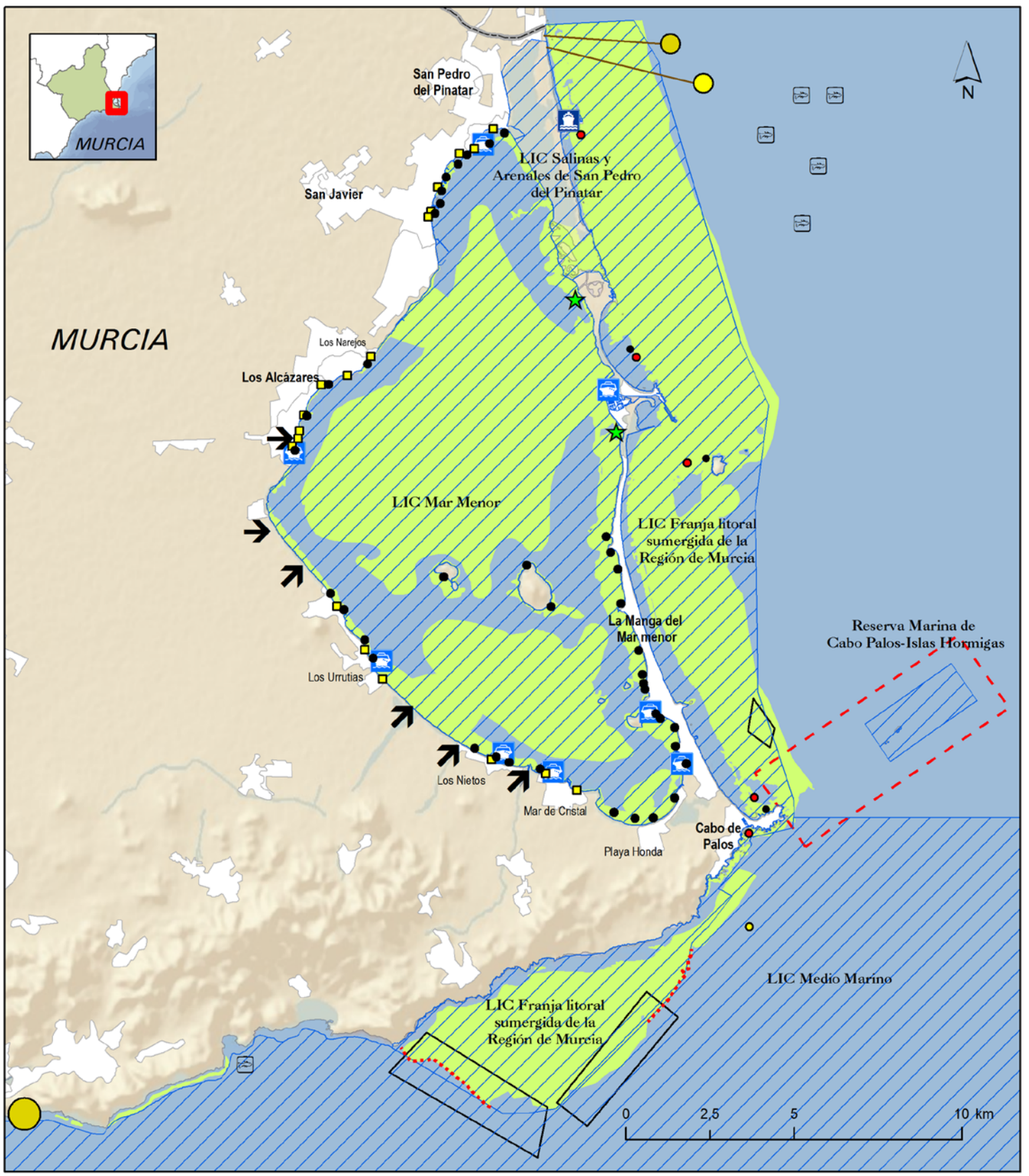
Distribución de praderas marinas en el litoral nordeste de la Región de Murcia (Mar Menor)

- Presencia de *Zostera noltii*
- Presencia de *Ruppia cirrhosa*
- *Posidonia oceanica*
- *Cymodocea nodosa*
- *Posidonia oceanica* y *Cymodocea nodosa*
- *Ruppia cirrhosa*
- *Cymodocea nodosa* y *Ruppia cirrhosa*
- *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa prolifera* sobre mata muerta
- *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa prolifera* sobre sedimento
- Mata muerta de *Posidonia oceanica*

Elaboración: IEO.

Fuentes: CARM, IEO. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: Word Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala 1:150000



MAPA 1B

Murcia (nordeste)

Presiones y medidas de gestión en el litoral nordeste de la Región de Murcia (Mar Menor)

Elaboración: IEO.

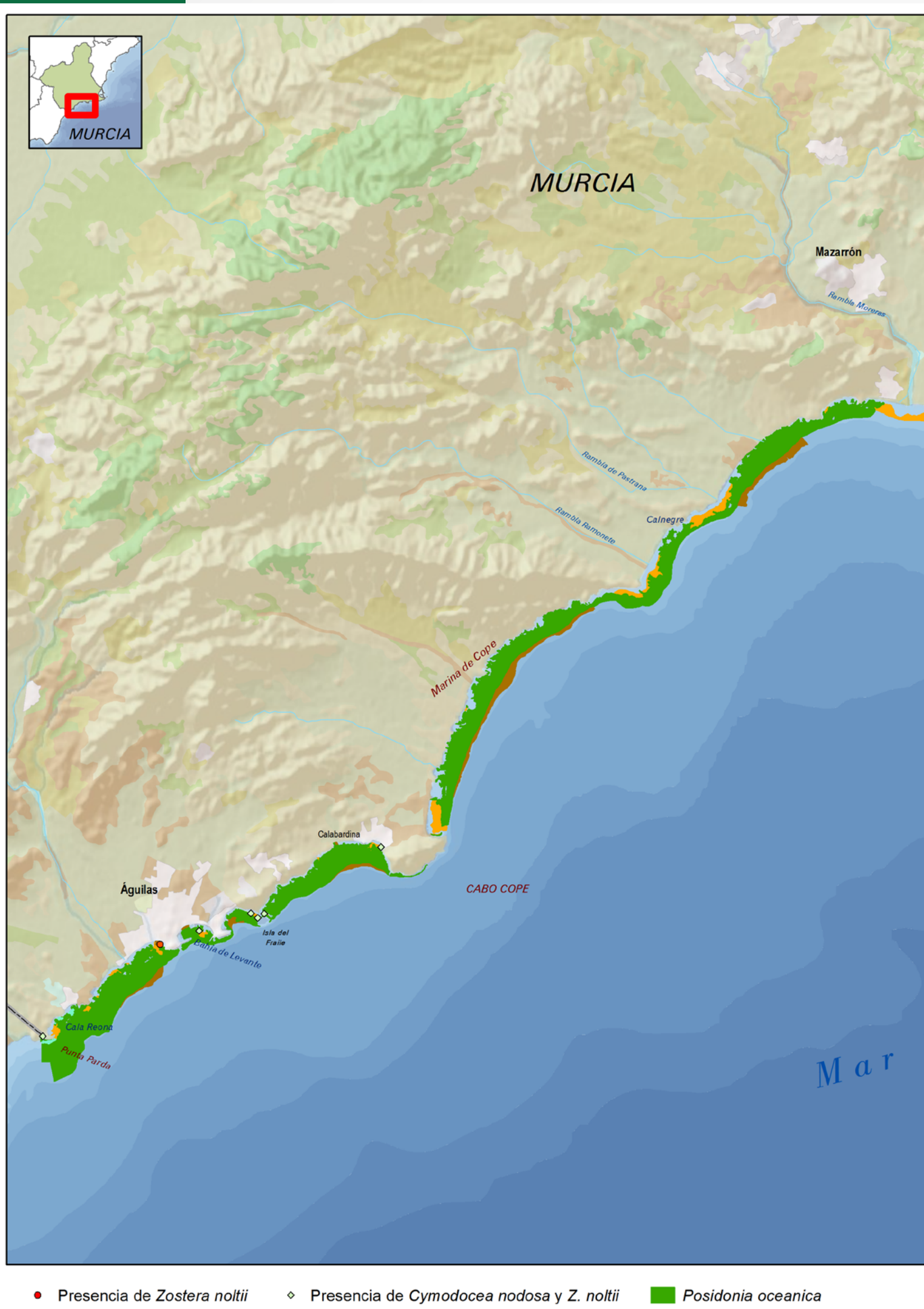
Fuentes: CARM, IEO, CE-DEX, MAGRAMA Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala 1:150000

MAPA 2A

Murcia (sudoeste)

Distribución de praderas marinas en el litoral sudoeste de la Región de Murcia



Elaboración: IEO.

Fuentes: CARM, IEO, CE-DEX, MAGRAMA Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala 1:150000

Cartagena
El Portús
Isla Plana
Puerto de Mazarrón
La Azohía
Cala Aguilar
Isla de las Palomas
Isla de Escombreras
Isla de Adentro
Cala Cerrada
CABO TIÑOSO
GOLFO DE MAZARRÓN
Mediterráneo
N
0
2,5
5
10 km
Cymodocea nodosa
Posidonia oceanica y Cymodocea nodosa
Mata muerta de Posidonia oceanica

MURCIA
MURCIA
Mazarrón
Calabardina
Aguilas
LIC Franja Litoral Sumergida
de la Región de Murcia
Vertidos de desaladoras
Caudal hm³/año
<20
20 - 80
Aportes de ramblas
Vertidos EDAR e industriales
Caudal hm³/año
<20
20 - 80
>80
Fondeaderos regulados
Fondeaderos no regulados
Granjas marinas
Pesca de arrastre
Dragados

MAPA 2B

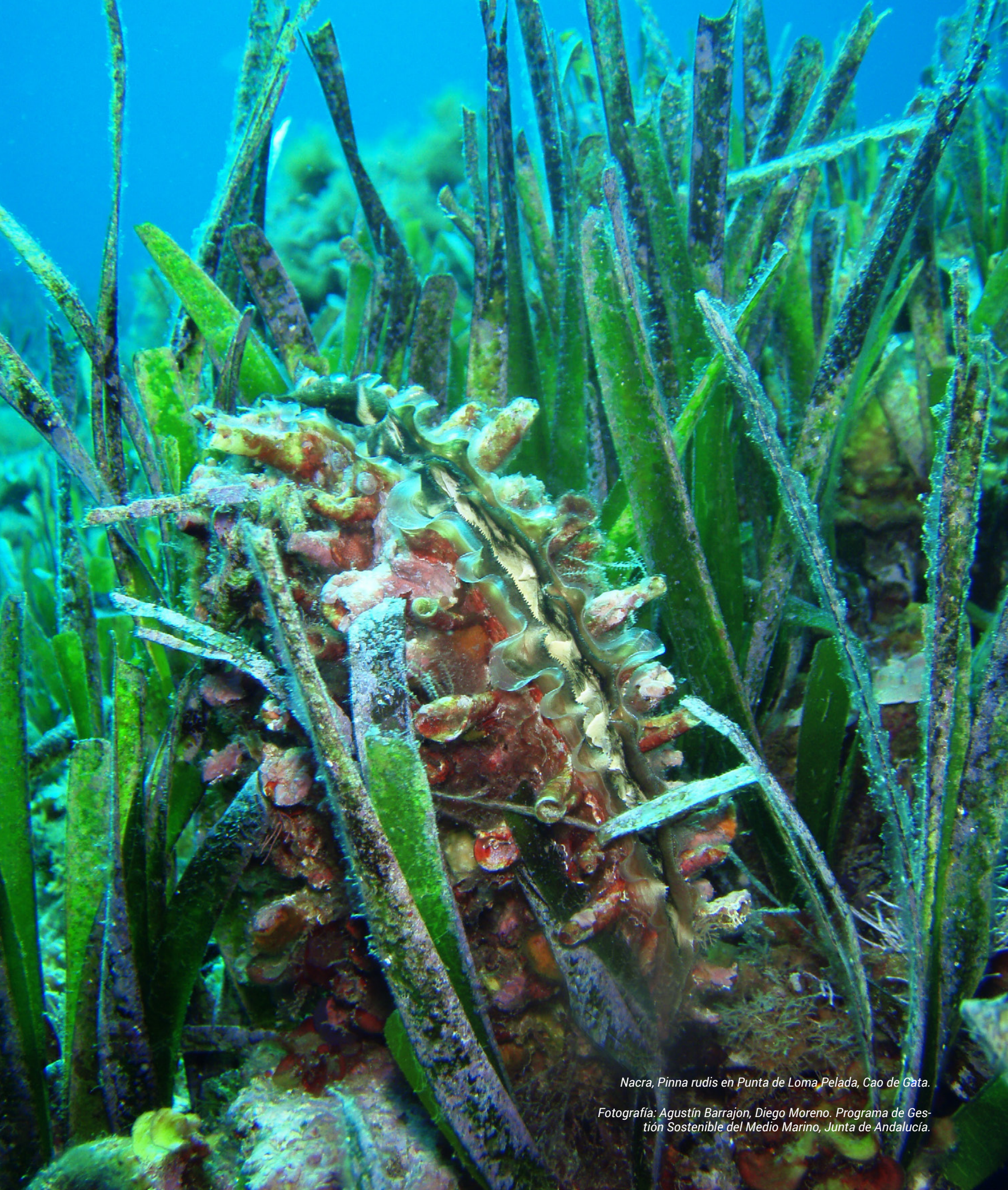
Murcia (nordeste)

Presiones y medidas de gestión en el litoral sudoeste de la Región de Murcia

Elaboración: IEO.

Fuentes: CARM, IEO, CE-DEX, MAGRAMA Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala 1:166000



Nacra, Pinna rudis en Punta de Loma Pelada, Cao de Gata.

Fotografía: Agustín Barrajon, Diego Moreno. Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino, Junta de Andalucía.

Andalucía

V

Praderas de angiospermas marinas de Andalucía

Mª Carmen Arroyo[1]
Agustín Barrajón[1]
Fernando G. Brun[2]
Fernando del Castillo[3]
Julio De la Rosa[1]
Elena Díaz Almela[4,5]
Manuel Fernández Casado[1]
Ignacio Hernández[2]
Diego Moreno[1]
José Lucas Pérez-Lloréns[2]
Maria del Mar Otero[5]
José Miguel Remón[1]
Juan José Vergara[2]
Maria Soledad Vivas[1]

[1]*Agencia de Medio Ambiente y Agua de Andalucía (AMAYA).*

[2]*Universidad de Cádiz.*

[3]*Agencia de Gestión Agraria y Pesquera de Andalucía (AGAPA).*

[4]*Proyecto LIFE Posidonia Andalucía.*

[5]*Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, Centro de Cooperación del Mediterráneo (UICN-Med).*

Descripción general del área

La gran heterogeneidad presente en la costa andaluza es consecuencia de la variedad topográfica y litológica, así como de las condiciones climáticas y oceanográficas que le otorga su posición entre dos mares. En Andalucía podemos distinguir tres franjas costeras bien diferenciadas, la vertiente atlántica y la mediterránea, más una tercera con características intermedias, pero también propias, que es la vertiente norte del mar de Alborán.

La costa atlántica se encuentra sometida a las corrientes, mareas y oleajes típicos de un océano abierto. El gran aporte de materiales vertidos en sus aguas a través de las principales arterias fluviales de la región, que desembocan en él mediante amplios valles y estuarios, favorecen el aporte de sedimentos a la costa. Ésta se caracteriza por un relieve generalmente plano y suave, que se prolonga en los fondos de transición y marinos, con una plataforma más suave y extensa que en la vertiente mediterránea. En la vertiente atlántica son también reconocibles otros elementos propios de la morfología costera, tales como acantilados (Barbate, Asperillo, Conil, etc.) o lagunas litorales (Las Madres o La Janda).

Los vientos de poniente son los que dominan en la costa atlántica andaluza. El oleaje, en especial la deriva litoral asociada a éste, y las mareas son, por este orden, los principales elementos modeladores de esta costa. Según la dirección dominante del oleaje, se establece una corriente paralela a la línea de costa, denominada deriva litoral, que determina el balance sedimentario local y transporta áridos a gran distancia, formando amplias unidades fisiográficas en la costa atlántica. Los sedimentos procedentes de la erosión por el oleaje más el aporte fluvial, se depositan preferentemente en la dirección de esta deriva litoral, formando flechas litorales y cordones dunares hacia levante, que han cerrado los estuarios de los grandes ríos atlánticos (Guadalquivir, Tinto, Odiel, Guadalete, Barbate, etc.). Esto a su vez ha ido favoreciendo el desarrollo de marismas y lagunas en las antiguas ensenadas de esos estuarios, tras la transgresión Flandriense (hace unos 6.500 años).

En esta costa las mareas presentan una amplitud media (mesomareal) y se asocian con la colmatación de las zonas marismeñas internas, en gran parte a través de los procesos de floculación de las arcillas suspendidas en el agua, en las zonas de transición entre las aguas continentales y marinas.

La segunda franja es la bañada por el mar de Alborán, que con sus 570 km de longitud, entre el cabo de Gata y Gibraltar, ocupa buena parte de la costa andaluza, y es una zona de transición entre el Mediterráneo y el Atlántico. La costa occidental del mar de Alborán presenta una franja litoral más amplia y arenosa y una plataforma continental mayor que hacia el este. En las costas del mar de Alborán, influenciadas sobre todo por los vientos de levante y poniente, confluyen las aguas mediterráneas, más densas, saladas y cálidas, que abandonan el Mediterráneo en profundidad, y las ligeras aguas atlánticas, menos saladas y más frías, que penetran por el Estrecho de Gibraltar en superficie. El contraste de densidad de estas aguas determina frentes y giros oceanográficos de los más intensos que se conocen (UICN, 2012). Estos giros, y la proximidad de las costas africana y europea, sobre todo hacia el oeste, hacen que sea una zona propicia para el afloramiento de nutrientes, lo que redunda en una mayor productividad biológica. Además, el mar de Alborán es una zona de confluencia biogeográfica de 3 regiones: la Lusitana

(templada-fría), la Mauritana (subtropical), y la Mediterránea (templada-cálida), propiciando el encuentro de especies de fauna y flora de las diferentes regiones, además de diversas especies endémicas propias. Todo ello hace que estas costas alberguen una de las mayores diversidades de los mares europeos (García-Raso *et al.*, 2010; Robles, 2010).

La costa andaluza del mar de Alborán junto con el Estrecho, se caracteriza por la proximidad de los relieves montañosos de las sierras béticas, que se prolongan hasta el mismo mar, por la existencia de una red hidrográfica de menor longitud, muy regulada, y por la existencia de mareas de muy poca amplitud que decrecen hacia el este. La plataforma continental tiene una extensión generalmente mucho menor, predominando las formaciones acantiladas, en cuyas orillas han quedado reflejadas las huellas de diferentes regresiones y transgresiones marinas (terrazas marinas). En las zonas abiertas, coincidentes con las desembocaduras de cursos fluviales (Palmones, Guadiaro, Guadalhorce, Guadalfeo y Andarax) se han desarrollado playas y ensenadas, cada una de las cuales funciona como unidad fisiográfica relativamente independiente. Las condiciones de aridez climática también se extreman hacia el este, dando como resultado la formación de las ramblas litorales (cauces secos durante gran parte del año) que por efecto de la escasez y torrencialidad de las lluvias, favorecen la formación de costas bajas en sus desembocaduras, con enorme acumulación de materiales erosionados y arroyados (hoyas litorales). En consecuencia predominan dos tipos de morfología litoral: a) los acantilados y los tramos rocosos costeros, con dinámicas de evolución impuestas por el oleaje; y b) las playas y sectores de costas bajas, compuestas por sedimentos en su mayor parte de origen fluvial, procedentes del balance sedimentario de los cortos ríos y ramblas mediterráneas y, por tanto, con fracciones más gruesas e irregulares que en la fachada atlántica.

La tercera franja costera en el litoral andaluz la conforma la costa del levante almeriense. Esta comienza al noreste del cabo de Gata y se caracteriza por unas aguas típicamente mediterráneas que presentan muy poca amplitud de marea, más transparentes, saladas y cálidas y que están más influenciadas por los vientos de levante. Las características antes descritas de aridez y costa rocosa, alcanzan aquí su mayor grado, sólo interrumpida por la zona de influencia del río Almanzora.

Pradera de Posidonia oceanica *sobre roca. Fotografía: Javier Ferrer.*

Ecología y extensión de las praderas marinas

En Andalucía existen praderas de las cuatro especies de angiospermas marinas autóctonas de las costas europeas: *Posidonia oceanica, Cymodocea nodosa, Zostera noltii* (= *Nanozostera noltii*) y *Zostera marina*, si bien ésta última ha sufrido una severa disminución de sus poblaciones, de forma que actualmente su presencia en el litoral andaluz es casi testimonial.

Además de estas especies estrictamente marinas, en Andalucía pueden encontrarse otras asociadas a los sistemas costeros que también viven en medio acuático, aunque en este caso habitan en aguas salobres, ricas en sales propias de marismas, estuarios, rías, saladares y lagunas endorreicas del interior. Entre éstas se encuentran *Ruppia maritima, Ruppia cirrhosa* y *Ruppia drepanensis*, todas ellas localizadas en Andalucía. Respecto a la primera especie, se reconocen dos variedades diferentes, *R. maritima* var. *maritima* y *R. maritima* var. *brevirostris*, aunque sólo la primera de ellas se encuentra presente en la Comunidad Autónoma (Cirujano & García-Murillo, 1992; García-Murillo & Talavera, 2010).

Trabajos de cartografía

Las primeras cartografías que se hicieron en Andalucía sobre angiospermas marinas fueron sobre *P. oceanica* en el marco del proyecto de la Consejería de Medio Ambiente que desarrolló la Universidad Autónoma de Madrid (1995-1996). En ellas, se trabajó en tres sectores de Almería: el Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar, el Levante Almeriense (entre el río Almanzora y el límite con Murcia), y el Poniente Almeriense (entre Punta Entinas y los Bajos de Roquetas), incorporando también las previas campañas del Barco AMA-II en Punta Entinas entre 1993 y 1994). A continuación en el Estrecho, la Universidad de Sevilla en colaboración con la Consejería de Medio Ambiente realizó en 1999 las primeras cartografías de la zona.

Dos años después, la empresa ESGEMAR como parte del trabajo para la Consejeria de Medio Ambiente cartografió las praderas del Paraje Natural de los Acantilados de Maro-Cerro Gordo. Un resumen y compilación de estos trabajos se publicó en el libro de Praderas y bosques sumergidos de Andalucía en 2004 (Luque & Templado, 2004).

Más recientemente, como parte del proyecto Life+Posidonia Andalucía (2009-2014), las Agencias de la Junta de Andalucía AGAPA (Agencia de Gestión Agraria y Pesquera de Andalucía) y AMAYA (Agencia de Medio Ambiente y Agua) han adquirido datos referentes a praderas de angiospermas marinas (*P. oceanica, C. nodosa, Zostera* spp.) con el propósito de generar una base de datos cartográficos para actualizar y dar a conocer de manera integrada la distribución, extensión y la cobertura de las praderas de angiospermas marinas en Andalucía. Para las zonas ámbito del proyecto Life+ Posidonia Andalucía (9 Lugares de Interés Comunitario de las provincias de Almería, Granada y Málaga), la información se ha obtenido mediante el uso de sonar de barrido lateral, video remolcado e inmersiones con equipo de buceo autónomo. En batimetrías inferiores a 5 metros, además de prospecciones de buceo, se han identificado praderas mediante la digitali-

	Posidonia oceanica	*Cymodocea nodosa*	*Zostera noltii*	*Zostera marina*	*Caulerpa cylindracea*	*P. oceanica* y *C. cylindracea*	*P. oceanica* y *C. nodosa*	*P. oceanica*, *C. nodosa* y *Z. noltii*
ALMERÍA	57,49	44,06	0,0004		1,09	0,89	9,11	0,58
GRANADA	1,47	0,03						
MÁLAGA	0,53	0,006						
CÁDIZ		8,28	8,66	0,0009				
HUELVA			0,79					

Área ocupada (km^2) por especies y provincias.

Tabla 1

zación de ortofotografías georreferenciadas.

Para el resto del territorio, se ha recopilado la mejor información disponible y se ha integrado siguiendo un criterio experto. Las fuentes de información han sido básicamente las Ecocartografías del Litoral 2008 del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino y la cartografía que la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio ha levantado desde 2004 gracias al Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino.

En particular para el caso de la bahía de Cádiz, se ha utilizado la cartografía disponible de la Universidad de Cádiz (Proyecto de excelencia de la Junta de Andalucía FUNDIV (P07-RNM-02516) y para el caso de las praderas de *Cymodocea nodosa* del Parque Natural del Estrecho, se ha utilizado la cartografía levantada para la redacción del PORN del Parque del Estrecho, por parte de la Universidad de Sevilla para la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio.

Toda la información generada se ha integrado en un sistema de información geográfica que permite obtener una visión general de la distribución de las praderas marinas en Andalucía.

Esta integración cartográfica se ha realizado de manera específica para la edición de este atlas de praderas marinas de España con el objeto de mostrar al lector la distribución real y más actualizada de las praderas de angiospermas presentes en Andalucía a la escala de la infografía que se muestra en la obra (ver Mapas 1A-11A al final de este capítulo). En la tabla 1 se muestran las extensiones de las diferentes especies en cada provincia del territorio andaluz, obtenidas a partir de dicha información cartográfica. Todas las fuentes cartográficas citadas se pueden consultar independientemente a través de la Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM).

Posidonia oceanica

En el litoral andaluz esta especie forma praderas en el piso infralitoral, desde aguas muy someras hasta una profundidad variable que depende de la transparencia del agua, tanto sobre sustratos rocosos como arenosos. Así por ejemplo, en el litoral almeriense puede llegar hasta los 30 metros de profundidad y formando praderas muy densas que pueden superar los 1.000 haces/m^2 en aguas someras.

Las praderas más extensas y densas de *P. oceanica* en Andalucía se localizan en la provincia de Almería con 56 km^2 de praderas monospecíficas y 11 km^2 de praderas mixtas con otras angiospermas y macroalgas. Las coberturas son entorno al 74% y no varían significativamente a uno y otro lado del cabo de Gata (Tabla 2). La densidad media de haces es significativamente mayor en el levante (523±9 haces/m^2) que en el poniente almeriense (434 haces/m^2; POSIMED Andalucía, 2014).

La multiplicación de la densidad de haces por la cobertura media produce un valor de densidad global de la pradera que expresa la densidad de la pradera a nivel paisajístico al tener en cuenta el grado de cobertura de la pradera (es decir, si ésta es más cerrada o tiene más o menos claros), además de la separación media entre los haces, que es la que determina la densidad de haces en las zonas cubiertas al 100% por planta. En Almería, de igual forma que ocurre con la densidad media, la densidad global en el levante almeriense ronda los 372 haces/m^2, mientras que al oeste del cabo desciende a 320 haces/m^2. La especie se encuentra distribuida también por las provincias de Granada y Málaga, aunque las praderas se van volviendo cada vez más fragmentadas y se reduce considerablemente su extensión (1,57 y 0,52 km^2, respectivamente, Tabla 1), así

Tabla 2

Cobertura (%) de las praderas de Posidonia oceanica *monitoreadas en Almería. Para cada año se muestra la media más el error estándar de la cobertura y de mata muerta. Entre paréntesis se muestra el número de transectos en que se basa la media (por el método de intercepto linear).*

Localidad	Prof. (m)	Tipo de cobertura	Cobertura (%) 2009	2010	2011	2012	2013
Fondos marinos del levante almeriense:							
Cala Cocedores	11	*Posidonia*				75±5 (2)	86±3 (3)
		Mata muerta				17±3	5±1
Isla de Terreros	11	*Posidonia*				56 (2)	74±5 (3)
		Mata muerta				4±0	0
Pozo del Esparto	12-13	*Posidonia*			77±8 (3)		85±4 (3)
		Mata muerta					0±0
El Calón	11-13	*Posidonia*			85±4 (3)	85±4 (3)	71±9 (3)
		Mata muerta			0	0	0
Loza del Payo	12-15	*Posidonia*			83±6 (3)	83±6 (3)	61±6 (3)
		Mata muerta			0±0	0	0
Deretil	11-14	*Posidonia*				27±5 (3)	27±6 (3)
		Mata muerta				45±8	
Monumento Natural Islote de San Andrés	10-12	*Posidonia*				55±15 (3)	67±7 (3)
		Mata muerta				4±1	3±3
Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar:							
Agua Amarga		*Posidonia*				49±13 (4)	45±14 (3)
		Mata muerta				0	0
Carnaje		*Posidonia*	31±19 (2)	71±25 (3)			60±7 (3)
		Mata muerta	0	0			0
Las Negras		*Posidonia*				53±7 0±0 (3)	65±4 (3)
		Mata muerta					0,3±0,3
Los Escullos		*Posidonia*				84±0 (2)	90±8 (3)
		Mata muerta				0	0
Monumento Natural Arrecife de Roquetas de Mar		*Posidonia*	90±10 (2)	70±7 (5)		72±1 (3)	77±2 (3)
		Mata muerta	0	2±2		0	1±1
Fondos Marinos de Punta Entinas-Sabinar		*Posidonia*				82±1 (3)	83±4 (3)
		Mata muerta				0	3±2

como su cobertura y densidad global, a medida que avanzamos hacia el oeste. Por lo general están ausentes en las grandes ensenadas y frente a la desembocadura de grandes ríos o ramblas y en las zonas más expuestas a los vientos de poniente en Alborán. El patrón de distribución de *P. oceanica* en Andalucía, como en el resto del Mediterráneo, obedece tanto a causas naturales como al resultado de la acción humana (Pergent *et al.*, 2012). Por una parte, la influencia atlántica del mar de Alborán como zona de transición entre el Mediterráneo y el Atlántico frenan la expansión de la especie hacia el estrecho de Gibraltar; la reducción natural de la densidad de las praderas con la profundidad es más acusada en las costas de Málaga y Granada que en las de Almería (informe POSIMED-Andalucía, 2013), lo cual se puede atribuir a varios factores, o combinación de ellos, como la mayor turbidez y energía hidrodinámica del mar de Alborán o la influencia del frente Almería-Orán (Moreno & Guirado, 2003; Luque & Templado, 2004; Urra *et al.*, 2013). Por otra parte, el grado de urbanización de la costa y su efecto sobre la calidad del agua o los sedi-

mentos y algunas actividades pesqueras, como el arrastre ilegal y algunos vertidos industriales o agrícolas, han provocado una disminución en la extensión y profundidad de las praderas o la pérdida de las mismas en algunos puntos del litoral (ver apartado siguiente).

En Almería, las praderas más extensas de esta especie se encuentran en los fondos marinos del levante almeriense, desde el límite con Murcia hasta Villaricos. Hay también praderas en muy buen estado de conservación en el tramo comprendido entre Carboneras y el cabo de Gata, si bien, conforme se avanza hacia el sur presentan menor extensión y cobertura, aumentando su presencia sobre sustratos rocosos. A partir del cabo de Gata y a lo largo del resto del litoral almeriense, las praderas se presentan de forma más intermitente y con diferente grado de desarrollo en función de factores como la influencia atlántica o el tipo de sustrato. Existen grandes praderas de *P. oceanica* desde el entorno de Almería capital (Torregarcía, Costacabana, Universidad, puerto pesquero de Almería y costa del Cañarete) hasta la punta de la Piedra del Moro en Guardias Viejas, incluyendo en este tramo las zonas de Aguadulce, Roquetas de Mar y de Punta Entinas (Moreno & Guirado, 2003). En este amplio tramo destaca el Monumento Natural Arrecife Barrera de *P. oceanica*, situado en los Bajos de Roquetas, donde se encuentra la formación de estas características más notable de Andalucía. Por último, las manchas más occidentales de *P. oceanica* en esta provincia se localizan en la zona de Balanegra.

La presencia de *P. oceanica* en el litoral granadino se limita a la parte oriental de la provincia, entre las localidades de Cala Chilches y Castell de Ferro (playa de Cambriles). En general las poblaciones forman praderas pequeñas y discontinuas entre los 3 y 14 metros de profundidad, siendo las más importantes aquellas localizadas en Cala Chilches, Melicena y el tramo Castillo de Baños-Castell de Ferro. Las praderas se encuentran generalmente sobre fondos blandos aunque en las zonas más someras se pueden observar también al abrigo de grandes piedras y sobre sustrato rocoso.

El grado de cobertura de las praderas granadinas es del 59%, y la densidad media de haces (417,2±7 haces/m^2) como la densidad media global (285,3±7,2 haces/m^2) son menores que en Almería (informe POSIMED-Andalucía, 2013), sin olvidar que estos valores generalmente tienden a reducirse con la profundidad.

En el litoral de la provincia de Málaga, *P. oceanica* aparece de forma irregular y dispersa, observándose manchas poco profundas y de tamaño intermedio, y praderas con importantes discontinuidades. La cobertura media de sus praderas es del 32%, mientras que la densidad media de haces (475±13 haces/$m^{2)}$ es algo mayor que en Granada, por tratarse en general de poblaciones muy someras. En cambio, la densidad global de haces, debido a la baja cobertura de estas poblaciones, es la menor de todas las provincias (98±13 haces/m^2). En Málaga, las poblaciones de *P. oceanica* se distribuyen en tres grandes áreas: la oriental, en el tramo comprendido entre Molino de Papel (arroyo de la Miel) y Nerja; zona centro entre el faro de Calaburras y Calahonda; y el tramo entre el Saladillo y Estepona, con algunos rodales aislados en punta Chullera. Esta punta, situada muy próxima ya al Estrecho de Gibraltar y a la provincia de Cádiz, se puede considerar como el actual límite de distribución occidental de la especie (Moreno *et al.*, 2004). En todos los casos, salvo en Molino de Papel (donde se alcanzan actualmente los 11 m de profundidad), las manchas se localizan sobre sustratos rocosos muy someros, o al abrigo de éstos, entre 0,5 y 6 m de profundidad.

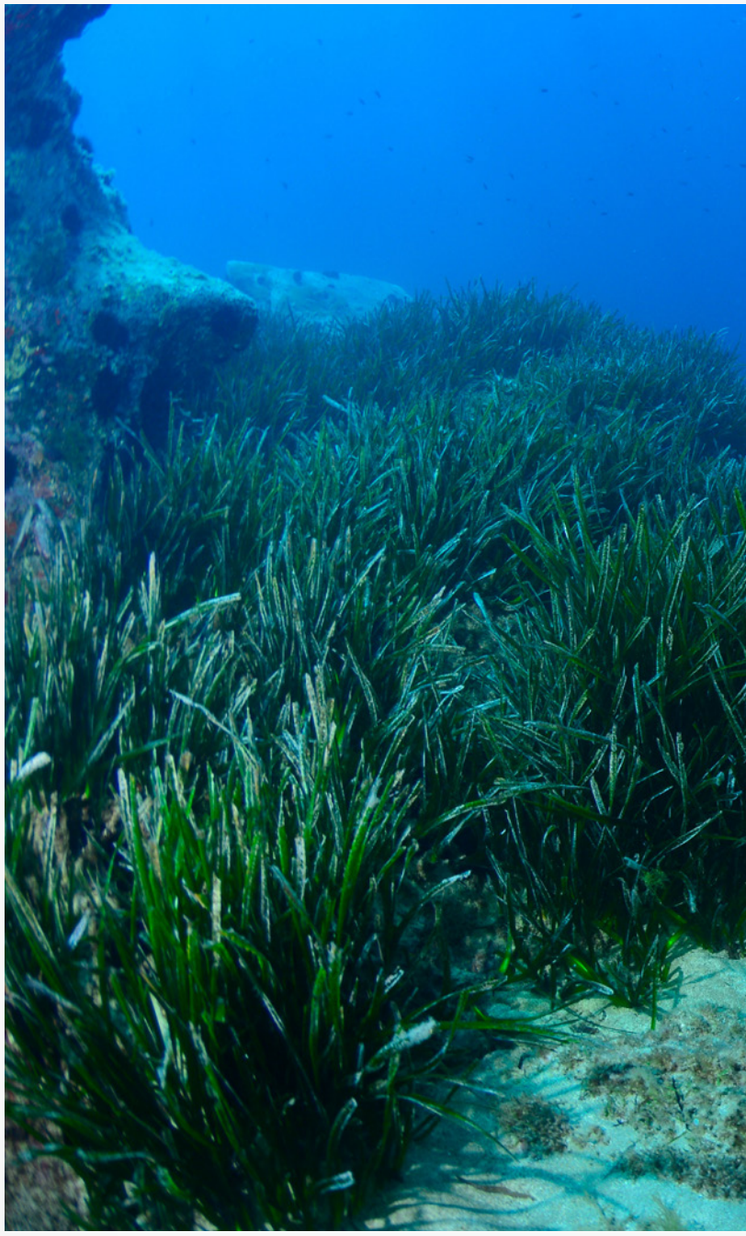
La reproducción sexual de *P. oceanica* no tiene lugar todos los años, y cuando se produce no aparece en todas las praderas, sino solo en algunas zonas, por lo que es muy difícil de detectar. La primera referencia a la floración de la especie en Andalucía corresponde a 1851, fecha en la que se observaron flores en una playa de Almería (Moreno & Guirado, 2006). Desde entonces no hubo ningún dato al respecto hasta 1988, año en el que se detectó la floración de algunas plantas en Los Escullos, Almería (García-Raso *et al.*, 1992). Posteriormente, se han incrementado las observaciones de flores en las costas andaluzas, no porque haya existido un cambio en la biología de la especie, sino por el aumento de los estudios sobre las praderas. Así, se ha detectado la floración (en otoño) y/o la fructificación (en la primavera siguiente) de *P. oceanica* en distintos puntos de Almería en los años 1995, 1996 y de 2001 a 2004 (Moreno & Guirado, 2006), 2006/07, 2009/10, 2011 y 2013 (Consejería de Medio Ambiente, 2010, 2012, 2014). Se observaron frutos y semillas en gran cantidad en las playas en la primavera de 2003, 2004 (Moreno & Guirado, 2006)

y 2010 (Consejería de Medio Ambiente, 2011). También se conocen algunos datos puntuales de floración en la provincia de Granada, en Cambriles en 1996 (Moreno & Guirado, 2006), en Melicena en 2009 (Consejería de Medio Ambiente, 2010) y en 2013 (Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, 2014) y en Cambriles en 2013 (Peñalver *et al.*, 2014), así como en la provincia de Málaga, en Molino de Papel y en Caleta de Maro en 2009 (Consejería de Medio Ambiente, 2009), y en Calaburras, Mijas costa, Estepona y El Saladillo entre 2009 y 2013 (Urra *et al.*, 2011; Peñalver *et al.*, 2014).

Cymodocea nodosa

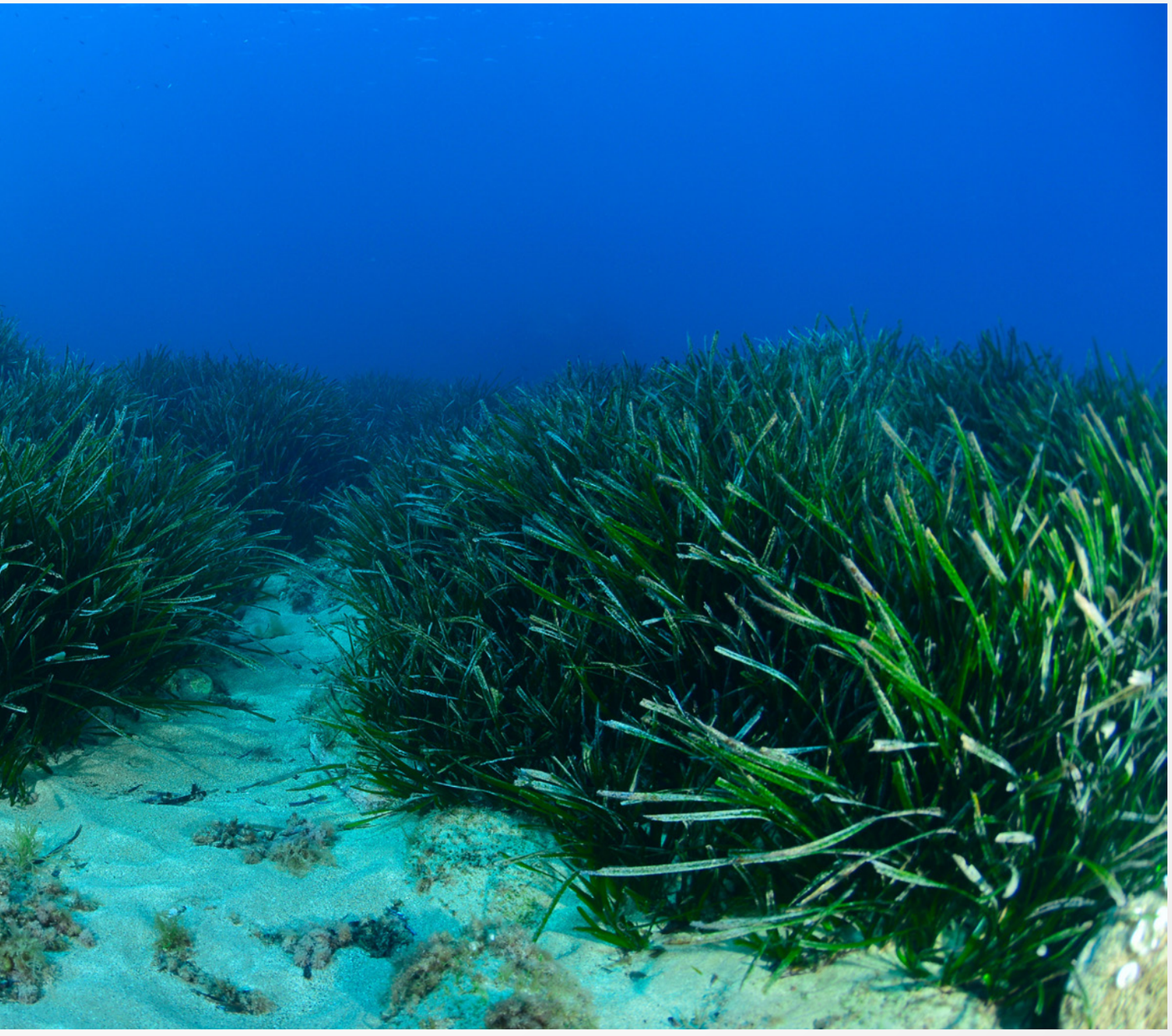
Las praderas de esta especie suelen colonizar sustratos arenosos y arenoso-fangosos, pozas del intermareal rocoso, fondos de maërl o sobre mata muerta de *P. oceanica*. En Andalucía, las poblaciones de *C. nodosa* suelen ser monoespecíficas, pero también pueden aparecer junto a praderas de *P. oceanica*, a menudo formando bandas junto a sus límites superior e inferior. Es frecuente también la existencia de praderas mixtas de *C. nodosa* con *Z. noltii*, con *Z. marina* o, incluso, con las clorofitas rizomatosas *Caulerpa prolifera* y *C. cylindracea*. *C. nodosa* puede vivir también en sustratos con mayores contenidos en materia orgánica, niveles de sulfhídrico o condiciones de hipoxia más altos en los sedimentos (García-Marín, 2013) si los comparamos con los que puede tolerar *P. oceanica*. Las praderas muestran una dinámica muy estacional con máximos de biomasa y densidad a finales de primavera o principios de verano, muy ligada a las fluctuaciones de factores naturales (movimientos de arena, corrientes, etc.) (Pérez-Lloréns, 2004c).

En Andalucía, las poblaciones de *C. nodosa* se encuentran fundamentalmente en aguas de las provincias de Almería y Cádiz. En Almería se encuentra en la mayoría de los fondos marinos de levante, incluyendo el Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar, así como en la bahía de Almería y gran parte del litoral occidental de la provincia ocupando una superficie de 44,06 km^2 como praderas monoespecíficas (Tabla 1). En Granada hay referencias sobre su presencia en cala Chilches (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2009; Consejería de Medio Ambiente, 2009) y en Castillo de Baños (Moreno & Guirado, 2003), si bien la presencia de estas poblaciones parecen haberse perdido en la actualidad. En el litoral malagueño actualmente se localizan algunos rodales entre el faro de Calaburras y punta Chullera, en fondos muy someros sobre arena al abrigo de sustratos rocosos o sobre mata muerta de *P. oceanica*. A partir de 2005, dado su carácter más pionero, se han observado praderas de *C. nodosa* ocupando zonas previamente colonizadas por *Z. marina*. Este fenómeno se ha constatado especialmente en el paraje natural de Maro-Cerro Gordo en el que se han perdido importantes extensiones de *Z. marina*. En la actualidad, la totalidad de estas prade-



ras de *C. nodosa* también han desaparecido sin que se conozca con certeza las causas, aunque en el año 2007 sufrieron un episodio de sepultamiento durante unas fuertes tormentas (véase Cuadro temático 3). En la provincia de Cádiz, *C. nodosa* se encuentra presente en el entorno del Parque Natural del Estrecho y de la Bahía de Cádiz, y en menor medida en otras localidades como el Parque Natural de la Breña y Marismas del Barbate, Corrales de Rota o la playa de Cortadura. Su extensión total es cerca de 12,9 km^2 (Tabla 1). A pesar de las prospecciones realizadas en los últimos años, en la provincia de Huelva no hay constancia actual de la presencia de esta especie, aunque sí la hubo hasta 2008 en el río Piedras.

Existe poca información sobre la reproducción sexual de *C. nodosa*, aunque se sabe que es más abundante y regular que en *P. oceanica*. Las flores, que se observan en primavera, son poco conspicuas (solo se pueden ver con facilidad las masculinas), y los frutos que maduran en otoño junto al haz materno permanecen enterrados, por lo que son difíciles de detectar. En Andalucía se han observado flores y frutos de esta especie



Pradera de Posidonia oceanica *en Carboneras, Almería. Fotografía: Javier Murcia.*

La estrella de mar Coscinasterias tenuispina *en una pradera mixta de* Cymodocea nodosa *y* Zostera noltii *en la bahía de Cádiz. Fotografía: Ricardo Bermejo.*

desde los años 90, tanto en la zona de Roquetas como en el Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar (Moreno & Guirado, 2006).

Zostera marina

En Andalucía esta especie forma praderas submareales, aunque en algunas localidades se observa en el infralitoral superior o en charcas intermareales sobre fondos blandos. De carácter eurihalino, la especie encuentra en las costas andaluzas su límite meridional de distribución (Luque & Templado, 2004; Pérez-Lloréns, 2004c). Sin embargo, *Z. marina* es actualmente una especie muy rara en Andalucía (Tabla 1) y puede que perviva en pequeñas manchas no detectadas, entre las provincias de Málaga y Granada. Además existen algunas praderas poco densas en Cádiz, donde la especie parece mostrarse en expansión.

En Almería, las praderas y manchas que se conocían en los años 90 del siglo XX fueron desapareciendo hasta 2006, año de la última confirmación de presencia en la provincia. Desde entonces no se ha vuelto a observar hasta fechas muy recientes: a finales de 2012 se encontró una pradera mixta de *C. nodosa* y *Z. marina* en las inmediaciones del puerto de Roquetas de Mar (Ibáñez com. pers.), y el 29 de abril de 2014 se encontraron plantas frescas en el arribazón de la playa de los Genoveses (Equipo de Medio Marino, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio). Estos datos, de confirmarse, podrían constituir un indicio de recuperación de la especie en Andalucía oriental. En Granada, las últimas observaciones corresponden a algunas matas sueltas enraizadas en el año 2009 en la localidad de Velilla (Almuñécar). En la provincia de Málaga, *Z. marina* se encontraba distribuida en un cinturón casi continuo desde Málaga capital hasta el límite con Granada hasta finales del siglo XX. Las últimas observaciones realizadas en esta provincia corresponden al año 2007 en el entorno del puerto de Caleta de Vélez (Vélez Málaga) donde se advirtieron los restos de una pradera con claros síntomas de degradación (Urra *et al.*, 2008; Rueda *et al.*, 2009b).

En la costa atlántica gaditana, en ocasiones también se observan restos de plantas arrojados a

la costa que sugieren la existencia de praderas submareales de esta especie todavía desconocidas. Las más recientes corresponden a arribazones frescos de esta especie observados en enero de 2014 en la ensenada de Bolonia (Peralta, obs. pers,) y en mayo de 2014 en Rota (De la Rosa, obs. pers.). En el saco interno de la bahía de Cádiz coexiste una pequeña población mezclada con las praderas de *C. nodosa* y *Z. noltii* (Hernández *et al.*, 2010a). Para la provincia de Huelva pese a los muestreos realizados en todo su litoral, no se ha detectado en ningún lugar.

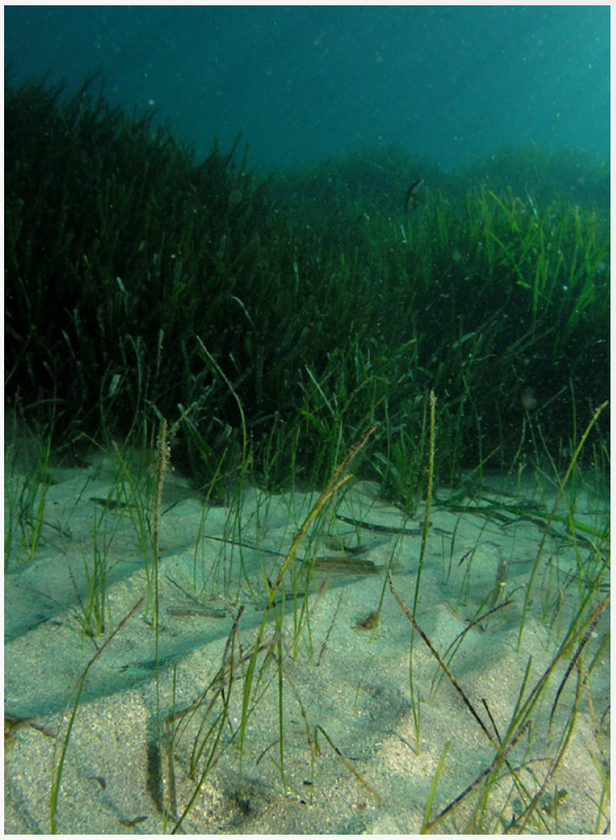
Las extensas praderas de *Z. marina* que existieron en Málaga, Granada y Almería hasta hace pocos años se reproducían sexualmente con normalidad (Rueda *et al.*, 2008a). Se conocen flores y semillas de las praderas malagueñas del Paraje Natural de Acantilados de Maro-Cerro Gordo desde 1993 a 2002 (Luque & Templado, 2004), así como en Caleta de Vélez (A. Barrajón, com. pers.). También se observaron flores en la desembocadura del río Guadalfeo (Granada) en 1995 y en Almería capital en 1996 (Moreno & Guirado, 2006), así como en praderas profundas (12-14 m) del Paraje Natural de Acantilados de Maro-Cerro Gordo (Rueda *et al.*, 2008a).

Tal como ocurre con las especies anteriores, las praderas de *Z. marina* acogen una gran variedad de flora y fauna asociada, bien descrita en la bibliografía para ciertos grupos faunísticos y florísticos (Luque & Templado, 2004; Rueda *et al.*, 2009). Los estudios de fauna de ciertos componentes faunísticos asociados a praderas ya desaparecidas de *Z. marina* de Andalucía muestran a las claras el enorme patrimonio natural que se desvanece en un entorno con la desaparición de los rodales de esta especie.

Zostera noltii

Esta especie eurihalina y bien adaptada a soportar elevadas temperaturas, fuerte irradiancia y pérdidas de agua por evaporación (Pérez-Lloréns, 2004c), se encuentra tanto en las costas andaluzas atlánticas como en las mediterráneas.

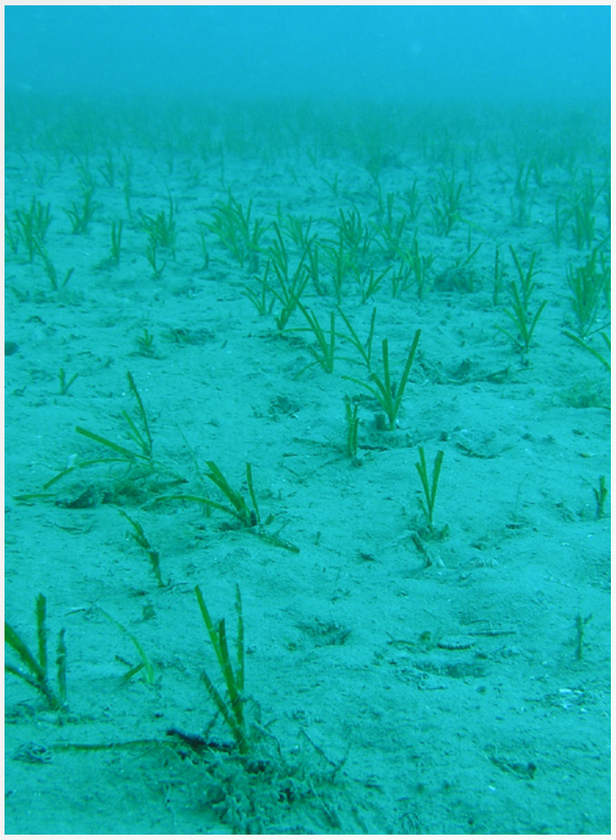
Con relativa frecuencia en las costas atlánticas andaluzas, *Z. noltii* aparece en áreas intermareales poco expuestas, sobre sustratos arenosos, limosos o fangosos, enriquecidos en materia orgánica. Por tanto, las praderas están generalmente asociadas a los estuarios y marismas de los grandes ríos. En la actualidad hay algo más de 4 km^2 cartografiados de esta especie en el litoral atlántico andaluz (Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente, 2013), a las que habría que añadir las de la bahía de Cádiz. En el litoral onubense presenta una distribución claramente intermareal, repartida entre los estuarios del Odiel, del Guadiana y en la ría de Huelva, con una extensión total que supera casi 0,8 km^2 (Tabla 1). Prácticamente toda la superficie se encuentra en el paraje natural marismas del Odiel y en sus proximidades, donde en determinados puntos de la punta del Burro o de torre Arenilla pueden encontrarse praderas con valores de cobertura media (entre el 50 y 75%) y moderada densidad de haces (por encima de 700 haces/m^2).



Pradera mixta de Posidonia oceanica *y* Cymodocea nodosa *en Agua Amarga, Almería. Fotografía: Juan M. Ruiz.*

El resto del área ocupada por *Z. noltii* corresponde a pequeñas extensiones de menos de 1 ha, situadas en la desembocadura del río Guadiana y en los parajes naturales de marismas de Isla Cristina y de marismas del río Piedras y Flecha del Rompido.

En el litoral gaditano, la especie se distribuye fundamentalmente en el entorno de la bahía de



Antigua pradera de Zostera marina *en playa del Cañuelo, Málaga. Fotografía: Julio de la Rosa. Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino, Junta de Andalucía.*

Cádiz (donde existen manchas muy densas), en el caño de Sancti Petri y en la bahía de Algeciras (desembocadura del río Palmones), en la que existen pequeñas praderas de observación casi persistente tras la fuerte pérdida experimentada en la década de los 90 (Pérez-Lloréns & Niell, 1993; Hernández *et al.*, 1997). Sin embargo, en algunas localidades como en el río San Pedro las densas praderas de antaño (Brun *et al.*, 2003) se dan hoy por desaparecidas.

En la vertiente mediterránea *Z. noltii* es más escasa: vive en el infralitoral hasta unos 6 m de profundidad, en fondos de arena y fango, formando praderas de unos pocos metros cuadrados (Moreno & Guirado, 2003; Pérez-Lloréns & Moreno, 2004; Tabla 1). Aparece en diversos puntos del litoral almeriense (Cocedores, Agua Amarga, Cala Higuera, San José, Genoveses, San Telmo, La Garrofa, Bajos de Roquetas), generalmente formando praderas mixtas con *C. nodosa* o manchas monoespecíficas de escasa superficie sobre sustrato arenoso-fangoso. Algunas de las praderas más extensas de *Z. noltii* en el Mediterráneo andaluz se encuentran en el monumento natural del Arrecife Barrera de *Posidonia* en Roquetas de Mar. En la provincia de Granada, en el año 2008, se observó un grupo de haces enraizados en las proximidades del puerto de Motril, sobre un fondo arenoso a 6 metros de profundidad, lo que constituyó la primera observación de la especie para esta provincia. Desde entonces no se ha vuelto a detectar su presencia. Por su parte, en la provincia de Málaga no existen datos que puedan confirmar la presencia de la especie

Las flores de *Zostera noltii*, que se presentan desde mayo a agosto, son pequeñas y difíciles de detectar en las praderas. Se ha observado la floración de la especie en las zonas intermareales de Cádiz (Pérez-Lloréns, 2004b), y en las praderas del infralitoral de Almería en Los Genoveses, en 2005 (Moreno & Guirado, 2006).

Ruppia spp.

Ruppia maritima

Hasta hace pocos años se creía presente colonizando ambientes interiores y lagunas próximas al litoral en todas las provincias andaluzas, salvo Granada y Jaén, (García-Murillo & Talavera, 2010; Cirujano & García-Murillo, 1992). Sin embargo, en esta última provincia se registró en 2006 la primera cita de *R. maritima* en la cuenca del Guadiana Menor (Salazar *et al.*, 2008). A pesar de esta distribución cosmopolita, aparece con mayor frecuencia en las provincias de Cádiz e interior de la provincia de Málaga (Talavera & García, 1987; Cirujano & García-Murillo, 1992), siempre asociada a lagunas endorreicas, marismas y canales poco profundos de aguas salobres o hipersalinas.

En Almería la especie ha sido hallada en algunas lagunas litorales de poca profundidad (Cirujano & García-Murillo, 1992), como las que se encuentran en el Paraje Natural de Punta Entinas-Sabinar, o en el canal de entrada a las Salinas de Cabo de Gata (Moreno & Guirado, 2006). En Málaga, su presencia se centra exclusivamente en lagunas del norte de la provincia, que en años húmedos pueden alcanzar grandes densidades (Cirujano & García-Murillo, 1992; Ortega *et al.*, 2002; Conde-Álvarez *et al.*, 2009). Por lo que respecta a la provincia de Cádiz, su presencia está descrita en lagunas de Grazalema y Algeciras (Talavera & García, 1987). También es posible encontrarla en charcas aisladas con alta salinidad de la bahía

Z. noltii *en la Bahía de Cádiz. Fotografía: Fernando Brun.*

de Cádiz, aunque es menos abundante que *R. cirrhosa* y *R. drepanensis*, también presentes en la bahía (Hernández *et al.*, 2010b). En Huelva por otro lado, ha sido observada en fondos fangosos de la ría de Huelva (Consejería de Medio Ambiente, 2010) y en la comarca de Doñana (García-Murillo *et al.*, 2006; Valdés *et al.*, 2010).

Ruppia cirrhosa

En Andalucía la distribución de esta especie queda reducida a determinados enclaves del litoral almeriense (Ortega *et al.*, 2004) y de la franja costera de las provincias de Cádiz y Huelva (Talavera & García, 1987; Cirujano & García-Murillo, 1992).

En Cádiz es en general bastante abundante en algunas zonas de la bahía de Cádiz (zona de Camposoto, península del Trocadero, zona de Santibáñez), sobre todo en caños o esteros abandonados donde las condiciones ambientales son más o menos estables durante todo el año y se mantienen siempre con agua (Hernández *et al.*, 2010b). Posiblemente a esta misma especie correspondan otras observaciones realizadas en los tramos finales de cauces en los ríos Jara (Tarifa) y Cachón (Zahara de los Atunes) (I. Hernández, *com. pers.*). Adicionalmente, en la provincia de Huelva, *R. cirrhosa* ha sido la especie de este género más frecuentemente observada, se ha encontrado en fondos fangosos de la ría de Huelva y de las marismas de Isla Cristina (Consejería de Medio Ambiente, 2010).

Ruppia drepanensis

R. drepanensis (Tineo ex Guss) en Andalucía se encuentra sobre todo en las provincias más occidentales (Talavera & García, 1987; García-Murillo & Talavera, 2010), aunque también se ha constatado su presencia en algunas lagunas del norte de la provincia de Málaga (Ortega *et al.*, 2002; Conde-Álvarez *et al.*, 2009). Sin embargo, en la provincia de Cádiz, *R. drepanensis* es especialmente abundante en los esteros de la bahía de Cádiz que se secan durante el verano (esteros en la zona de Santibáñez) en los que quedan depositadas las semillas que germinarán en la época de lluvias (Hernández *et al.*, 2010b). En la provincia de Huelva hasta ahora sólo ha sido citada en la comarca de Doñana (Valdés *et al.*, 2010), donde parece ser uno de los macrófitos más abundantes de las marismas (García-Murillo *et al.*, 2006).

CUADRO TEMÁTICO 1

PRADERAS MARINAS EN LA BAHÍA DE CÁDIZ

La bahía de Cádiz es un humedal costero protegido por figuras nacionales (Parque Natural) e internacionales (Convención Ramsar, LIC). Presenta dos zonas claramente definidas: la bahía exterior y el saco interno, separadas entre sí por el estrecho de Puntales (Figura 1.1). En el saco interno predominan fondos someros de sedimentos limosos en los que llama la atención la amplia extensión del intermareal. En estos sedimentos hay aún una presencia muy notable de praderas de angiospermas marinas de las especies *Zostera noltii*, *Zostera marina* y *Cymodocea nodosa* junto con praderas del alga *Caulerpa prolifera*. Las praderas de *Z. noltii* son las más fácilmente observables, al quedar emergidas durante la bajamar. Debido a ello, sufren el impacto más acentuado por actividades como el marisqueo tradicional. Las praderas de *Z. marina* son muy escasas, aunque aún se pueden encontrar rodales que quedan semiexpuestos en las bajamares de mareas vivas. En el submareal, la angiosperma marina más abundante es *C. nodosa*, que forma praderas muy densas entremezcladas con diversos géneros de macroalgas (*Ulva* sp., *Cystoseira* sp., *Dictyopteris* sp., etc.). Se estima en algo más de 17 km^2 la superficie que cubren las praderas de angiospermas marinas en la zona. Sin embargo, en la última década han desaparecido praderas en algunas áreas cercanas como el río San Pedro, lo que obliga a mantener y mejorar las estrategias de gestión y conservación de estas especies. Las praderas marinas presentan una dinámica marcadamente estacional, con máximas biomasas foliares estivales en torno a 80 g peso seco/m^2 y 300 g peso seco/m^2 (*Z. noltii* y *C. nodosa*, respectivamente) y densidades que llegan a superar los 5.500 haces/m^2 en *Z. noltii* y los 1.500 haces/m^2 en *C. nodosa* (Hernández *et al.*, 2010a; García-Marín, 2013).

De acuerdo con García-Marín (2013) las praderas del saco interno de la bahía se encuentran en buen estado ecológico, lo que marca un buen potencial para unas aguas costeras muy modificadas. Estas praderas han sido muy bien estudiadas y se controlan a través de un voluntariado ambiental (FAMAR) organizado por la Universidad de Cádiz.

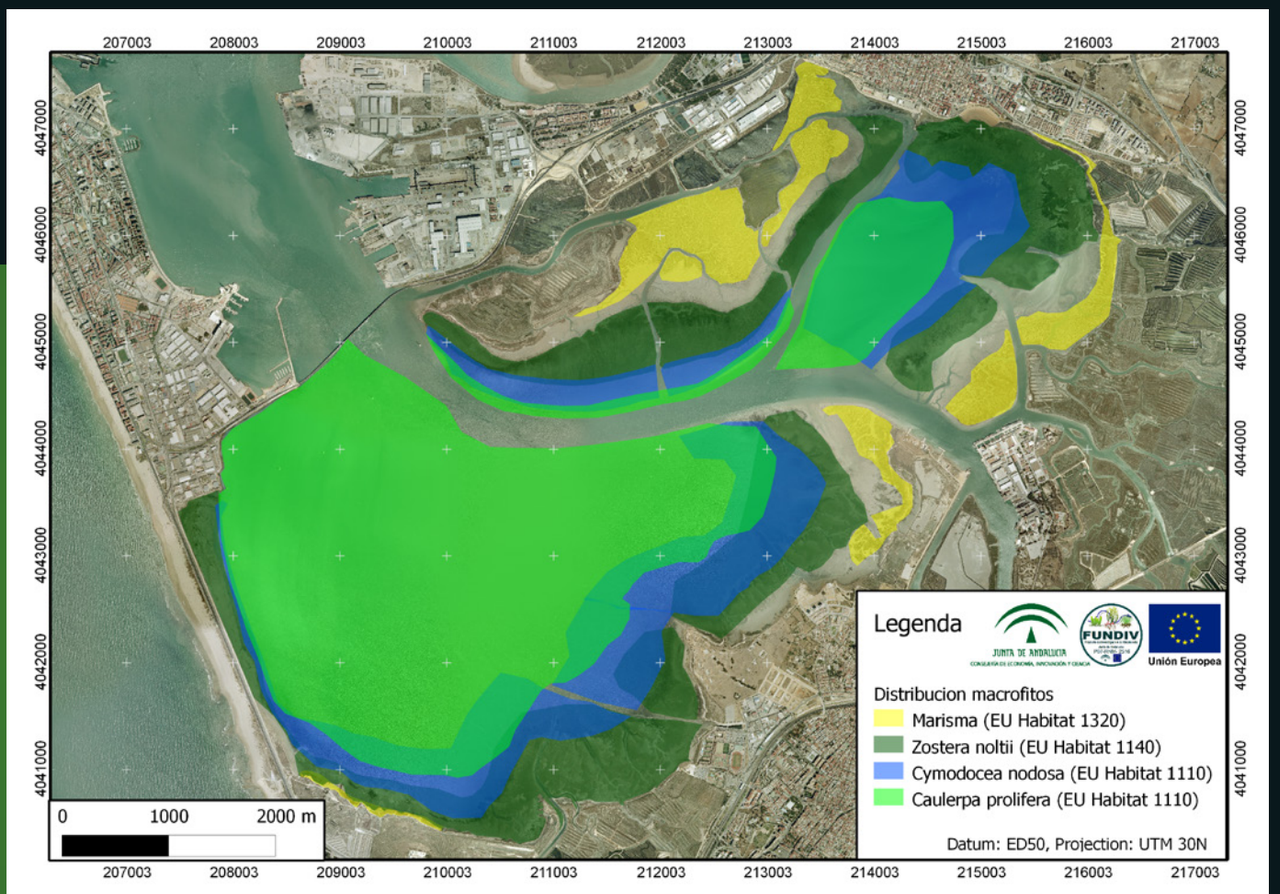


Figura 1.1

Praderas marinas en la bahía de Cádiz. Imagen cedida por el proyecto de excelencia de la Junta de Andalucía FUNDIV (P07-RNM-02516).

CUADRO TEMÁTICO 2

PRADERAS MARINAS EN GRANADA

Los datos cartográficos más actualizados disponibles en relación a las praderas de angiospermas marinas en el litoral de Granada corresponden a la Ecocartografía del litoral de esta provincia desarrollada por el Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino entre 2008 y 2009, y a las observaciones y cartografías de detalle elaboradoras por el Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía entre 2004 y 2012 (Mapa 4A). Estas fuentes aportan datos muy recientes de la existencia de cuatro especies de angiospermas marinas en la costa granadina, si bien, actualmente solo se puede asegurar la presencia de una de ellas, *Posidonia oceanica*. Esta especie presenta una distribución restringida a la parte más oriental de la provincia, entre cala Chilches y Castell de Ferro, y vive principalmente sobre sustratos blandos someros, desde los 3 metros de profundidad hasta los 14-15 metros. En las zonas menos profundas puede observarse también al abrigo de grandes piedras. En general, *P. oceanica* constituye praderas poco extensas con grandes discontinuidades, que se pueden catalogar entre semipraderas y praderas densas (Luque & Templado, 2004). Actualmente, se estima para *P. oceanica* una superficie aproximada de 1,47 km^2, de las que aproximadamente 0,175 km^2 corresponden a pradera en regresión o mata muerta.

En la provincia de Granada se puede considerar que las praderas de *P. oceanica* actualmente aún se encuentran en un aceptable estado de conservación como reflejan los valores del índice de conservación (IC; Moreno *et al.*, 2001) obtenidos en diferentes localidades, los cuales varían entre 0,7-1. No obstante, se han detectado distintos tipos de agresiones que ponen en peligro o comprometen su conservación en un futuro (ver apartado Presiones y amenazas). Las partes más someras de las praderas (4-9 metros) suelen presentar un mejor estado que las zonas más próximas al límite inferior de la pradera, generalmente sobre sustrato arenoso y más expuesta a las agresiones derivadas de la práctica ilegal de distintos tipos de pesca (arrastre, trasmallos, etc.). Durante el 2013 se ha observado un incremento de mata muerta respecto a otros años en las praderas de cala Chilches y Melicena que, aunque se desconoce la razón exacta, podría estar relacionado con algún tipo de vertido en la zona.

Los estudios sobre la biodiversidad asociada a estas praderas desarrollados en el marco del Proyecto LIFE+Posidonia Andalucia (LIFE NAT/

El color críptico del pez Opeatogenys gracilis *hace que sólo sea visible tras una atenta observación. Fotografía: Agustín Barrajón, Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino, Junta de Andalucía.*

ES/000534) han puesto de manifiesto la presencia de un gran número de especies de flora y fauna asociada a estas praderas.

Con respecto a *Cymodocea nodosa* existen referencias de su presencia en la provincia en la localidad de Castillo de Baños (Moreno & Guirado, 2003; Luque & Templado, 2004). La pradera se ubicaba entre 6-10 metros de profundidad, pero en la actualidad está completamente desaparecida. En esta zona existe actualmente una pradera de *P. oceanica* con una importante área de mata muerta. Así mismo, se tenía constancia de esta especie en la localidad de punta de Jesús, Almuñecar, (De la Rosa obs. pers.), referencia que no se cita ni en la bibliografía ni se refleja en las diferentes cartografías existentes, pero hoy se la considera igualmente desaparecida. La única observación reciente sobre la presencia de *C. nodosa* en la provincia de Granada es en cala Chilches, si bien, considerando que esta observación corresponde al año 2009 y que se trataba de plantas muy dispersas y aisladas en un área aproximada de 30.000 m^2 a unos 10 metros de profundidad, se pone en duda su vigencia actual.

Zostera marina históricamente desarrollaba importantes praderas en la costa granadina, según queda reflejado en la bibliografía (Luque & Templado, 2004) aunque no en las cartografías previas a su desaparición. Especialmente llamativa resultan las escasas referencias, tanto bibliográficas como cartográficas, a la pradera de la localidad de Punta de Jesús y Velilla, siendo además la última en desaparecer y de la que se tenía constancia de su presencia desde principios de la década de los 90 (De la Rosa, obs. pers.) hasta 2009, cuando se confirmó su desaparición. Con los datos disponibles actualmente, la especie se considera ausente del litoral de la provincia.

Apletodon incognitus *es un pez gobioesociforme que puede vivir entre los haces de* Posidonia oceanica. *Fotografía: Agustín Barrajón, Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino, Junta de Andalucía.*

Presiones y amenazas

El litoral andaluz ha sufrido una notable transformación en las últimas décadas. Desde los años 50 del Siglo XX se han venido produciendo en la costa andaluza un intenso desarrollo turístico, agrícola e industrial que se mantiene hasta la actualidad. Entre 1991 y 2010, el porcentaje de la población andaluza que vive en la franja litoral se ha incrementado un 5% y actualmente el 41% de la población se concentra en la franja litoral, mientras que en torno al 16% de la costa se encuentra urbanizada (Instituto Nacional de Estadística e Instituto de Estadística y Cartografía, 2011; Informes de Medio Ambiente de Andalucía, REDIAM). Como resultado, los ecosistemas costeros cada vez se enfrentan a mayores presiones antropogénicas, mostrando frecuentemente claros síntomas de degradación ambiental. Actualmente las principales presiones humanas sobre los fondos costeros y las praderas de angiospermas marinas de Andalucía derivan de:

1. El aumento de actividades en el litoral asociadas a una desmesurada construcción urbanística que ocasiona la pérdida directa de praderas de angiospermas marinas y/o la reducción de hábitats susceptibles de ser colonizados por estas especies.

2. La alteración de los procesos naturales de balances sedimentarios que activan la erosión costera y tienen como consecuencia la regresión de la línea de costa, el enterramiento de praderas y/o una pérdida de la transparencia del agua.

3. La insuficiente depuración de las aguas residuales, dando lugar a procesos como la eutrofización, la toxicidad directa por compuestos reducidos de nitrógeno (p. ej. amonio) y una reducción en la calidad de las masas de aguas.

4. El desarrollo de prácticas inadecuadas o abusivas por parte de sectores que desarrollan su actividad en la franja costera: desarenado, contaminación agropecuaria difusa, pesca de

Desarrollo masivo de algas verdes sobre Cymodocea nodosa*. Fernando Brun.*

arrastre, dragados, marisqueo, instalaciones de acuicultura o vertidos industriales de distinta naturaleza. De esta forma, las diferentes presiones en cada tramo litoral ejercen un impacto directo y/o indirecto sobre las praderas de angiospermas marinas, pudiendo actuar, además de forma sinérgica.

A continuación se especifican las principales presiones y amenazas que afectan a las praderas de angiospermas marinas existentes en el litoral de las costas de Andalucía, mostradas en los mapas 1B a 11B al final de este capítulo.

Infraestructuras costeras, regeneración de playas y dragados

La construcción de puertos comerciales en Andalucía en los últimos 50 años ha transformado más de 25 km^2 de litoral, la mayoría intermareales, en zonas de servicio portuario terrestre y más de 600 km^2 de ecosistemas marinos someros, en zonas de flotación (Chica & Barragán, 2011). La pérdida de hábitat directamente producida por la reclamación de terrenos al mar y la construcción de puertos son una de las causas de perturbación más importantes sobre las praderas marinas. Así por ejemplo, el estuario del río Odiel ha sufrido la pérdida del 25% de su superficie de marisma mareal debido, entre otras causas a la instalación de explotaciones salineras extensivas. En el caso del puerto de Almería, las angiospermas marinas conocidas en la zona del emisario de la Celulosa junto al puerto de Almería, en concreto *Zostera marina* (entre 8 y 12 m de profundidad), *Cymodocea nodosa* (entre 10 y 12 m) y *Posidonia oceanica* (entre 12 y 15 m), fueron sepultadas por la ampliación de las instalaciones a principios del Siglo XXI (Moreno & Guirado, 2003). En la bahía de Algeciras la mayor parte de las praderas marinas también han desaparecido por la expropiación de terrenos al mar, con la ampliación del aeropuerto (Shaw, 1993; Bull *et al.*, 2010).

Además de la ocupación directa del hábitat, estas construcciones causan a menudo la ruptura de la dinámica litoral, provocando un desequilibrio estructural en las formaciones arenosas costeras y su comunidad biológica asociada. La banda costera urbanizada casi continua en el poniente malagueño y otras partes del litoral andaluz, así como las nuevas estructuras construidas sobre el mar, han alterado los flujos sedimentarios, generando problemas de erosión de playas en casi todas las provincias. Este es el caso del puerto de cabo Pino en Marbella, construido en el año 1976, que ejerce una importante acción de barrera, y ha producido un notable descalce de los rodales de *Posidonia oceanica* existentes al oeste del puerto (J.M. Remón, obs. pers., junio 2011). El mismo fenómeno de pérdida de material fino se puede observar en el monumento natural de las Dunas de Artola a poniente del puerto y frente a la zona con *P. oceanica*, cuya línea de playa retrocede de forma continua con el paso del tiempo.

Paralelamente, las playas que a lo largo de todo el litoral andaluz han perdido gran parte de su arena se rellenan artificialmente de forma recurrente cada pocos años. Los métodos de rellenado, y los áridos usados, generan a menudo una presión sobre las praderas marinas supervivientes, al dejar muchos sedimentos en suspensión y reducir la transparencia del agua durante largos periodos. Finalmente, con el paso del tiempo estos suplementos terrígenos acaban sepultando las plantas y biocenosis como sucedió con el material aportado para la regeneración de las playas de Benalmádena (Málaga) en el año 1993 en el roquedo conocido como Laja Bermeja, donde existían praderas de *P. oceanica* a 10 metros de profundidad. Esta biocenosis resultó completamente enterrada bajo 2 metros de sedimento, quedando la profundidad reducida a sólo 8 metros (M. Torres, com. pers.). Al este de la provincia malagueña, la construcción de la autovía A7 muy cerca de la costa, en un tramo costero con mucha pendiente, y que atraviesa el paraje natural de los acantilados de Maro-Cerro Gordo, ha generado muchos materiales de derrubio que, al no haber sido retirados completamente, terminan en los fondos marinos cuando hay lluvias torrenciales, pudiendo producir el enterramiento de comunidades bentónicas, entre ellas las praderas marinas (ver Cuadro temático 3, donde se muestra un análisis detallado de las praderas del paraje natural de Maro-Cerro Gordo, entre las provincias de Granada y Málaga).

Contaminación por vertidos

La intensificación de la urbanización costera, derivada tanto de la concentración de población en núcleos urbanos (p. ej. Huelva, Málaga, Almería) como de la instalación de actividades económicas potencialmente contaminantes, ha incre-

Fotografía aérea de la fábrica DMS Deretil con detalle del vertido procedente de la misma obtenida en octubre de 2012.

mentado los vertidos en buena parte del litoral andaluz y la eutrofización de las aguas. Estos vertidos se concentran principalmente en grandes ciudades, en el frente costero de la comarca del poniente almeriense, en la parte norte de la comarca del levante almeriense o en localidades de veraneo de municipios costeros con sistemas de tratamiento de aguas residuales mal dimensionados, que incrementan los vertidos urbanos en verano.

Otros vertidos como las salmueras procedentes de las desaladoras de las provincias de Almería y Málaga, podrían afectar también a las praderas de *P. oceanica*. Los vertidos hiperhalinos cercanos a estas praderas pueden afectar al crecimiento, la reproducción y a la supervivencia de las plantas como se ha comprobado en otras praderas del Mediterráneo (Fernández-Torquemada *et al.*, 2011; Marín-Guirao *et al.*, 2013).

La contaminación difusa procedente particularmente de la agricultura intensiva genera una contaminación procedente de los cultivos (nutrientes, compuestos fitosanitarios, etc.), y que llegan al mar a través de los cursos de agua. Actualmente, la provincia que cuenta con mayor superficie dedicada al cultivo en invernaderos es Almería (260 km^2, Aznar-Sánchez & Sánchez-Picón, 2010), en su mayoría en el litoral costero de la comarca del poniente almeriense, con otra parte en la comarca metropolitana de Almería y en el norte del levante almeriense. Los invernaderos, muchos de ellos ilegales, son también relevantes en la provincia de Granada donde a pesar de la fuerte pendiente costera, se han extendido, generando además importantes desmontes de tierra que puede aumentar la sedimentación en los fondos costeros adyacentes. El aumento de la turbidez y el efecto del aporte de las sustancias químicas generadas por estas actividades aunque no del todo conocidas pueden estar repercutiendo sobre las praderas marinas de las zonas adyacentes. La agricultura en invernaderos también ha producido la práctica ilegal de desarenado de los importantes cordones dunares del litoral de Almería desde hace más de 30 años, produciendo la extracción de más de 17 millones de metros cúbicos de arena litoral y

afectando a la dinámica costera y a las mismas praderas como se explica anteriormente.

Por otro lado, la contaminación de las aguas litorales derivada de actividades industriales es remarcable en algunas zonas del litoral andaluz. Como ejemplo se encuentran las praderas de *Zostera noltii* en las marismas del Odiel que están sometidas a la influencia de los vertidos del polígono industrial de Huelva. Igualmente, cerca de 26 km^2 de las marismas del río Tinto han sido ocupados por residuos sólidos altamente tóxicos, procedentes de complejos industriales cercanos (Chica & Barragán, 2011). Y de forma similar, las actividades industriales localizadas en la bahía de Algeciras, como la industria farmacéutica, metalúrgica y la petroquímica, representan los mayores aportes de compuestos contaminantes en esta zona del litoral y representan una importante presión para las praderas de la zona. En el levante almeriense, el vertido de contaminantes al mar por parte de la factoría química Deretil (norte de Villaricos; ver Mapa 1B) provocaron la desaparición de un tramo de pradera de *P. oceanica* a lo largo de 2 km de costa, entre la orilla y unos 10 m de profundidad. En esta zona ahora sólo se observa mata muerta de *P. oceanica* (Moreno *et al.*, 1999, 2001), y el declive de las praderas adyacentes persiste (ver Cuadro temático 4).

La provincia de Cádiz soporta también la influencia de un intenso tráfico marítimo debido a la cercanía del Estrecho y la presencia de los puertos de Algeciras y Gibraltar, lo que se traduce en una fuerte presión ambiental y amenaza de vertidos accidentales sobre el medio marino y las praderas del Estrecho. De la misma manera, en las proximidades del golfo de Almería confluyen gran parte de las rutas marítimas entre el Mediterráneo oriental y el estrecho de Gibraltar así como el enlace entre Almería y los puertos del norte de África. Este intenso tráfico marítimo constituye una amenaza sobre las praderas por posibles derrames accidentales de hidrocarburos o la limpieza ilegal de tanques.

Pesca de arrastre, marisqueo y otras modalidades de pesca

Otra de las presiones recurrentes es la pesca de arrastre realizada de forma ilegal a menos de 50 m de profundidad y que se sigue produciendo sobre parte del litoral. Esta actividad ilegal ha sido una causa fundamental de la desaparición de las praderas de *Z. marina* de Torre del Mar o Maro-Cerro Gordo en el pasado reciente, si bien posiblemente no ha sido la única causa de su desaparición (Consejería de Medio Ambiente, 2005), pudiendo haber existido algún agente infeccioso (C. Salas, com. pers.) que también haya contribuido a su regresión.

En el levante granadino, donde se encuentran las praderas de *P. oceanica*, este tipo de pesca ejerce una fuerte presión sobre estas comunidades, donde se observan amplias zonas con marcas de arrastre y rastros. Aunque en menor medida, la pesca ilegal con artes menores también supone una agresión sobre las praderas de angiospermas, y junto con el dragado ilegal en fondos marinos, el arrastre ilegal y la pesca con rastros

Marisqueo sobre Zostera noltii. *Fotografía: Fernando Brun.*

también podrían ser causantes de la degradación de los límites profundos de varias praderas, como las del arrecife-barrera de *P. oceanica* de Roquetas de Mar (véase Cuadro temático 6), las praderas de Punta Entinas-Punta Sabinar-Punta Elena o las de la playa de Balerma (Aguilar & de Pablo, 2007). Debido al lento crecimiento de *P. oceanica*, la recuperación de algunas de estas praderas una vez degradada se hace muy difícil.

La actividad marisquera tanto la legal como la ilegal que se realizan en los caladeros de las provincias de Huelva y Cádiz (desembocadura y marismas del río Piedras, la Barra del Terrón, las marismas del Parque Natural de Isla Cristina, la bahía de Cádiz, las zonas de producción del río Guadiana-Carreras, la ría de Huelva o las marismas de Punta Umbría), repercuten negativamente sobre las praderas intermareales. Un ejemplo claro de esto, es la actividad marisquera que se lleva a cabo en las zonas intermareales del saco interno de la bahía de Cádiz, donde la extracción de miñocas (*Hediste diversicolor*), un anélido poliqueto utilizado como cebo, genera una importante destrucción de las praderas intermareales de las angiospermas marinas *Z. noltii* y *C. nodosa*.

Fondeo regulado y no regulado

En el mar de Alborán y el levante almeriense, las actividades turísticas como el fondeo de embarcaciones, la pesca deportiva o el buceo recreativo pueden afectar considerablemente a las praderas cuando se concentran en determinadas zonas del litoral. Además, zonas como la bahía de Cádiz, el río Piedras o la ría de Huelva han visto crecer en las últimas décadas el número de embarcaciones que contribuyen a su degradación ambiental, aumentando al mismo tiempo el impacto mecánico por fondeo en las praderas de *Z. noltii*. El efecto de estas actividades náuticas viene determinado tanto por el arranque físico producido por el ancla de las embarcaciones, como por la acción de las hélices de los motores que actúan cortando y segando las hojas que flotan en la masa de agua. Además a esto hay que unirle la reparación de embarcaciones fondeadas directamente sobre zonas intermareales cubiertas por praderas de angiospermas marinas.

Especies invasoras

Por último, se ha detectado la presencia de algas exóticas invasoras, como *Asparagopsis taxiformis, Caulerpa cylindracea* y *Lophocladia lallemandii* en diversas zonas del litoral como el Levante Almeriense y el Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar (Moreno, 2010; Consejería de Agricultura Pesca y Medio Ambiente, 2013). El carácter invasor de las poblaciones de estas algas puede favorecer su rápida expansión, y tener consecuencias negativas en las praderas como las observadas en otras zonas del litoral español (Ballesteros *et al.*, 2007; Holmer *et al.*, 2009). La situación más preocupante se encuentra en el LIC de los Fon-

Caulerpa cylindracea *entre manchas de* Posidonia oceanica *en Isla Terreros, Almería. Fotografía: Agustin Barrajón. Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino, Junta de Andalucía.*

dos Marinos del Levante Almeriense donde se ha detectado la presencia masiva de las especies *C. cylindracea* (desde Cocedores e isla de Terreros hasta punta de cala Infalible) que cubre una superficie de más de 120 ha (Consejería de Medio Ambiente, 2010; Consejeria de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente, 2013) y *L. lallemandii* (cala Cocedores e isla de Terreros) (Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente, 2013). *L. lallemandii* puede causar efectos negativos sobre las praderas de *P. oceanica*, particularmente sobre praderas que han sufrido regresión y podrían estar influyendo en el declive observado en cala Cocedores.

CUADRO TEMÁTICO 3

PRADERAS MARINAS EN EL PARAJE NATURAL DE LOS ACANTILADOS DE MARO-CERRO GORDO

Los acantilados de Maro-Cerro Gordo fueron declarados Paraje Natural por la Ley 2/1989 de 18 de Julio en base a sus "singulares valores, y con la finalidad de atender a la conservación de su flora, fauna, constitución geomorfológica y valores paisajísticos". Entre estos singulares valores florísticos estaba el hecho de albergar una excepcional pradera de *Zostera marina* (Retamero & Barrajón, 1993) y la última auténtica pradera de *Posidonia oceanica* en su límite de distribución hacia el oeste, en la desembocadura del arroyo de la Miel.

La pradera de *Z. marina* ha desaparecido del Paraje y del resto de la provincia de Málaga donde, hasta 2006, formaba un cinturón discontinuo "desde el antiguo dique de poniente del puerto de Málaga, hasta el límite con la provincia de Granada" (Luque & Templado, 2004). Seguramente la constante actividad de la pesca de arrastre realizada en fondos más someros a los permitidos por el marco legal, los vertidos (Consejería de Medio Ambiente, 2005) y posiblemente la aparición de enfermedades (C. Salas, com pers.) hayan sido los principales factores causantes de su desaparición. Otros factores como el aumento de la temperatura del agua pueden igualmente haber afectado a estas poblaciones, aunque sin datos más precisos es difícil de conocer la causa real.

En 1993 la pradera de *P. oceanica*, según Retamero & Barrajón (1993), era un vestigio de lo que posiblemente fue una pradera de mayor tamaño. Estos mismos autores recomendaron en su estudio la instalación de arrecifes artificiales para proteger las diferentes biocenosis, principalmente las constituidas por angiospermas marinas. Dichos arrecifes se instalaron finalmente en diciembre de 2006.

En 2007 la pradera de *P. oceanica* del arroyo de la Miel, situada al este de Maro fue afectada gravemente por las lluvias torrenciales caídas a finales de verano. Estas lluvias arrastraron hasta el fondo marino los materiales de derrubio no retirados tras la construcción de la autovía A7, a su paso por el paraje natural (Conse-

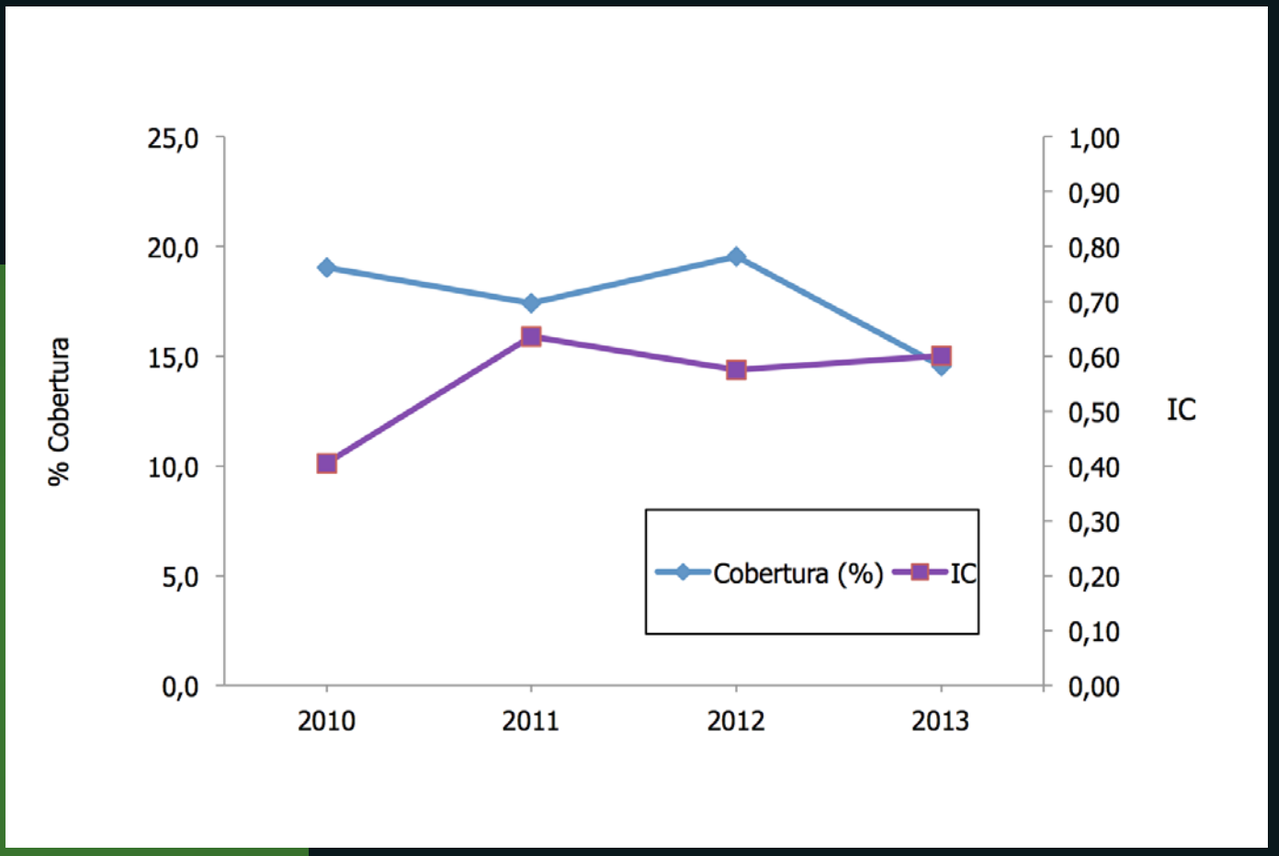


Figura 3.1

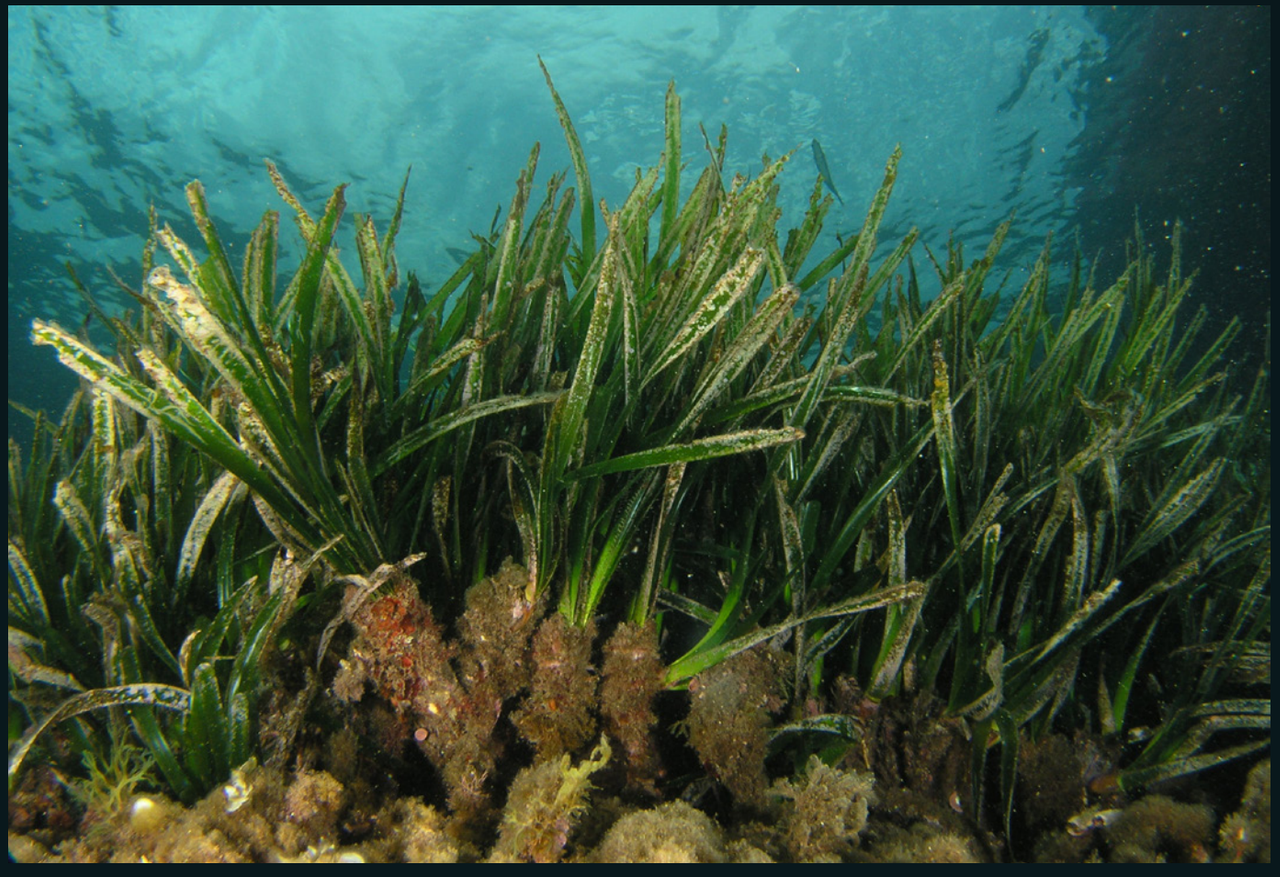
Cobertura promedio (%) e Índice de Conservación (IC) de la pradera del arroyo de la Miel (Molino de Papel) en el periodo 2010-2013.

Localidad	Rango profundidad (m)		2004	2005	2006	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Calaburras (Peñón del Fraile)	3-4	*Posidonia*	8±0 (2)					20±7 (3)	9±2 (6)		17±9 (3)
		Mata muerta	0					0	0		1±1
El Saladillo	4	*Posidonia*									1
		Mata muerta									
Estepona	2-4	*Posidonia*									12±4
		Mata muerta									1±1
Molino de Papel	9-11	*Posidonia*			26±9 (4)	22 (1)		24±6 (8)	17±4 (6)	18±5 (9)	15±4 (6)
		Mata muerta			0	0		12±7	14±8	17±6	10±6
Nerja	2-3	*Posidonia*			27±11 (3)			26±11 (3)	19±19 (3)		29±3 (2)
		Mata muerta			0			1±1	13±10		0

Datos de cobertura (%) obtenidos en las praderas de Posidonia oceanica *de Málaga: porcentaje de sustrato cubierto por* Posidonia oceanica *y por mata muerta. Para cada parámetro se muestra su media ± error estándar y el número de réplicas en que se basan (entre paréntesis), que es el mismo para ambos parámetros.*

Tabla 3.1

jería de Medio Ambiente, 2007). Debido a ello la cobertura de la pradera de *P. oceanica* ha ido disminuyendo desde valores medios cercanos al 20% en 2010, hasta un valor de cobertura en torno al 15 % en 2013 (Tabla 3.1, Figura 3.1), y este valor está además por debajo del 45% de la cobertura medida en 2006 (Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente, 2013). El índice de conservación (IC) muestra cierta tendencia a la mejora, pero es sólo debida a la disminución de mata muerta (Tabla 3.1). A pesar de esta regresión, en esta pradera se encontraron numerosos haces con inflorescencias en 2009, al igual que se observó en muchas



Pradera de Posidonia oceanica *en el Paraje Natural de Maro Cerro Gordo. Fotografía: Juan Manuel Ruiz.*

otras praderas fragmentadas o no de Andalucía (Urra *et al.*, 2011).

En la actualidad, *P. oceanica* ocupa una superficie de unas 0,16 km^2 entre 3 y 12 metros de profundidad, al pie de los acantilados o al abrigo de los sustratos rocosos. La mayor parte de esta superficie corresponde a la pradera del arroyo de la Miel que se extiende de forma discontinua hacia el oeste, hasta la playa de Maro (ya fuera del paraje natural). Hacia el este, *P. oceanica* se localiza en la playa del Cañuelo, formando una mancha de 2 o 3 m^2. Hacia levante la especie desaparece hasta playa Cambriles, al este de Castell de Ferro, en la provincia de Granada, donde forma unas relativamente extensas praderas.

C. nodosa fue documentada en el Paraje por primera vez en el 2005, tras la desaparición de *Z. marina* en la zona (Urra *et al.*, 2008). Posiblemente esta aparición estuvo ligada a su vez, a la desaparición de *Z. marina* dado el carácter colonizador y pionero que tiene la primera de estas especies (Luque & Templado, 2004). Desde 2009 no se ha vuelto a localizar *C. nodosa* en la zona por lo que actualmente se considera extinta.

En el estudio faunístico realizado en diversas estaciones de *Posidonia* de las provincias de Almería, Granada y Málaga, por el Proyecto LIFE+Posidonia Andalucia (LIFE NAT/ES/000534), se ha puesto de manifiesto que la pradera del arroyo de la Miel no es la estación más rica en especies pero sin embargo en ella es relativamente más abundante la holoturia *Holothuria tubulosa* y los peces *Apletodon incognitus* y *Opeatogenys gracilis*.

El holoturoideo Holothuria tubulosa *ha sido relativamente abundante en los estudios faunísticos realizados en la pradera del Arroyo de la Miel. Fotografía: Agustín Barrajón, Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino, Junta de Andalucía.*

CUADRO TEMÁTICO 4

LEVANTE ALMERIENSE

La costa norte de la provincia de Almería, en el tramo comprendido entre Villaricos y Terreros, cuenta con algunas de las praderas de angiospermas marinas más extensas y mejor conservadas del litoral andaluz (Moreno & Guirado, 2003; Luque & Templado, 2004), hecho que motivó su inclusión en la Red Natura 2000 como LIC, y posteriormente en el marco del Convenio de Barcelona como ZEPIM.

Situada al noreste de Villaricos, al comienzo de la sierra Almagrera, Deretil es la principal industria química de la costa almeriense, dedicada entre otros productos a la fabricación de ingredientes químicos y farmacéuticos activos desde 1968. La fábrica cuenta con una toma de agua a 40 m de profundidad, varios vertidos en la orilla, y una gran depuradora en tierra. El tramo de litoral donde se asienta la localidad es rocoso (filitas y pizarras, principalmente), de acantilado bajo y pequeñas calas. Los fondos son también rocosos, con grandes bloques en los primeros metros, pasando a más profundidad a estar constituidos por sustratos blandos (gravas y arenas) que están dominados por extensas praderas de *Posidonia oceanica* desde casi la misma orilla hasta unos 25 m de profundidad. Representa uno de los puntos de la costa almeriense donde la regresión de las praderas de *P. oceanica* es más evidente. El vertido químico de la fábrica de Deretil, en la misma orilla, parece ser el causante principal de la desaparición de este tramo de la pradera desde la orilla hasta unos 10 m de profundidad, partiendo desde su punto de emisión hacia el suroeste (por la corriente) hasta sobrepasar el pueblo cercano de Villaricos, lo que corresponde a unos 2 km de costa (Moreno *et al.*, 1999, 2001). La muerte y regresión de esta pradera pudo ya ser constatada

Técnico del Equipo de Apoyo Técnico a la Gestión Sostenible del Medio Marino de la Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente, inspeccionando las parcelas trasplantadas en Deretil sobre mata muerta de Posidonia *procedentes del puerto de Roquetas de Mar (28/06/2006). Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino, Junta de Andalucía.*

en los años 90 por la presencia en la zona de una gran extensión de mata muerta de *P. oceanica*.

A principios del presente siglo, la fábrica implantó un sistema para reducir la contaminación de los vertidos. Aún así, entre 2003 y 2012, el registro estatal de emisiones contaminantes indica que esta fábrica vertió al agua una media de 580.000 kg de nitrógeno al año, 35.000 kg/año de fósforo o 250.000 kg/año de carbono orgánico, además de compuestos halogenados (3.400 kg/año), fenoles (258 kg/año) o cianuro (230 kg en 2012), entre otras sustancias, por lo que su repercusión en las praderas cercanas puede seguir siendo importante. En 2006 una experiencia de trasplante de matas de *P. oceanica* procedentes del puerto de Roquetas (Almería), donde iba a realizarse un dragado incluyó como área receptora una zona afectada por el vertido de Deretil y a otros puntos de control (Villaricos y Roquetas de Mar). Se detectó una mayor regresión en los trasplantes más próximos a Deretil, en comparación con los otros más alejados. La diferencia de supervivencia con los transplantes en Villaricos podría haberse debido a la degradación de la zona receptora y, posiblemente, al vertido, que aparentemente sigue afectando a la calidad de las aguas de la zona (Fernández Torquemada *et al.*, 2008b). De hecho, la estación de seguimiento de la red POSIMED-Andalucía de Deretil, situada a unos 11 metros de profundidad y a unos 400 metros de la costa frente a la fábrica, muestra que las plantas de *P. oceanica* tienen una vitalidad muy baja, con las hojas mucho más cortas que en las estaciones de El Calón y Loza del Payo, medidas en la misma época y a la misma profundidad (13,2±0,8 cm en Deretil frente a 27,5±1,1 cm en La Loza del Payo o 24,9±1,6 cm en El Calón, en otoño de 2012 y 2013). Las coberturas de *P. oceanica* medidas también son mucho más bajas, así como la densidad y la densidad global de la pradera (Tabla 2). Todo ello indica que la regresión de la pradera de Villaricos continúa, aunque a un ritmo menor que en los años 90 del siglo XX.

Ictiofauna de una pradera de Posidonia oceanica. *Fotografía: Cesar Cachón.*

CUADRO TEMÁTICO 5

CABO DE GATA

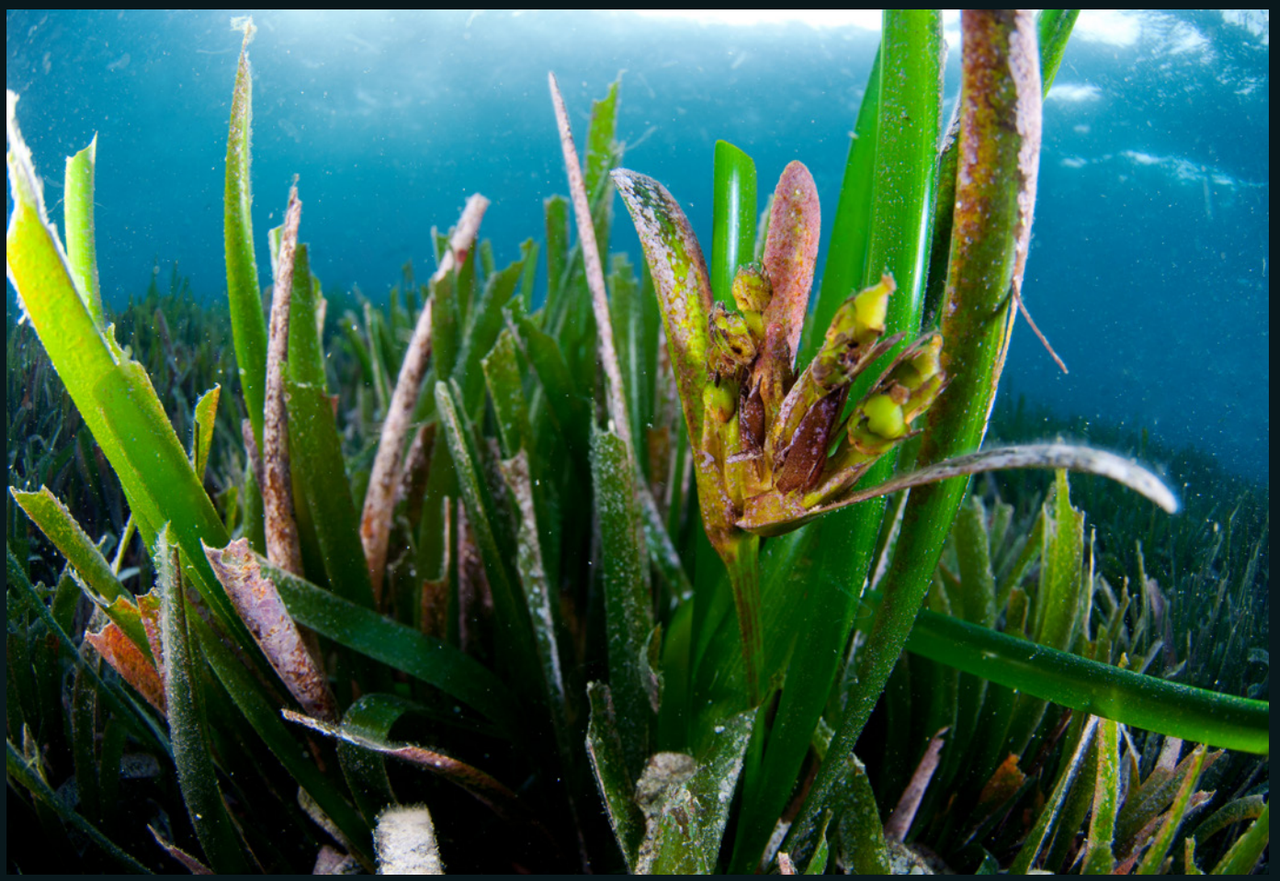
El Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar, declarado en 1987 por la Junta de Andalucía, es el primer espacio marítimo-terrestre protegido que se creó en Andalucía y posee unas 50.000 ha, de las que 12.000 son marinas. Este privilegiado espacio es, además de Parque Natural, una Reserva Marina desde 1995, Reserva de la Biosfera (1997, UNESCO), Zona Especialmente Protegida de Importancia para el Mediterráneo (ZEPIM) (2001, Convenio de Barcelona) y Geoparque (2006, UNESCO). Cabo de Gata alberga una gran diversidad de fondos marinos, entre los que destacan las extensas praderas de *Posidonia oceanica* (García-Raso *et al.*, 1992; Luque & Templado, 2004) que se encuentran en la zona tanto sobre fondos blandos, principalmente en la costa de levante del parque, como en fondos rocosos, sobre todo en las zonas cercanas al mismo cabo de Gata (Moreno & Guirado, 2003; Moreno, 2004). Las praderas más extensas se encuentran al norte de San José, incluyendo los fondos marinos situados frente a Los Escullos, La Isleta del Moro, Las Amatistas, El Carnaje, la Punta de la Polacra, El Playazo, cala de San Pedro y de Punta Javana hasta Agua Amarga. La franja marina ocupada por praderas en ocasiones es muy ancha, incluso de más de un kilómetro, desde casi la misma orilla hasta unos 25 metros de profundidad.

La biodiversidad de las praderas de cabo de Gata es muy elevada. Un buen indicador puede ser el listado de especies conocido en las praderas de Almería de *P. oceanica* con más de 700 especies identificadas, o el listado de especies de las praderas andaluzas de *Cymodocea nodosa* con más de 100 especies conocidas (Luque & Templado, 2004; García-Raso *et al.*, 2006; Marina *et al.*, 2012). El frente Almería-Orán, que se sitúa frente

Gracias a la transparencia de las aguas del Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar es posible observar las praderas de Posidonia oceanica *de sus fondos (Playazo de Rodalquilar). Fotografía: Agustín Barrajón y Diego Moreno. Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino, Junta de Andalucía.*

al cabo de Gata, constituye una barrera biogeográfica para numerosas especies que viven en las praderas de *P. oceanica*. Así, especies típicamente mediterráneas como el bivalvo *Flexopecten hyalinus*, el gasterópodo *Tricolia speciosa* o la estrella de capitán pequeña *Asterina pancerii* parecen encontrarse tan sólo en las praderas almerienses y no han sido halladas hasta la fecha en las del mar de Alborán de Granada y Málaga. En las praderas de *C. nodosa* la especie de gasterópodo *Gibbula leucophaea*, típicamente mediterránea y que vive exclusivamente en esta angiosperma, es frecuente en Almería, pero no llega a entrar en Granada y Málaga.

La conservación de las praderas de *P. oceanica* de cabo de Gata ha sido siempre uno de los principales objetivos del parque natural. En este sentido, el arrecife artificial de cabo de Gata instalado entre 1993 y 1994, y situado a ambos lados de la reserva integral frente a la zona del faro del mismo nombre, ha sido una garantía para la protección de las praderas al actuar contra la pesca ilegal y como un elemento de vigilancia pasiva muy eficaz (Moreno *et al.*, 2006 y 2009). Las praderas marinas de este parque se encuentran en general en buen estado de conservación. La presencia del alga exótica invasora *Caulerpa cylindracea* detectada en 2012 en la reserva integral de Punta Javana sobre comunidades de algas rojas calcáreas concreccionadoras (fondos de "maërl" o "cascajo") es preocupante (Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente, 2013), aunque por el momento el alga invasora parece encontrarse muy localizada y no coloniza las praderas.



Inflorescencia de Posidonia oceanica. *Fotografía: Javier Murcia.*

Arrecife artificial de cabo de Gata a 26 metros de profundidad (Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar, 27/04/2011). Fotografía: Agustín Barrajón y Diego Moreno. Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino, Junta de Andalucía.

CUADRO TEMÁTICO 6

ARRECIFE BARRERA DE POSIDONIA, BAJOS DE ROQUETAS

Una de las pocas áreas del litoral español con presencia conocida de las cuatro especies de angiospermas marinas presentes en el Mediterráneo es el tramo costero del municipio almeriense de Roquetas de Mar. Además, este tramo cuenta con un elemento estructural único en Andalucía: un arrecife barrera de *Posidonia oceanica*. Su singularidad le valió en el año 2001 ser declarado "monumento natural" (Decreto 226/2001, de 2 de octubre, por el que se declaran determinados Monumentos Naturales de Andalucía), con una extensión de 1,08 km^2. La forma de este imponente arrecife construido por los rizomas de *P. oceanica* es muy similar a la de los arrecifes de coral de mares tropicales, con una elevación sobre el fondo del mar de su estructura biológica que llega hasta la misma superficie del agua, gracias al crecimiento vertical de *P. oceanica*, y que queda dispuesta a cierta distancia de la playa (Figura 6.1). Existe, por tanto, una zona de rompientes anterior a la playa y una laguna interior de aguas calmadas y sedimentos finos donde pueden vivir otras angiospermas marinas, como *Cymodocea nodosa, Zostera marina* y *Zostera noltii*. La zona fue aprovechada en época romana para construir un puerto que quedaba junto a la pequeña ciudad de Turaniana, y del que quedan aún restos sumergidos. El monumento natural marino se encuentra frente a la Ribera de la Algaida, área litoral con una zona de marismas y unas salinas abandonadas (utilizadas por numerosas aves), que actúan de zona tampón, protegiendo a los fondos marinos someros y albergando las ruinas romanas declaradas "Bien de Interés Cultural" (BIC).

La gran riqueza natural de este extraordinario arrecife barrera de *P. oceanica*, que alberga una gran cantidad de especies de flora y fauna marinas (destacan las concreciones del alga calcárea *Mesophyllum alternans* y el bivalvo *Pinna nobilis*), y los valores culturales y arqueológicos de la zona, se encuentran en peligro. Los vertidos y las actividades humanas pueden perjudicar seriamente a las praderas presentes en la zona. Además, justo por fuera del monumento, a poco más de 10 m de profundidad, existen numerosas marcas en el lecho marino producidas por barcos de arrastre y dragas, que indican multitud de usos ilegales

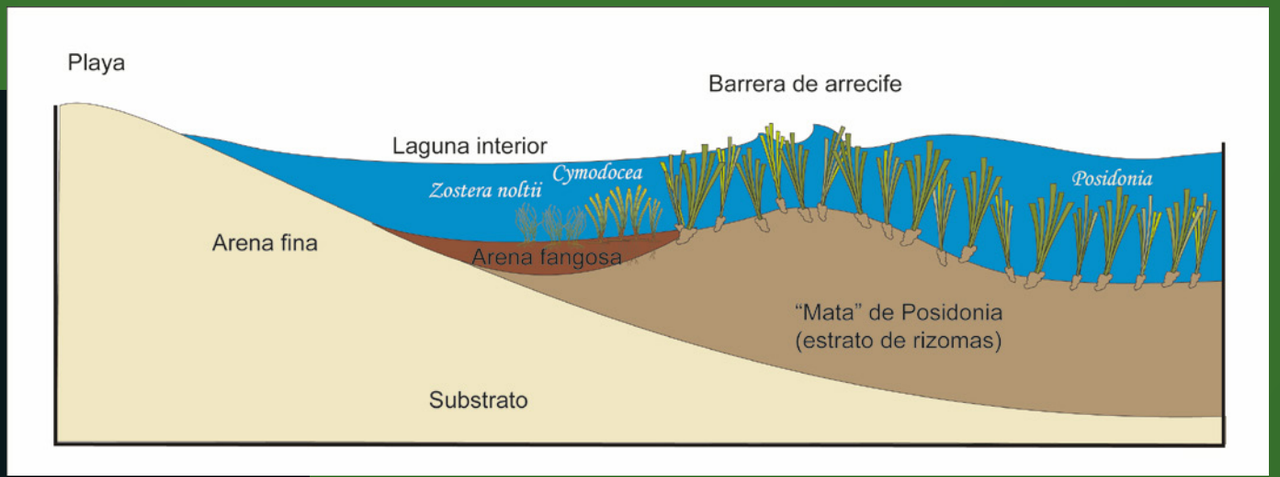
producidos en el pasado reciente y que afectan la estabilidad y conservación de estas praderas. La fragilidad de este espacio natural, de características únicas, necesita de un esfuerzo de todos para su conservación futura.

Marcas de actividades humanas sobre el fondo marino vistas desde el aire. Bajos de Roquetas de Mar, Almería. Fotografía: Agustín Barrajón. Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino, Junta de Andalucía.

Figura 6.1

Esquema del arrecife barrera de los bajos de Roquetas, mostrando la posición de las distintas praderas de angiospermas marinas, la cresta y la laguna interior.

Ilustración: Diego Moreno/ Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino, Junta de Andalucía.



Las praderas de Posidonia oceanica *se encuentran a muy poca profundidad, e incluso llegan a la superficie del agua, en la zona de los bajos de Roquetas de Mar, Almería. Fotografía: Diego Moreno. Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino, Junta de Andalucía.*

Cresta del arrecife barrera de Posidonia. oceanica *donde rompen las olas. Bajos de Roquetas de Mar, Almería. Fotografía: Diego Moreno. Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino, Junta de Andalucía.*

Estado y tendencias

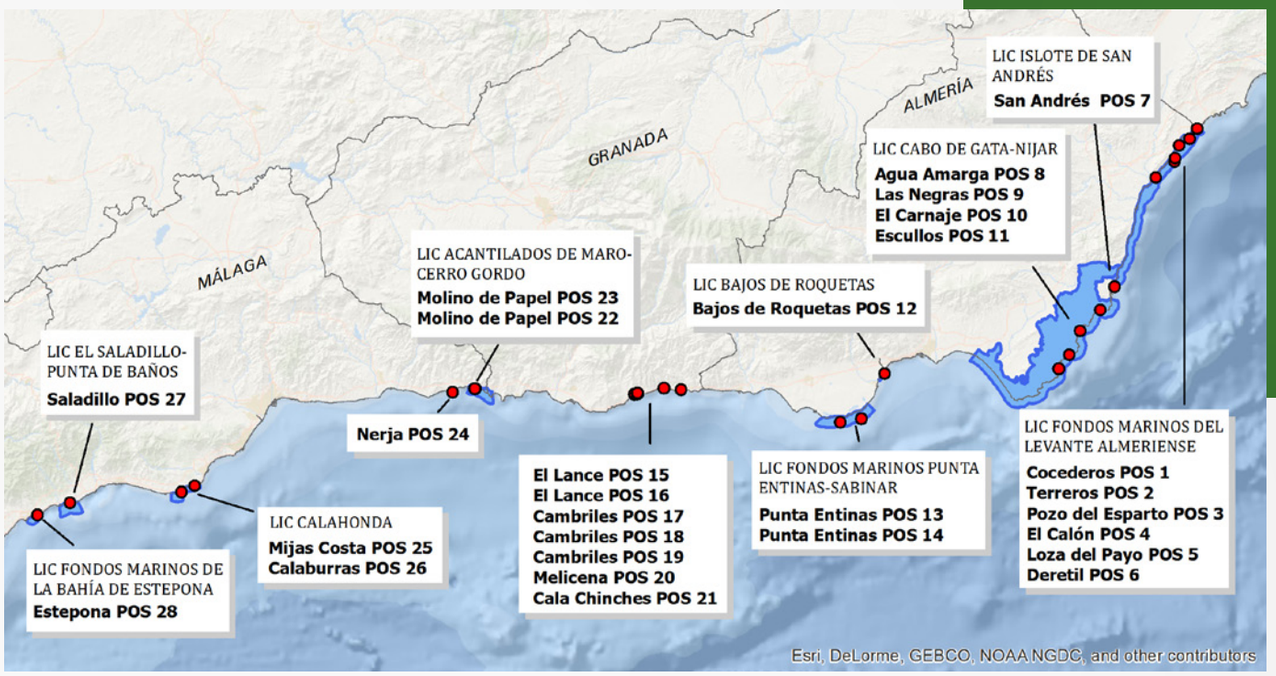
Aún no se ha realizado una comparación de las cartografías de las praderas marinas de Andalucía en los años 90 con las obtenidas en los últimos años, en parte porque éstas son muy recientes, y en parte porque es una labor compleja: las diferencias de metodología, escala, extensión y detalle, impiden una cuantificación global y directa de la evolución de la superficie de praderas marinas en Andalucía en las últimas décadas. Sin embargo, sería posible y recomendable realizar comparaciones parciales de la extensión de las praderas marinas en las zonas más prospectadas mediante cartografías sucesivas, como en Maro-Cerro Gordo o ciertas áreas de la provincia de Almería.

Desde el año 2005, el Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio realiza tareas de seguimiento de las distintas praderas marinas andaluzas. Algunas de estas disponen de información sistemática desde entonces, como las praderas de *Posidonia oceanica* en Maro-Cerro Gordo, o las situadas en la franja costera de Granada, y en otros casos la información se encuentra más dispersa o las series de información son más recientes, por ejemplo, las praderas de *Zostera noltii* de la desembocadura del río Palmones o del río Piedras, en Cádiz y Huelva, respectivamente, con series de datos desde 2009. En 2009, la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio da un paso significativo en relación con el seguimiento de praderas de *P. oceanica*, iniciando lo que en la actualidad es la red de seguimiento POSIMED Andalucía. Desde 2012, esta red mixta de voluntarios y técnicos de la Consejería realizan seguimiento en 28 estaciones distribuidas en 20 localidades con praderas de *P. oceanica*, e integrada en la red POSIMED nacional. Los resultados de esta red se integran en los informes anuales del Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz y también

Tabla 3

Datos de cobertura (%) obtenidos en las praderas de Posidonia oceanica *de Granada. Porcentaje de sustrato cubierto por* Posidonia oceanica *y por mata muerta. Para cada parámetro se muestra su media ± error estándar anuales, y entre paréntesis el número de réplicas en que se basan, que es el mismo para la cobertura de* Posidonia oceanica *o de mata muerta. Los valores marcados en negrita indican una variación significativa a lo largo de los años de ese parámetro en la estación.*

			Cobertura (%)				
Localidad	**Profundidad (m)**	**Tipo de cobertura**	**2009**	**2010**	**2011**	**2012**	**2013**
Cala Chinches	5 a 6	*Posidonia*		**78±6** (6)	**75±8** (5)	**61±9** (6)	**48±9** (6)
		Mata muerta		**1±1**	**10±5**	**7±2**	**18±6**
Cambriles	7 a 13	*Posidonia*	**85±6** (6)	**75±6** (6)	**73±9** (6)	**72±8** (6)	**52±7** (9)
		Mata muerta	0	0	1±1	1±1	0
El Lance	7 a 13	*Posidonia*	52±7 (6)	50±11 (6)	57±9 (7)	56±10 (6)	42±9 (6)
		Mata muerta	9±4	5±3	11±6	13±6	11±5
Melicena	7	*Posidonia*		76±11 (6)	78±10 (6)		70±5 (6)
		Mata muerta		22±11	4±1		11±6



Localización de las estaciones de seguimiento de la actual red POSIMED Andalucía.

Figura 1

se publican en la REDIAM (Red de Información Ambiental de Andalucía).

En la costa atlántica, desde el año 2004 existe un seguimiento de las praderas de angiospermas marinas en la bahía de Cádiz llevado a cabo por la Universidad de Cádiz (UCA). La UCA gestiona el seguimiento de dichas praderas a través de un programa de voluntariado ambiental (FAMAR). Los resultados obtenidos por el programa de voluntariado ambiental han mostrado que las poblaciones del saco interno de la bahía de Cádiz se han mantenido estables durante la última década. Además, entre 2010 y 2011, investigadores de esta universidad han utilizado las poblaciones de praderas marinas como indicadores para valorar el estado ecológico de las aguas costeras y de transición de Andalucía, en el contexto de la Directiva Marco del Agua (García-Marín, 2013). De acuerdo a estos estudios, se han desarrollado o adaptado índices multiparamétricos basados en las diferentes especies. Así, el índice ZoNi basado en *Z. noltii* (García-Marín *et al.*, 2013) sugiere un estado ecológico moderado o bueno en la mayoría de las aguas litorales atlánticas de Andalucía, con alguna situación puntual de calidad ecológica pobre en el litoral de Huelva (García-Marín *et al.*, 2013). De forma similar, en aguas de Cádiz y Almería se ha aplicado el índice CYMOX (Oliva *et al.*, 2012) basado en *Cymodocea nodosa*, con mejores resultados en cuanto a calidad para las costas almerienses. Por último, el índice POMI desarrollado para *P. oceanica* por Romero *et al.* (2007a) se ha aplicado en masas de agua costeras de las provincias mediterráneas andaluzas, rindiendo por lo general estados ecológicos buenos, y en algunos lugares altos (San José, Cabo de Gata, Almería).

La vocación de los programas de seguimiento sobre las praderas marinas es obtener series de datos temporales que permitan conocer la evolución de las praderas con la perspectiva suficiente para distinguir entre cambios naturales o los provocados por la acción del hombre y así ayudar a identificar las causas de la dinámica poblacional o poder realizar predicciones y actuaciones de conservación. Aunque por ahora estas series no son largas (entre 1 y 7 años, según la localidad), ya arrojan algunos resultados significativos desde el punto de vista de la gestión, que a continuación se exponen por especies:

Posidonia oceanica

La figura 1 muestra la localización de las estaciones de seguimiento de la actual red POSIMED Andalucía que lleva funcionando desde 2012 con la excepción de algunas estaciones y parámetros que comenzaron a seguirse antes de 2010. Este corto periodo no permite determinar si existen tendencias temporales a largo plazo en las praderas. Sin embargo, sí es posible hacer algún tipo de análisis básico de los datos disponibles que permita inferir sobre el estado de conserva-

Medias anuales (±error estándar) de la densidad de haces, valoración de ésta según su profundidad y densidad global de las praderas de Posidonia oceanica *de Almería. Entre paréntesis, el número de réplicas con que se han calculado, cuando es menor de 10. Los valores marcados en negrita indican una variación significativa a lo largo de los años de ese parámetro en la estación.*

Tabla 4

Localidad	Prof. (m)	2011	2012	2013		2011	2012	2013
Fondos marinos del levante almeriense:								
Cala Cocedores	11			386±36 (9)	Normal		424±37 (3)	334±27 (9)
Isla de Terreros	11			519±46 (9)	Alta		431±66 (3)	373±32 (9)
Pozo del Esparto	12-13	**714±48** (9)	**521±32** (9)	**450±14**	Normal	**553±45**		**379±14**
El Calón	11-13	600±54 (9)	430±50	520±22	Alta	514±50	423±46	376±22
Loza del Payo	12-15	500±37 (9)	386±37	608±47	Alta	415±37	366±30	364±26
Deretil	11-14		303±19	229±11	Muy baja		**85±9**	**58±4**
Monumento Natural Islote de San Andrés	10-12		**792±29**	**466±18**	Normal		**518±16**	**328±15**
Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar:								
Agua Amarga	12-13		**431±32**	**303±15**	Baja		**246±28**	**163±10**
Carnaje	12-13		500±51 (8)	485±20	Alta			293±13
Las Negras	10-11		698±56	601±11	Alta		371±24	395±10
Los Escullos	12-13		569±51	530±14	Alta		474±33	455±18
Monumento Natural Arrecife de Roquetas de Mar	11-12		464±28	455±12	Normal		326±18	339±10
Fondos Marinos de Punta Entinas-Sabinar	11-12		364±14		Normal (2012)		296±11	245±5 (3)

ción de las praderas monitorizadas.

La cobertura de las praderas de *P. oceanica*, tal como se ha explicado en apartados anteriores, decrece de este a oeste, siendo mayor en Almería que en Granada, y mínima en Málaga (Tablas 2, 3.1 y 3). La cobertura de mata muerta detectada en las tres provincias es en general baja, y menor en Almería (2,5±0,9%) que en Granada (6,9±0,9%) y Málaga (5,0±0,8%; POSIMED Andalucía 2014, (Tablas 2, 3.1 y 3). Paralelamente, la mata muerta decrece con la profundidad en Almería y Granada. La mayor cantidad de mata muerta en las zonas someras podría indicar que las presiones más importantes sobre las praderas provienen de tierra. Sin embargo, hay que tener en cuenta que solo se ha medido la mata muerta que aflora por encima de la arena, y que ésta se disgrega y pierde con los años, tras la desaparición de la pradera, por lo que es un indicador cualitativo de la salud de las praderas, que debe ser tomado con precaución.

Entre 2009 y 2013, las coberturas de *P. oceanica* y de mata muerta en Almería no han variado significativamente en ninguna localidad (Tabla 2). En cambio, en las praderas de Granada la cobertura de *Posidonia* se ha reducido globalmente entre 2009 y 2013, una media de 5±2%, debido a una reducción significativa en cala Chinches y Cambriles (Tabla 3). Este descenso de cobertura seguirá vigilándose en el futuro, pues un periodo de 4 o 5 años sigue sin ser suficiente para saber si se trata de una tendencia o de una fluctuación temporal.

En la provincia de Málaga la gran mayoría de las semipraderas y manchas que hay pueden considerarse relictos de praderas mayores hace unas décadas: en Molino de Papel, la pradera ha sufrido una franca regresión (ver Cuadro temático 3). En el LIC de Calahonda existen varias hectáreas de mata muerta de *P. oceanica*, cuya cuantificación se está realizando actualmente. Debido a que su localización es muy somera, probable-

		Densidad		
Localidad	**Prof. (m)**	**2009**	**2010**	**2011**
Cala Chinches	5-6		610±28 (8)	522±25
Cambriles	7-13	334±13	371±16	332±29
El Lance	7-13	**313±15**	**362±22**	**400±31**
Melicena	7		**540±33**	**522±30**

mente constituyeron un importante arrecife barrera tiempo atrás (J.M. Remón, obs. pers.). Sin embargo, si nos fijamos en los últimos años, la pérdida de praderas parece haberse estabilizado: excluyendo las estaciones de El Saladillo y Estepona (cuyo seguimiento se inicia en 2013) y los datos correspondientes al periodo 2004-2009 referidos a una muestra muy limitada de praderas, no se detecta cambio global en la cobertura de *P. oceanica* entre 2010 y 2013 (Tabla 3.1). Tampoco se detecta variación significativa de la cobertura en la estación de Molino de Papel, donde la serie es más larga (Tabla 3.1), pese a que datos y observaciones cualitativas muestran que en otras zonas esta pradera sufrió una severa reducción de cobertura y densidad a raíz de los enterramientos producidos por la riada del otoño de 2007.

Se dispone de una base de datos con 1.212 datos de densidad de haces y profundidad de praderas de *Posidonia* andaluzas con aparente buena salud (todos los datos salvo los de Deretil). Esto ha permitido construir un modelo teórico sencillo de la variación de la densidad de haces con la profundidad en las praderas andaluzas, aunque la densidad de haces también depende de otros factores, como el oleaje o el tipo de sustrato. A partir de este modelo las praderas han sido clasificadas según su densidad y profundidad, en las siguientes categorías: alta, normal, baja y muy baja (POSIMED Andalucía 2014). Estos rangos permiten detectar si alguna pradera tiene una densidad anormalmente baja para su profundidad en Andalucía. De esta forma, de las 13 praderas almerienses medidas en 2013, 11 presentaban una densidad normal o alta para la profundidad de la estación (Tabla 4). La extensa pradera de Agua Amarga, por otro lado, presentaba una densidad baja para su profundidad, en la zona donde se hace el seguimiento, mientras que la pradera de Deretil presentaba una densidad muy baja para su profundidad.

En Almería, tanto la densidad de haces, como la densidad global han decrecido globalmente entre 2012 y 2013, unos 74 y 67 haces por metro cuadrado, respectivamente (POSIMED Andalucía, 2014), y en las localidades de Agua Amarga, Deretil, islote de San Andrés y Pozo del Esparto (esta última desde 2011, Tabla 4). Aunque esta pérdida neta parece grande, un año es claramente un periodo muy corto, y bien podría ser solo una fluctuación temporal.

En la provincia de Granada, entre 2009 y 2013, la densidad ha aumentado globalmente, una media anual de 34±4 haces/m^2, y parece haberlo hecho más rápido en las praderas profundas (POSIMED Andalucía, 2014). Esto se debe a un incremento significativo de densidad en las praderas de El Lance y en Melicena (Tabla 5). Todas las praderas de Granada mostraron en 2013 unas densidades normales o altas (Tabla 5). Sin embargo, al tener estas praderas coberturas menores, su densidad global es por lo general inferior a la de las praderas de Almería.

La densidad global en las praderas de Granada no ha variado significativamente, aunque localmente se ha reducido en Cambriles y Cala Chinches, siguiendo la reducción significativa de cobertura en esas localidades.

En la provincia de Málaga la densidad de haces es alta a muy alta en todas las estaciones, pero debido a su baja cobertura, la densidad global es también muy baja en todas las poblaciones (Tabla 6). Al igual que con la cobertura no se detecta

Tabla 5

Resumen de datos obtenidos entre 2006 y 2013 en las praderas de Posidonia oceanica *de Granada: densidad y densidad global de haces (ambas en haces/m^2). Para cada parámetro se muestra su media ± error estándar. Entre paréntesis el número de réplicas con que se han calculado cuando este número es menor de 15; valoración de la densidad de haces según la escala elaborada con todos los datos de Andalucía. Los valores marcados en negrita indican una variación significativa a lo largo de los años del parámetro en la estación.*

Densidad			Densidad Global				
2012	**2013**	**Valoración en 2013**	**2009**	**2010**	**2011**	**2012**	**2013**
536±17	700±40	Alta		**488±38** (8)	**392±30**	**327±30**	**345±45**
332±18	410±18	Normal	**290±14**	**285±22**	**240±24**	**267±20**	**221±23**
472±34	**511±59**	Alta	**155±7**	**207±27**	**246±33**	**284±40**	**254±48**
	654±27	Alta		405±43	418±42		453±21

Tabla 6

Localidad	Prof. (m)	Densidad							Valoración en 2013
		2004	2006	2008	2010	2011	2012	2013	
Molino de Papel	9-11		332±4	475 (1)	440±33	485±32	542±22	445±16	Normal
Nerja	2-5		539 (1)		855 (1)	642 (1)		975±60	Alta
Calaburras (Peñón del Fraile	3-4		813±88 (3)		838 (1)	981 (1)	822±37	783±14	Alta
Mijas Costa	3-4						753±64	1098±111	Alta
El Saladillo	4							785±20	Alta
Estepona	2-3							849±18	Alta

Densidad de haces y densidad global en las praderas de Posidonia *de Málaga entre 2006 y 2013. Ambas se expresan en haces/m^2. Para cada parámetro se muestra su media ± error estándar anuales; valoración de la densidad de haces según la profundidad de la estación, basada en la escala elaborada con todos los datos de Andalucía. Los valores marcados en negrita indican una variación significativa a lo largo de los años de ese parámetro en la localidad. Entre paréntesis se indica el nº de réplicas en que se basa la media cuando éstas son menos de 10.*

cambio global en la densidad de *P. oceanica* entre 2010 y 2013, y tampoco en la estación de Molino de Papel, entre 2006 y 2013 (Tabla 6, POSIMED Andalucía 2014), pese a haberlo hecho en otras zonas de esa localidad tras la riada de 2007.

También se midió la distancia entre las plantas y el nivel del sedimento como indicador del grado de desenterramiento o erosión (distancias positivas) o de sedimentación (distancias negativas) (p. ej. Ruiz *et al.*, 2010; Tabla 7). Todas las praderas de Andalucía mostraban en 2013 valores promedio de desenterramiento positivos, y en ningún caso fueron negativos. Entre 2009 y 2013, las praderas de Almería parecen haber experimentado un aumento del grado medio de desenterramiento de 0,5±0,1 cm por año y de 0,4±0,1 cm por año en Málaga. Sin embargo, en Granada éste parámetro no habría variado entre 2010 y 2013 (POSIMED Andalucía, 2014).

En cuanto al desenterramiento de los haces (Tabla 7), en las praderas de Almería éste parece haber aumentado en promedio 0,5±0,1 cm por año entre 2009 y 2013. En Málaga, el desenterramiento de los haces también habría aumentado una media de 0,4±0,1 cm por año en el mismo periodo. En Granada éste parámetro no habría variado entre 2010 y 2013 (POSIMED Andalucía, 2014).

En Almería, en 9 de las 13 praderas de la red, la altura media del haz sobre el sedimento no superaba los 5 cm en 2013, o lo hacía por muy poco, de modo que se podrían considerar en equilibrio sedimentario. Sin embargo en las praderas de Pozo del Esparto, Agua Amarga, El Carnaje y Los Escullos (las 3 últimas en cabo de Gata), el desenterramiento de los haces fue de entre 7 y 10 cm, lo que sugiere un ligero descalzamiento de estas praderas, cuya evolución conviene vigilar. En Granada y Málaga todas las praderas tenían una altura de los haces sobre el sedimento menor de 5 cm, por lo que se puede considerar que estas praderas no están sufriendo fenómenos de erosión.

En general, la aún corta serie temporal de los datos de seguimiento de las praderas de *Posidonia* en Andalucía no nos permite determinar si existen tendencias temporales. Los testimonios de cofradías de pescadores y otros usuarios del mar, así como extensiones de mata muerta encontradas, indican que en las últimas décadas pudieron haber mayores extensiones de praderas de *P. oceanica* en la provincia de Málaga de las que hay actualmente. En el periodo para el que existe información, no se ha detectado una regresión generalizada de las praderas de *P. oceanica* en Andalucía, y las regresiones o declives que se han detectado localmente, están asociados a presiones antrópicas, en general bien identificadas.

Densidad global					
2006	**2008**	**2010**	**2011**	**2012**	**2013**
86±32	106 (1)	92±21	69±14	143±10	74±7
144 (1)		222 (2)	121 (1)		286±25
65±7 (3)		**168** (1)	**89** (1)		**143±5**

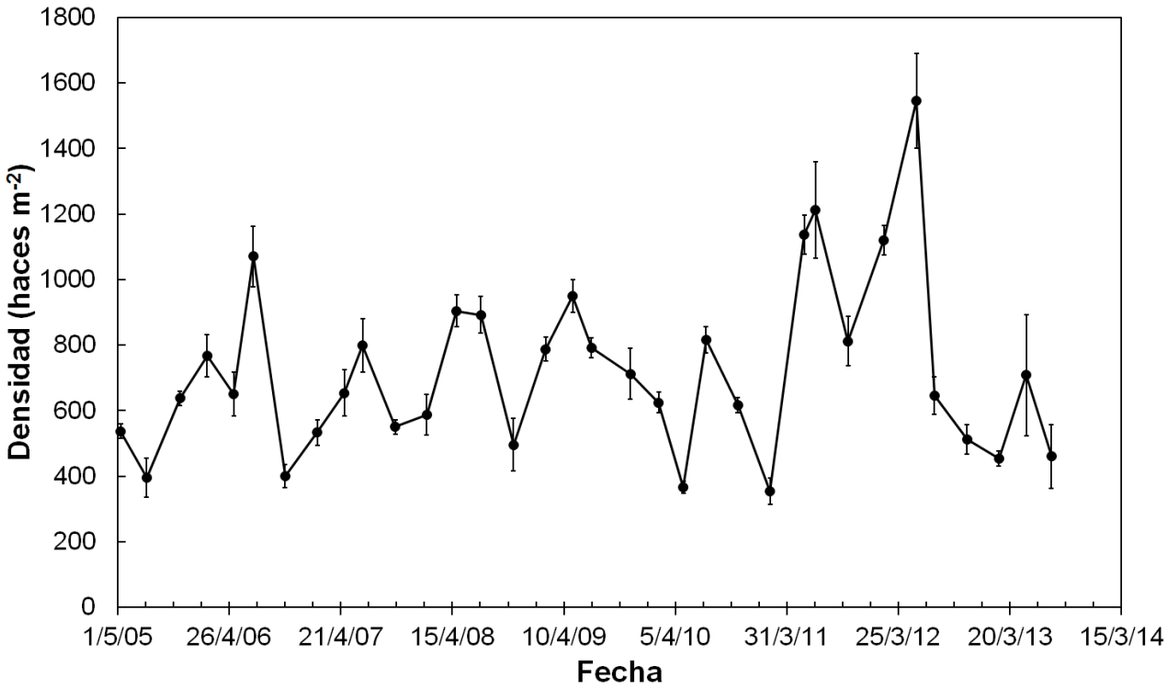
Cymodocea nodosa

Las poblaciones de esta especie y las del género *Zostera*, por el menor tamaño y persistencia de sus rizomas, tienen en general una dinámica más inestable que las de *P. oceanica*, lo que dificulta establecer una red de estaciones permanentes. Si bien se conoce la presencia de *C. nodosa* en todas las provincias andaluzas, se ha observado una regresión generalizada y la desaparición de muchas poblaciones, en especial en Málaga y en Granada, así como en la fachada atlántica, como ocurrió en la desembocadura del río Piedras donde se localizaba la única pradera existente en la provincia de Huelva. Así, en la bahía de Algeciras, donde hace algo más de tres décadas las praderas recubrían unas 400 ha de fondos blandos someros, se ha constatado su desaparición en la última década (Sánchez-Moyano *et al.*, 1998; García-Gómez, 2007). En la provincia de Almería su extensión es mayor y sus poblaciones son más estables. En cambio, en la bahía de Cádiz (estación de Santibáñez), las praderas seguidas por la red FAMAR desde el año 2005, indican que

		Desenterramiento (cm)					
Localidad	**Prof. (m)**	**2009**	**2010**	**2011**	**2012**	**2013**	**Valoración**
Almería:							
Cala Cocedores	11					5,0±0,5	Correcto
Isla de Terreros	11					5,1±1,0	Correcto
Pozo del Esparto	12-13			5,6±0,9	5,4±1,0	6,8±0,7	Excesivo
El Calón	11-13			5,2±0,6	1,5±0,5	4,0±0,6	Correcto
Losa del Payo	12-15			4,8±0,5	0,6±0,9	6,5±0,8	Correcto
Deretil	11-14	1,6±0,9	-1,0±0,8		2,6±0,5	2,7±0,2	Correcto
Islote de San Andrés	10-12				5,7±0,5	5,2±0,5	Correcto
Agua Amarga	12-13				5,8±0,4	8,2±0,6	Excesivo
Carnaje	12-13				4,3±0,9	9,3±1,1	Excesivo
Las Negras	10-11				4,5±0,4	3,1±0,5	Correcto
Los Escullos	12-13				2,7±0,7	7,3±0,6	Excesivo
Bajos de Roquetas	11-12	1,1±0,6	3,6±0,5		3,3±0,4	4,3±0,7	Correcto
Punta Entinas	11-12	1,7±0,6	5,0±0,9		3,5±0,4		Correcto
Granada:							
Cala Chinches	5-6			6,4±0,6 (2)		4,5±0,6	Correcto
Cambriles	7-13			4,2±0,3 (2)	2,6±0,4	1,8±0,4	Correcto
El Lance	7-13			3,9±0,4 (2)		3,7±1,0	Correcto
Melicena	7		2,3±1,3 (1)	5,9 (1)		2,3±0,5	Correcto
Málaga:							
Molino de Papel	9-11		2,0 (1)	4,4±5,2 (2)	3,0±0,3	2,0±0,4	Correcto
Nerja	2-5		2,3 (1)	0,9 (1)		2,4±0,4	Correcto
Calaburras (P. Fraile)	3-4		1,8 (1)	-1,0 (1)	1,3±0,3	2,6±0,4	Correcto
El Saladillo	4					3,6±0,2	Correcto
Estepona	2-3					2,2±0,2	Correcto

Medias anuales (± error estándar) de desenterramiento de haces obtenidos entre 2009 y 2013 en las praderas de Posidonia *de Andalucía. Valores positivos indican que el ápice del rizoma se encuentra por encima del sedimento.*

Tabla 7



Evolución de la densidad media de haces (haces/m^2) de la pradera de Cymodocea nodosa *seguida por la red FAMAR en la zona de Santibañez, en la bahía de Cádiz. Las barras verticales indican los valores de error estándar.*

Figura 2

la población es estable (Figura 2). En la provincia de Almería donde su distribución es mayor, sus poblaciones son también más estables.

Zostera marina

En general, en las últimas décadas, las poblaciones de *Z. marina* han sufrido una fuerte regresión, llegando a su casi absoluta desaparición, principalmente por causas asociadas al ser humano, incluyendo los efectos ligados al calentamiento general del Mediterráneo o alguna causa desconocida (UICN, 2012). *Z. marina* era relativamente común hace unas décadas a lo largo del litoral oriental andaluz (Moreno & Guirado, 2003). En la provincia de Málaga, hasta finales del siglo XX, formaba un cinturón discontinuo "desde el antiguo dique de poniente del puerto de Málaga, hasta el límite con la provincia de Granada" (Luque & Templado, 2004). Existe bastante desconocimiento sobre su pasada distribución y presencia en el litoral atlántico y costa mediterránea de la provincia de Cádiz. De las cuatro especies de angiospermas, *Z. marina* es, sin duda, la que ha sufrido una regresión más drástica en los últimos años, sobre todo en las costas de Málaga, Granada y Almería, donde se considera prácticamente desaparecida.

En la provincia de Cádiz se redescubrió hace poco una pequeña población en el saco interno de la bahía de Cádiz, la cual parece estar recolonizando un hábitat en el que existían evidencias de su presencia a finales del siglo XIX, según demuestran pliegos del Museo Nacional de París (Brun *et al.*, 2015). En la bahía de Algeciras, Shaw (1993) menciona la existencia de una pradera mixta de *Z. marina* y *P. oceanica* junto al peñón de Gibraltar, que según Bull *et al.* (2010), ha desaparecido, debido a la intensa urbanización y la ocupación de su hábitat por la ampliación del aeropuerto. No se dispone de datos presentes ni pasados que puedan confirmar su presencia en la provincia de Huelva.

La presencia reciente de *Z. marina* en dos puntos de la costa de Almería, de una pradera mixta de *C. nodosa* y *Z. marina* en las proximidades al puerto de Roquetas de Mar a finales de 2012 (Ibáñez, com. pers.), y de unas matas frescas en arribazón en Genoveses en abril de 2014 (Equipo de Medio Marino, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio), de confirmarse, podrían indicar todavía la presencia de la especie en la parte más oriental de Andalucía, bien por recuperación de algunas existentes o por la persistencia de alguna población no conocida. De igual manera, la presencia de plantas frescas en 2014 en el arribazón en la ensenada de Bolonia

(G. Peralta, obs. pers.) y en Rota (De la Rosa, obs. pers.) hacen pensar en la presencia de praderas submareales en este tramo del litoral aún no conocidas.

Zostera noltii

En el litoral onubense, las pequeñas praderas existentes en ambos márgenes del río Piedras sufrieron una importante regresión en 2011 que llevó a su desaparición durante varios años a causa de una obra de alimentación de arena a la playa acometido en la población de El Rompido. Sin embargo, observaciones recientes en 2012 por parte de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio sugieren una lenta regeneración de esta pradera, con densidad de haces de 3.700 haces/m^2 y casi un 48% de cobertura. Sin embargo existen datos de otros autores (Chaves, 2012) cuyos datos de densidad de haces y cobertura son de 8.000 haces/m^2 y casi un 70% respectivamente.

En la provincia de Cádiz, las praderas del río San Pedro, el caño de Sanctipetri y del estuario del río Palmones han sufrido un declive muy acentuado achacable a causas tanto naturales como de origen humano.

Un ejemplo documentado de regresión de una pradera de *Z. noltii* debido a una combinación de causas de origen humano y naturales fue el registrado en las marismas del río Palmones en la década de los 90 (Peralta *et al.,* 1997, Pérez-Lloréns *et al.*, 2014). Como consecuencia de las intensas inundaciones acaecidas en la zona durante 1989, el recubrimiento de *Z. noltii* disminuyó drásticamente desde más del 80% (Pérez-Lloréns & Niell, 1993) a menos del 10% (I. Hernandez, com. pers). Dicha disminución tuvo lugar a distintas escalas temporales: a corto plazo por el arranque o enterramiento de plantas por la crecida del río y el arrastre de limo hacia el estuario. A medio plazo, por inundación de las marismas y cambios en la salinidad y en la disponibilidad de luz. Además, la construcción (1985-1986) y puesta en funcionamiento (1988) de la presa de Charco Redondo afectó profundamente al régimen hidrodinámico del estuario, provocando un enriquecimiento paulatino en la concentración de nutrientes y la consiguiente eutrofización de las aguas. Bajo estas condiciones se favoreció la proliferación de ulváceas (Hernández *et al.*, 1997) que acabaron desplazando competitivamente a *Z. noltii* del estuario. A partir de 2008, la Consejería inicia el seguimiento anual de esta pradera, mostrando de nuevo una dinámica inestable que alterna episodios de desaparición y posterior recuperación de la pradera. En 2009, cuando la pradera se encontraba con claros síntomas de degradación debido a las afecciones sufridas por vertidos de hidrocarburos acaecidos en la bahía en años anteriores, volvió a sufrir los efectos de las lluvias y quedó completamente sepultada, para en 2010 volver a aparecer aunque sólo se apreciaban pequeños haces sueltos muy dispersos. En 2011 se pudo confirmar de nuevo la lenta pero progresiva reaparición de la especie en esta localidad. La superficie ocupada por *Z. noltii* ha aumentado desde entonces, aunque sin alcanzar aún los niveles observados en 2008 (Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, 2014).

Las praderas mediterráneas, que se encuentran principalmente en la provincia de Almería, son más estables por encontrarse siempre sumergidas en ambientes infralitorales relativamente protegidos, por lo que no se conocen fluctuaciones en cuanto a su presencia y extensión.

Gestión y conservación

La gestión y conservación de las praderas de angiospermas marinas en Andalucía tiene un sólido marco normativo. Las cuatro especies de angiospermas marinas presentes en el territorio andaluz se encuentran incluidas en los Listados Español y Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial, establecidos respectivamente por el Real Decreto 139/2011 y por el Decreto 23/2012. *Ruppia maritima* y *Ruppia drepanensis* están incluidas en la Lista Roja de la Flora Vascular de Andalucía, en la categoría de Especies con Datos Insuficientes (DD) (Cabezudo, 2005).

Esta gestión y conservación se ve complementada, asimismo, mediante la Ley 2/1989 de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía, por la que se aprueba el Inventario y se establecen medidas adicionales para su protección, y a través de la constitución de la Red Ecológica Europea Natura 2000, en cumplimiento de las Directivas europeas Hábitats y Aves). Andalucía dispone de una red de áreas protegidas que abarca 247 espacios, con una superficie total del orden de 28.000 km^2. De ellas, aproximadamente, 1.000 km^2 son áreas marinas. Los territorios marinos incluidos en la Red Natura 2000 suman un total de 884,75 km^2. La superficie marina protegida se refuerza con la incorporación de las áreas declaradas como ZEPIM en cumplimiento de los compromisos adoptados mediante el Convenio de Barcelona (841,32 km^2). La gestión de la parte marítima de esta Red Andaluza de áreas protegidas marinas resulta clave para asegurar la conservación de las praderas de angiospermas marinas. En este contexto la Consejeria de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, está elaborando unas propuestas de planes de gestión que tienen muy en cuenta el objetivo de proteger el hábitat prioritario de la Directiva Hábitat de las praderas de *Posidonia oceanica* 1120 en el marco del proyecto Life+Posidonia Andalucía.

A la normativa orientada a la conservación y protección de especies amenazadas, y a la dirigida a la regulación y ordenación de las áreas protegidas, se suma la regulación en materia de prevención ambiental, cuyo objetivo es controlar la realización de actividades susceptibles de afectar negativamente al medio ambiente en Andalucía. Así, la Ley 7/2007 de Gestión Integrada de la Calidad Ambiental, es el instrumento de prevención y control ambiental, y se aplica a planes y programas y a todos los proyectos de obras y actividades que puedan afectar significativamente a la conservación de la biodiversidad andaluza en general y a la conservación de las praderas de angiospermas marinas en particular.

Instrumentos para la gestión activa

Andalucía, en la actualidad, se encuentra en fase de tramitación del Plan de Conservación de Especies Marinas, que incluye a las cuatro especies de angiospermas marinas presentes en la Comunidad Autónoma. El Plan está destinado a implementar un programa de medidas de actuación necesarias para la conservación de estas especies en Andalucía.

El Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz desarrolla desde 2004 un papel fundamental en el levantamiento de información sobre el estado de conservación de la biodiversidad marina en las costas andaluzas, especialmente de sus especies y ecosistemas más amenazados (Moreno, 2009). Entre sus objetivos se encuentra la valoración de los principales impactos a los que se encuentra sometido el medio marino andaluz, en particular las aguas litorales, y el desarrollo de propuestas para la gestión y conservación de su biodiversi-

dad. El Programa ejerce además un papel determinante como plataforma para la participación ciudadana.

Una de las propuestas más destacadas que se deriva de estos años de trabajo, es el desarrollo del proyecto Life+Posidonia Andalucía (2011-2014). Con el objeto de frenar la pérdida de este ecosistema en las costas mediterráneas andaluzas. Objetivos tales como identificar el estado actual y las tendencias de las praderas así como minimizar sus amenazas y aumentar su reconocimiento están dirigidos a asegurar la protección de las praderas marinas andaluzas a largo plazo.

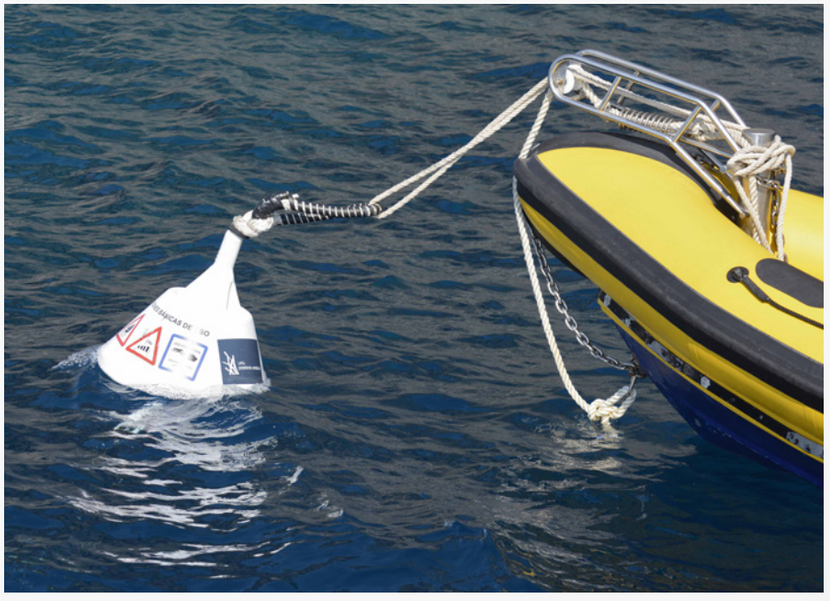
Valor añadido y participación social

Uno de los principales retos que en la actualidad tiene la gestión y conservación de las especies y hábitats amenazados en Andalucía es la búsqueda de fórmulas que favorezcan una mayor implicación social y un adecuado entendimiento de la biodiversidad, de forma que se integren plenamente todas las dimensiones derivadas de los bienes y servicios que producen a la sociedad.

En este sentido, los avances más significativos en la participación de la sociedad en la conservación de las praderas de angiospermas marinas en Andalucía se pueden resumir por las actuaciones de dos proyectos emblemáticos. Por un lado, gracias al proyecto Life+Posidonia Andalucía se han organizado actividades de cooperación con el sector pesquero, programas educativos, estudios sobre el valor socio-económico de estos ecosistemas y un programa de voluntariado que colabora en el seguimiento del estado de conservación de las praderas de *Posidonia oceanica* de Andalucía junto con los técnicos del programa de gestión sostenible del medio marino (Red POSIMED), integrado en la red nacional POSIMED. Por otro lado, la iniciativa de voluntariado y educación ambiental FAMAR concentra sus actividades sobre las praderas de angiospermas marinas de la bahía de Cádiz. Con la ayuda del grupo de investigación Estructura y Dinámica de Ecosistemas Acuáticos (EDEA) de la Universidad de Cádiz se realizan numerosas acciones destinadas a acercar al público en general el valor ambiental de las praderas de angiospermas marinas de la provincia.

El valor de las praderas marinas como indicadores del estado ecológico de las masas de agua y del buen estado del medio marino

En este sentido, como ya se ha explicado en el apartado anterior, Andalucía dispone actualmente de un programa de seguimiento mixto con 28 estaciones fijas de seguimiento en el que participan voluntarios y personal técnico (POSIMED-Andalucía). A este programa de seguimiento se suman los estudios realizados por la Universidad de Cádiz en colaboración con la Dirección General de Prevención y Calidad Ambiental de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio para el desarrollo de índices basados en *Zostera noltii* y *Cymodocea nodosa* (García-Marín, 2013; García-Marín *et al.*, 2013). Toda esta información permite la estimación del estado ecológico de las aguas costeras de toda Andalucía y es necesaria para la correcta implementación de la Directiva Marco de Agua y también para la Directiva de la Estrategia Marina, ambas fundamentales para la conservación del medio marino y litoral andaluz.



Boya de fondeo ecológico. Fuente: Life+Posidonia Andalucia.

Futuras direcciones

A continuación se resumen algunas actividades que se consideran fundamentales para mejorar la gestión de las praderas de angiospermas marinas en Andalucía[1].

Mitigación de amenazas: actuaciones para la conservación

Detectadas las principales amenazas de estas especies y sus hábitats en el territorio andaluz, resulta prioritario definir y llevar a cabo actuaciones para minimizarlas. Algunas de estas actuaciones se están llevando a cabo o iniciándose gracias a la implementación del Life+Posidonia Andalucía, sin embargo, es necesario ampliar en el tiempo y en el ámbito territorial algunas de estas iniciativas y sumarles otras también necesarias. Entre ellas destacan:

- - Mejorar la gestión del ciclo hidrológico (mejora de los sistemas de depuración de aguas, reutilización de aguas, etc.).
- - Asegurar la instalación y el mantenimiento de boyas de fondeo.
- - Preservar e instalar, más arrecifes artificiales para la prevención de la pesca de arrastre ilegal.
- - Realizar un programa de gestión de arribazones, que no incremente la erosión de las playas, y por extensión de las praderas marinas frente a ellas.

Realización de programas de seguimiento

Las angiospermas marinas son elementos básicos en todos los programas de seguimiento relativos al cumplimiento de diversos compromisos legales relacionados con la conservación del medio marino y litoral: programas de seguimiento de la Directiva Marco de Agua, de la Directiva Marco de la Estrategia Marina, de la Directiva Hábitats, normativa de regulación pesquera o los programas de conservación de especies amenazadas. Asimismo el mantenimiento y la puesta en marcha de estaciones de seguimiento y la colaboración con otras redes (p. ej. Red POSIMED) permitirá conocer mejor el estado ecológico de las poblaciones y mejorar su gestión. Es fundamental en la actualidad, mantener estos esfuerzos pero sobre todo coordinar y compartir la información que se deriva de todas estas redes.

Puesta en valor y participación ciudadana

Actualmente, un objetivo fundamental en cualquier estrategia de conservación de la biodiversidad es conseguir que la mayor parte de la sociedad manifieste una actitud positiva hacia la conservación de las especies y sus hábitats. Es especialmente importante dar a conocer a los sectores cuya actividad pueda suponer una agresión a estos ecosistemas si se practica de manera inadecuada, principalmente el sector agrícola, el pesquero o el turístico, cuáles son las mejores prácticas para conseguir entre todos, la conservación de estos valiosos ecosistemas y, por tanto, de los servicios que en cada caso proveen a su actividad.

[1] *Algunas de estas actividades se han ido elaborando durante el transcurso del proyecto* Life+Posidonia Andalucía *(2011-2014). Para una consulta más detallada se puede visitar la página web: www.lifeposidoniandalucia.es*

Panel informativo en la costa de Almería. Fuente: Life+Posidonia Andalucia.

Coordinación y gestión integrada

Establecer mecanismos que fomenten la implicación de todos los sectores de la sociedad y de la administración en la conservación de las especies del medio marino es otro objetivo fundamental. La gestión integrada debe ser el mecanismo que permita trabajar en acercar posturas y en discutir y resolver los conflictos sobre el territorio.

Investigación

Mantener líneas de investigación que sigan trabajando en áreas que puedan contribuir de manera significativa a la protección de estas especies y los ecosistemas de los que forman parte es también un objetivo irrenunciable para el futuro. Entre las líneas prioritarias destacan:

- - Estudios de la capacidad de carga de los usos en el litoral: criterios para la explotación y uso sostenible de los recursos en el medio marino.
- - Valor añadido de la protección de la biodiversidad para la sociedad. Definición y cuantificación del valor intangible de la biodiversidad marina y litoral.
- - Modelización de los efectos del cambio climático sobre las angiospermas y su valor de mitigación.
- - Desarrollo de estrategias para la mitigación de los efectos del cambio climático sobre la biodiversidad en el medio marino y litoral.

*Pulpo (*Octopus vulgaris*) buscando refugio en una pradera de* Posidonia oceanica.

Fotografía: César Cachón

Cartografías

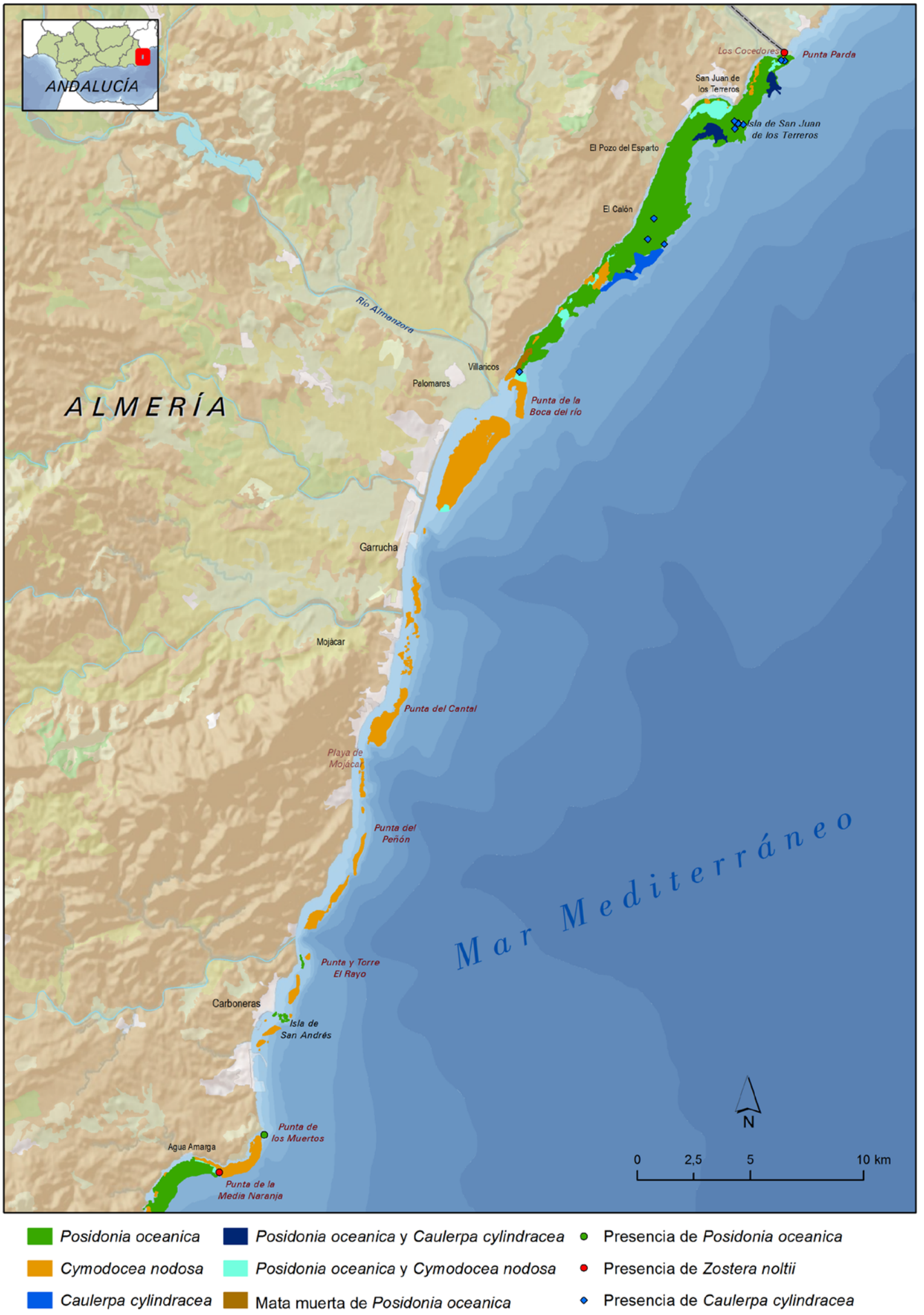
Andalucía

MAPAS DE DISTRIBUCIÓN DE LAS PRADERAS MARINAS, PRESIONES Y MEDIDAS DE GESTIÓN

MAPA 1A

Almería (este)

Distribución de praderas marinas en el litoral este de Almería



Elaboración: IEO.

Fuentes: Proyecto Life+Posidonia Andalucía, AGAPA, AMAYA. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: Word Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala 1:200000

MAPA 1B

Almería (este)

Presiones y medidas de gestión en el litoral este de Almería

Elaboración: IEO.

Fuentes: AGAPA, AMAYA, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala 1:200000

MAPA 2A

Almería -Cabo de Gata

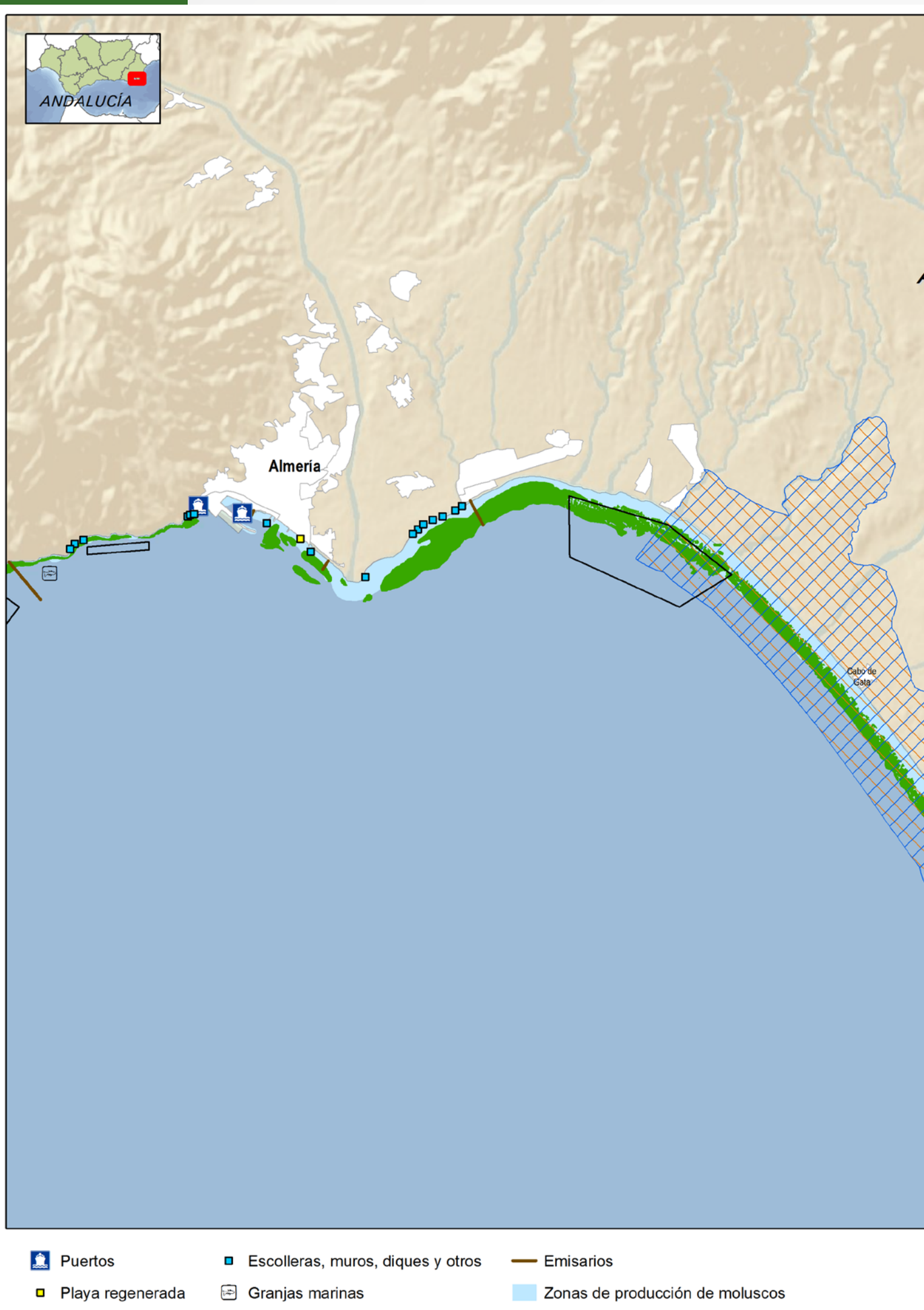
Distribución de praderas marinas en el litoral de Almería - Cabo de Gata

Elaboración: IEO.

Fuentes: Proyecto Life+Posidonia Andalucía, AGAPA, AMAYA. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: Word Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala 1:145000

- Presencia de *Caulerpa cylindracea*
- Presencia de *Ruppia* spp.


ANDALUCÍA
Almería
Cabo de Gata
Puertos
Escolleras, muros, diques y otros
Emisarios
Playa regenerada
Granjas marinas
Zonas de producción de moluscos

MAPA 2B

Almería - Cabo de Gata

Presiones y medidas de gestión en el litoral de Almería - Cabo de Gata

Elaboración: IEO.

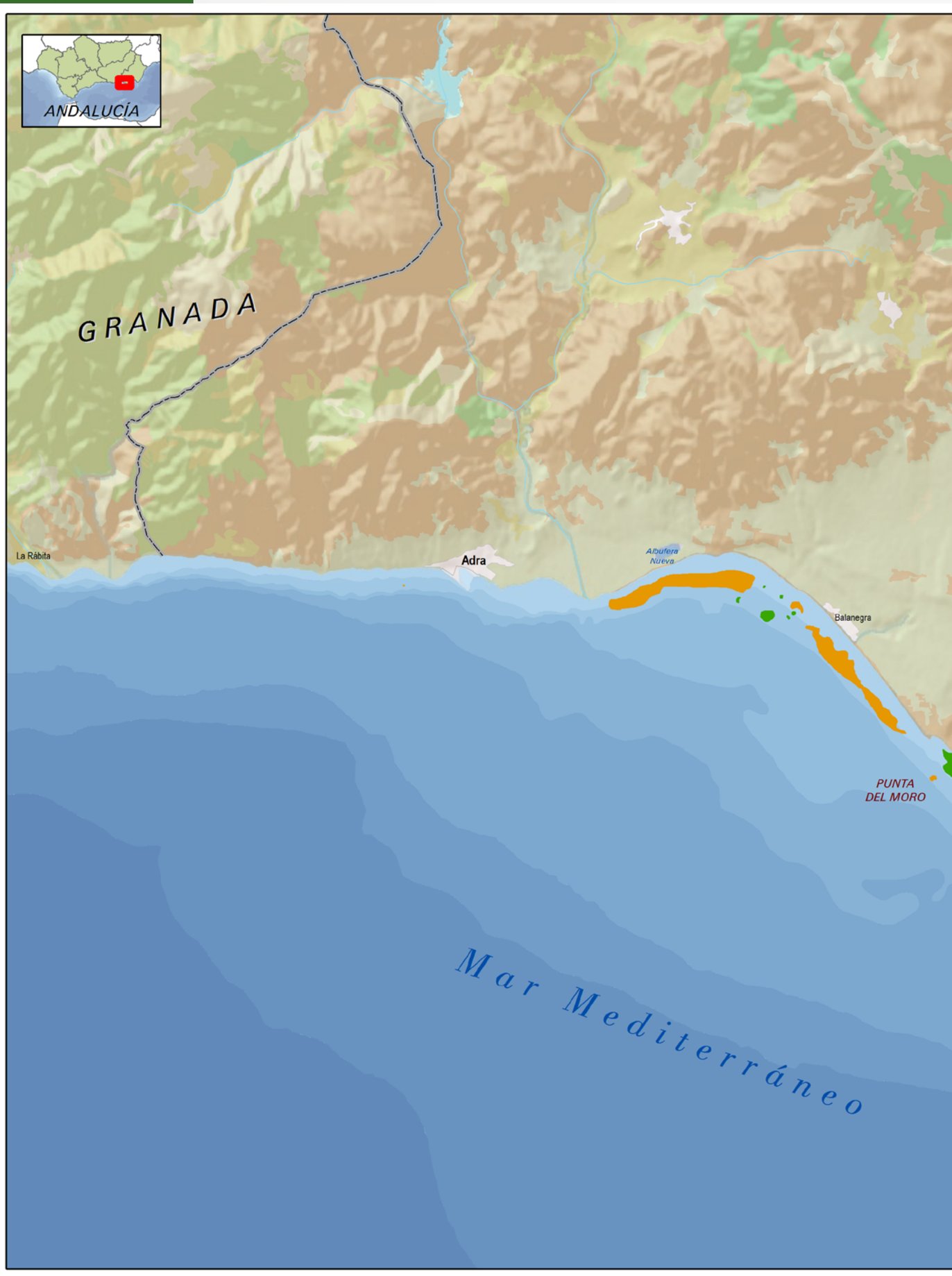
Fuentes: AGAPA, AMAYA, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala 1:146000

MAPA 3A

Almería (oeste)

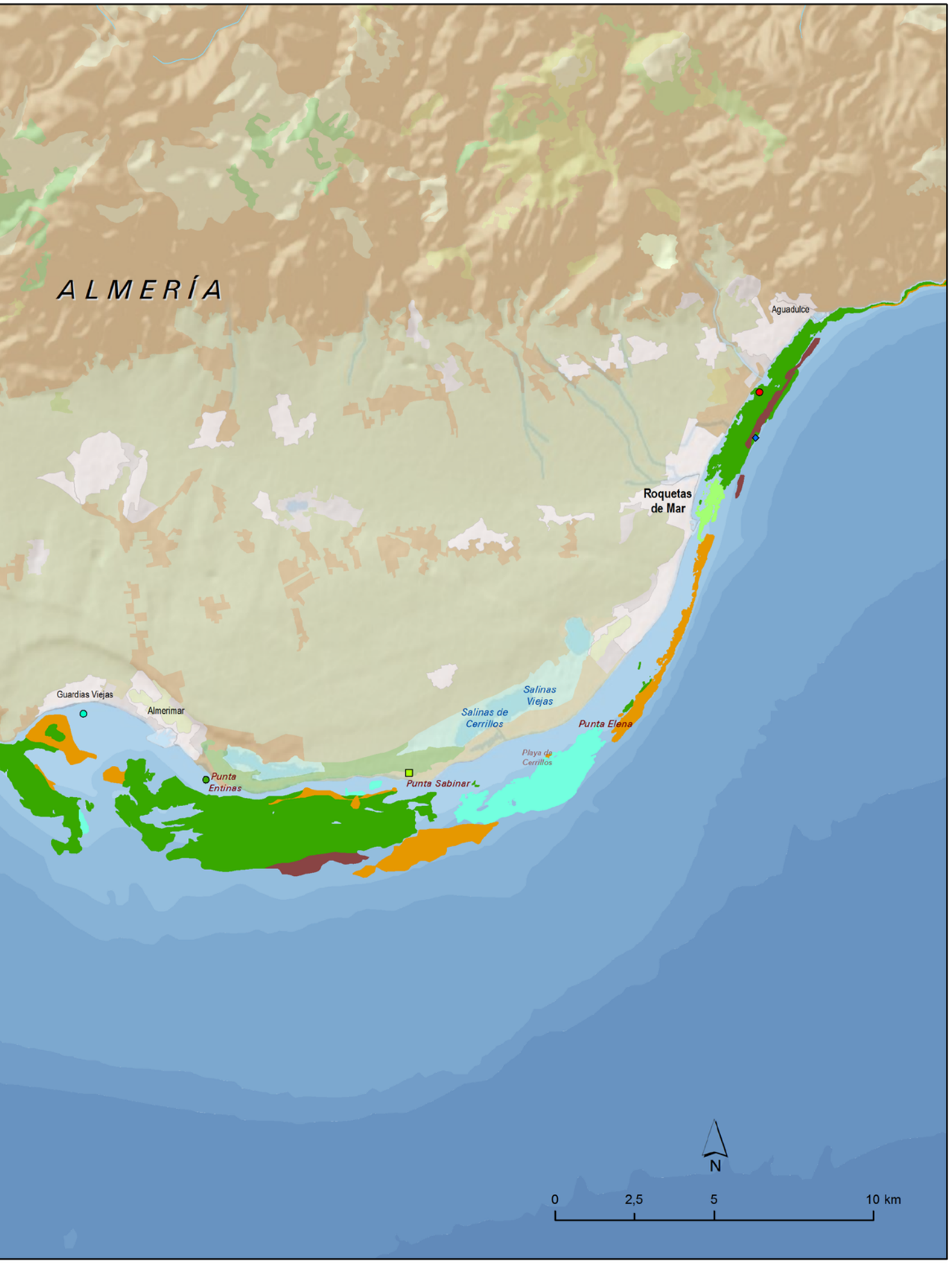
Distribución de praderas marinas en el litoral oeste de Almería



Elaboración: IEO.

Fuentes: Proyecto Life+Posidonia Andalucía, AGAPA, AMAYA. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: Word Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala 1:145000



- Presencia de *Posidonia oceanica*
- Presencia de *Posidonia oceanica* y *Cymodocea nodosa*
- Presencia de *Zostera noltii*
- Presencia de *Caulerpa cylindracea*

ANDALUCÍA
GRANADA
Reserva Natural
de Las Albuferas
de Adra
Adra
La Rábita
Balanegra
Puertos
Playa regenerada
Zonas de producción de moluscos
tejido urbano e industrial
Emisarios
Granjas marinas
Escolleras, muros, diques y otros
Angiospermas Marinas

MAPA 3B

Almería (oeste)

Presiones y medidas de gestión en el litoral oeste de Almería

Elaboración: IEO.

Fuentes: AGAPA, AMA-YA, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala 1:145000

MAPA 4A

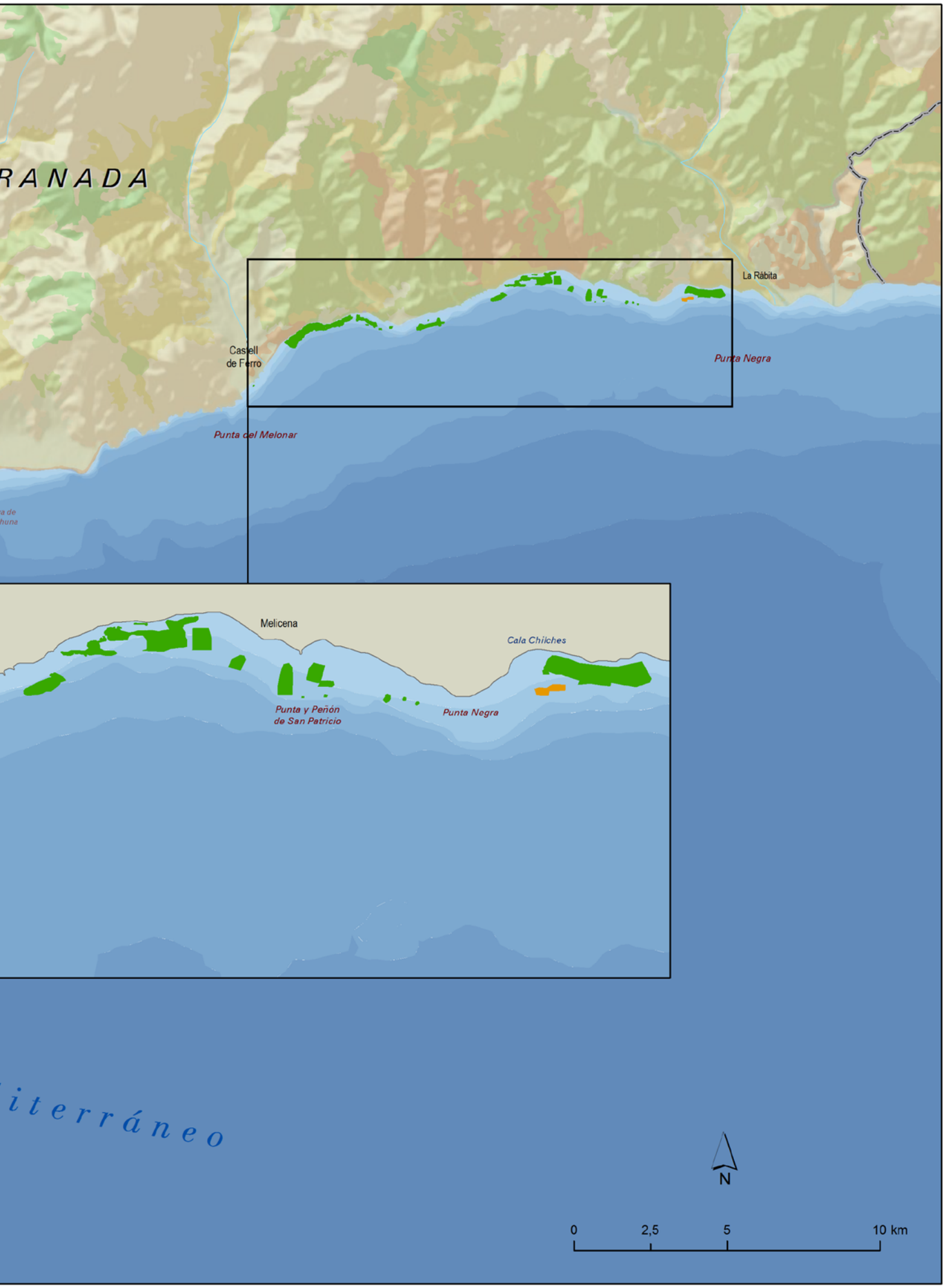
Granada

Distribución de praderas marinas en el litoral de Granada

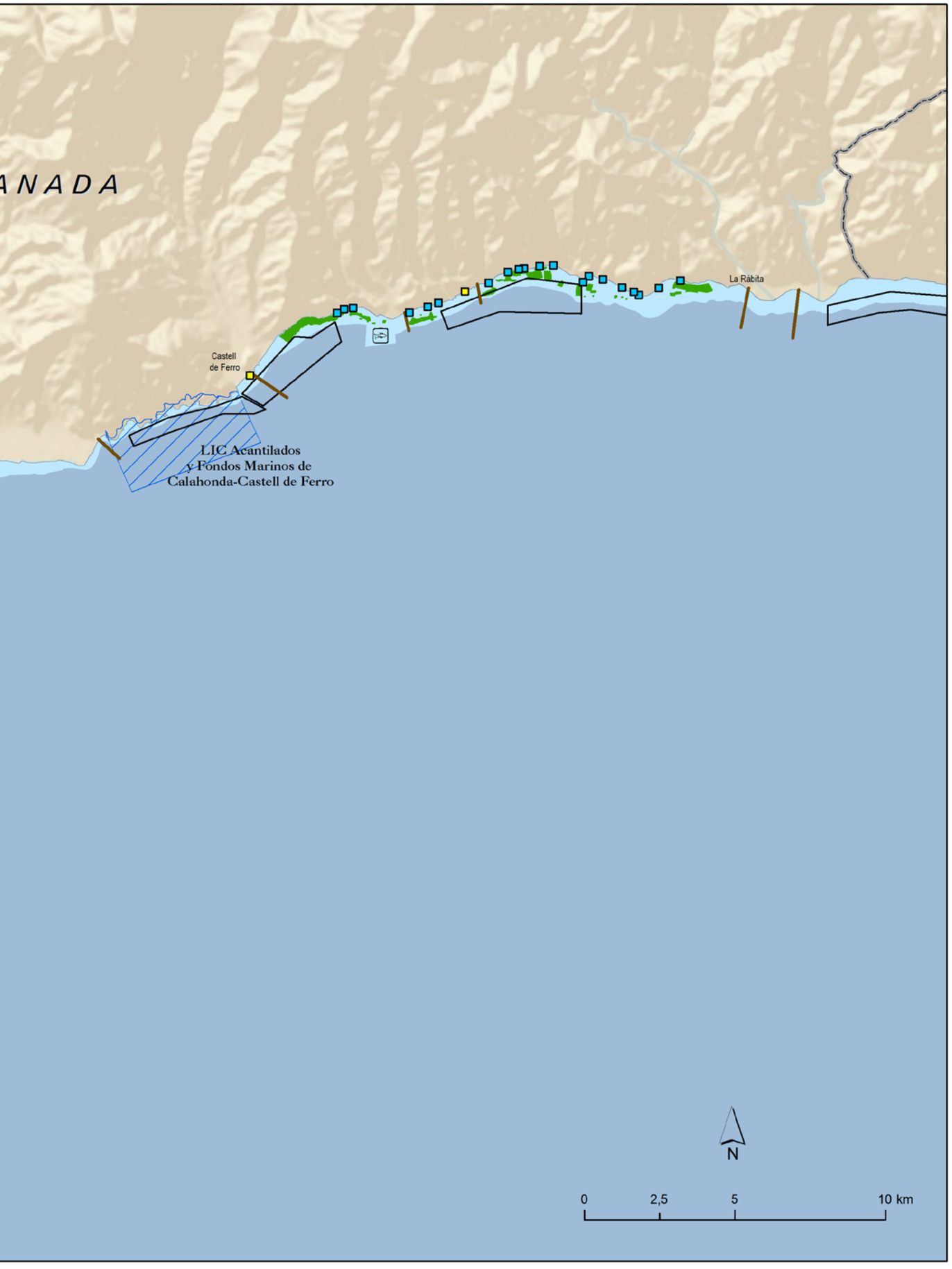
Elaboración: IEO.

Fuentes: Proyecto Life+Posidonia Andalucía, AGAPA, AMAYA. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: Word Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala 1:150000


RANADA
La Rábita
Castell
de Ferro
Punta Negra
Punta del Melonar
Melicena
Cala Chilches
Punta y Peñón
de San Patricio
Punta Negra
iterráneo
N
0
2,5
5
10 km

ANDALUCÍA
GRA
Almuñécar
La Horradura
Salobreña
Motril
LIC Acantilados de Maro-Cerro Gordo
LIC Acantilados y Fondos Marinos de La Punta de Lamona
LIC Fondos Marinos Tesorillo-Salobreña
Puertos
Escolleras, muros, diques y otros
Emisarios
Playa regenerada
Granjas marinas
Zonas de producción de moluscos



MAPA 4B

Granada (oeste)

Presiones y medidas de gestión en el litoral oeste de Granada

Elaboración: IEO.

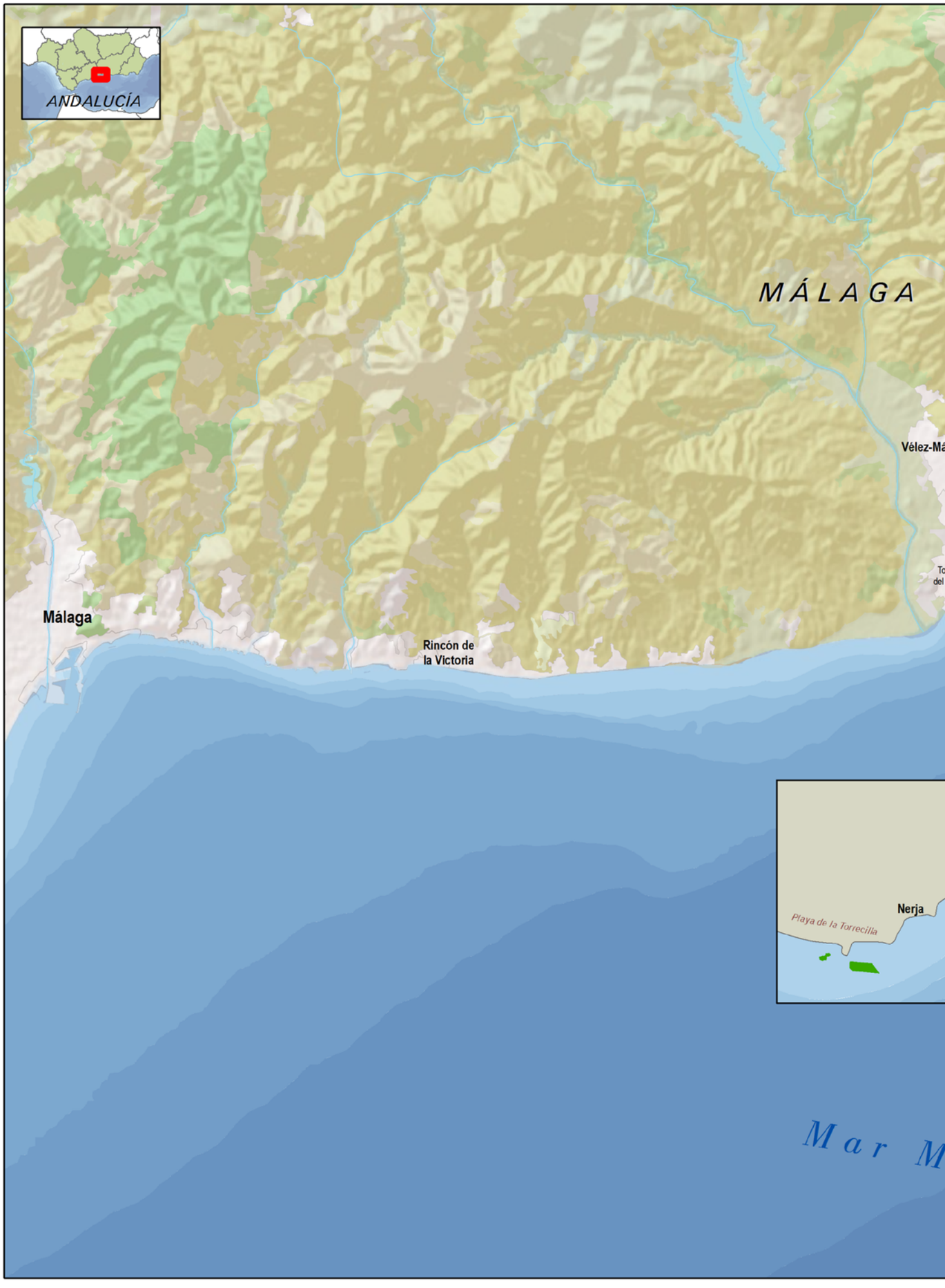
Fuentes: AGAPA, AMAYA, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala 1:150000

MAPA 5A

Málaga (este)

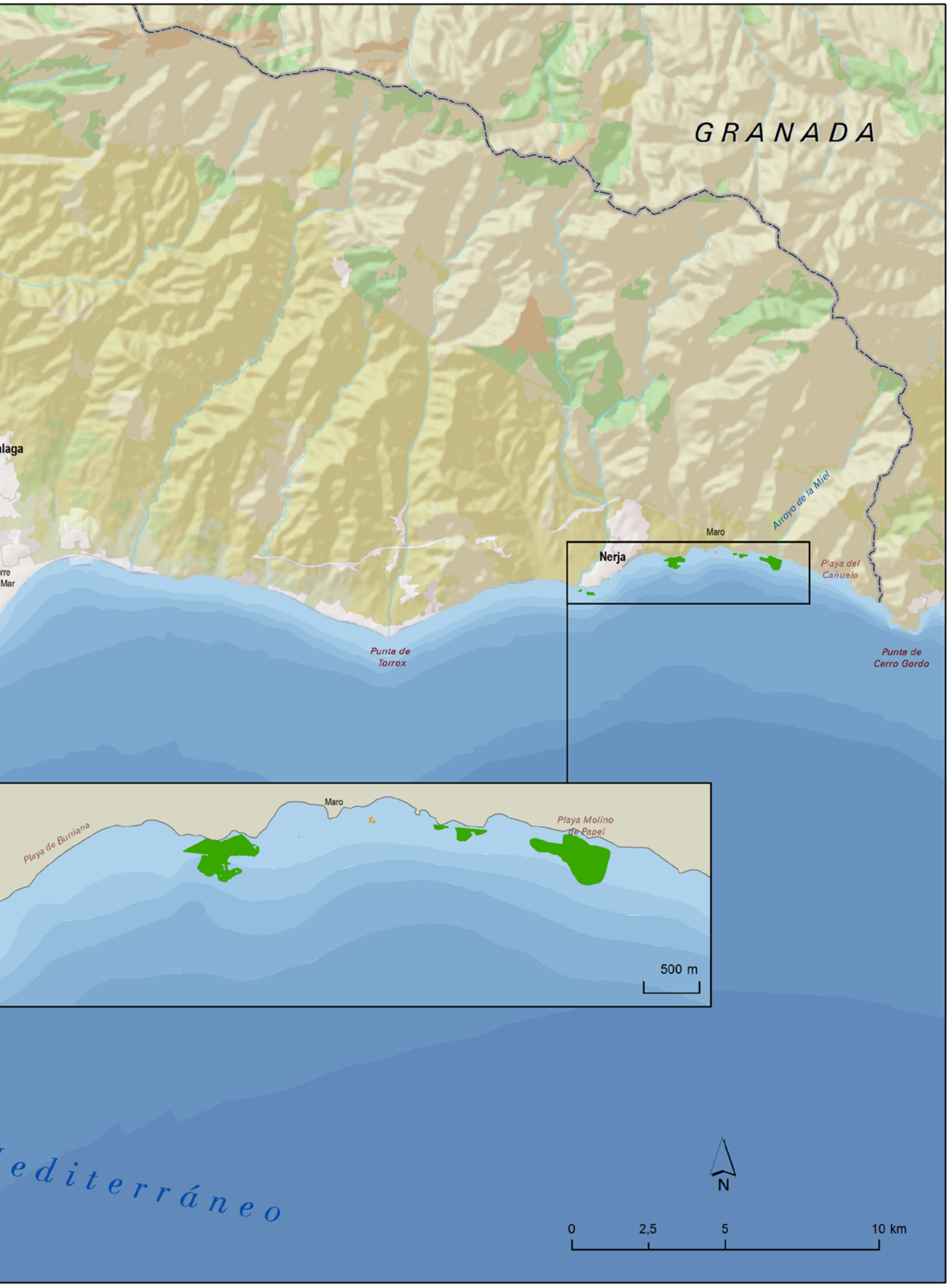
Distribución de praderas marinas en el litoral este de Málaga (Nerja-Málaga)

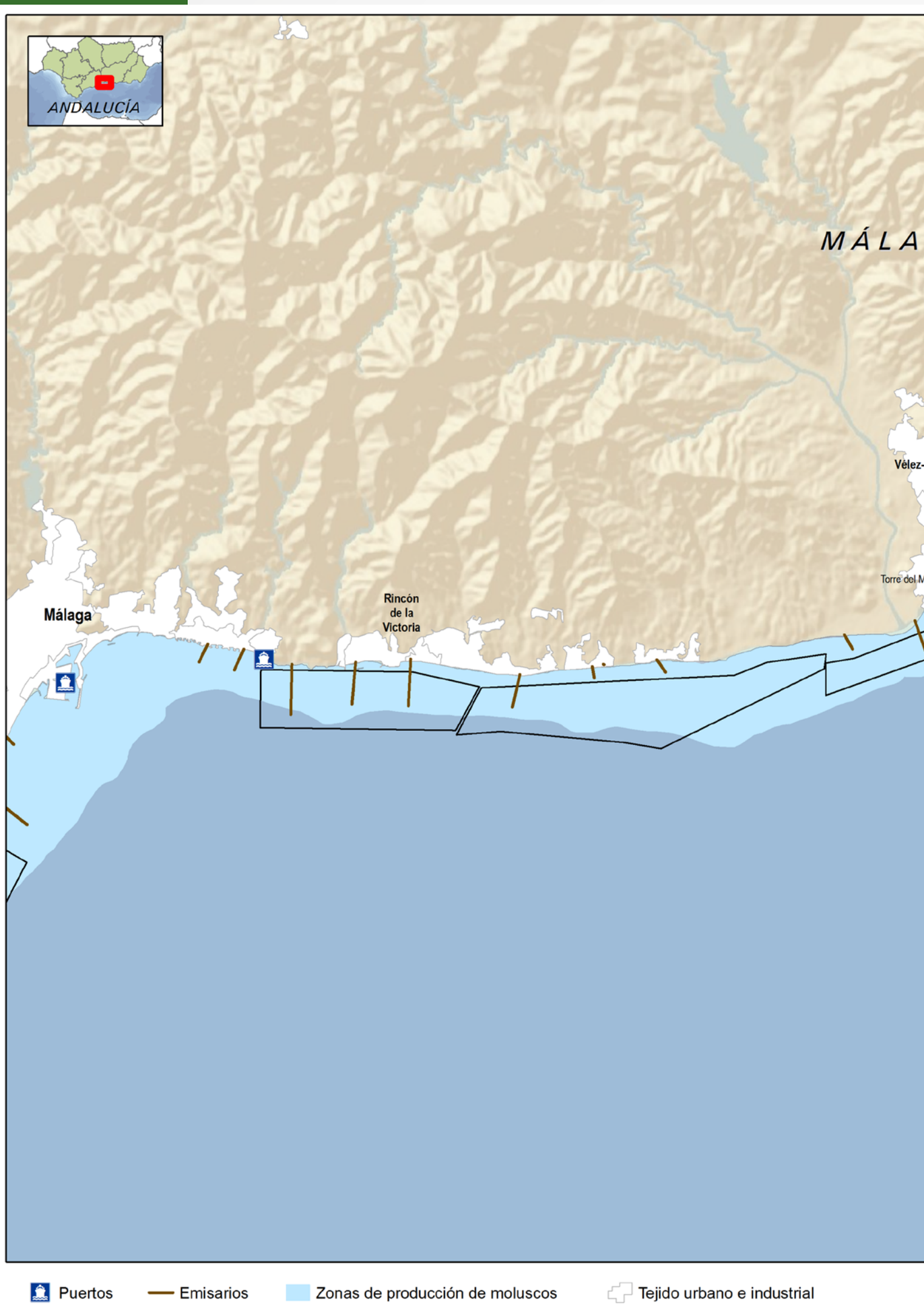


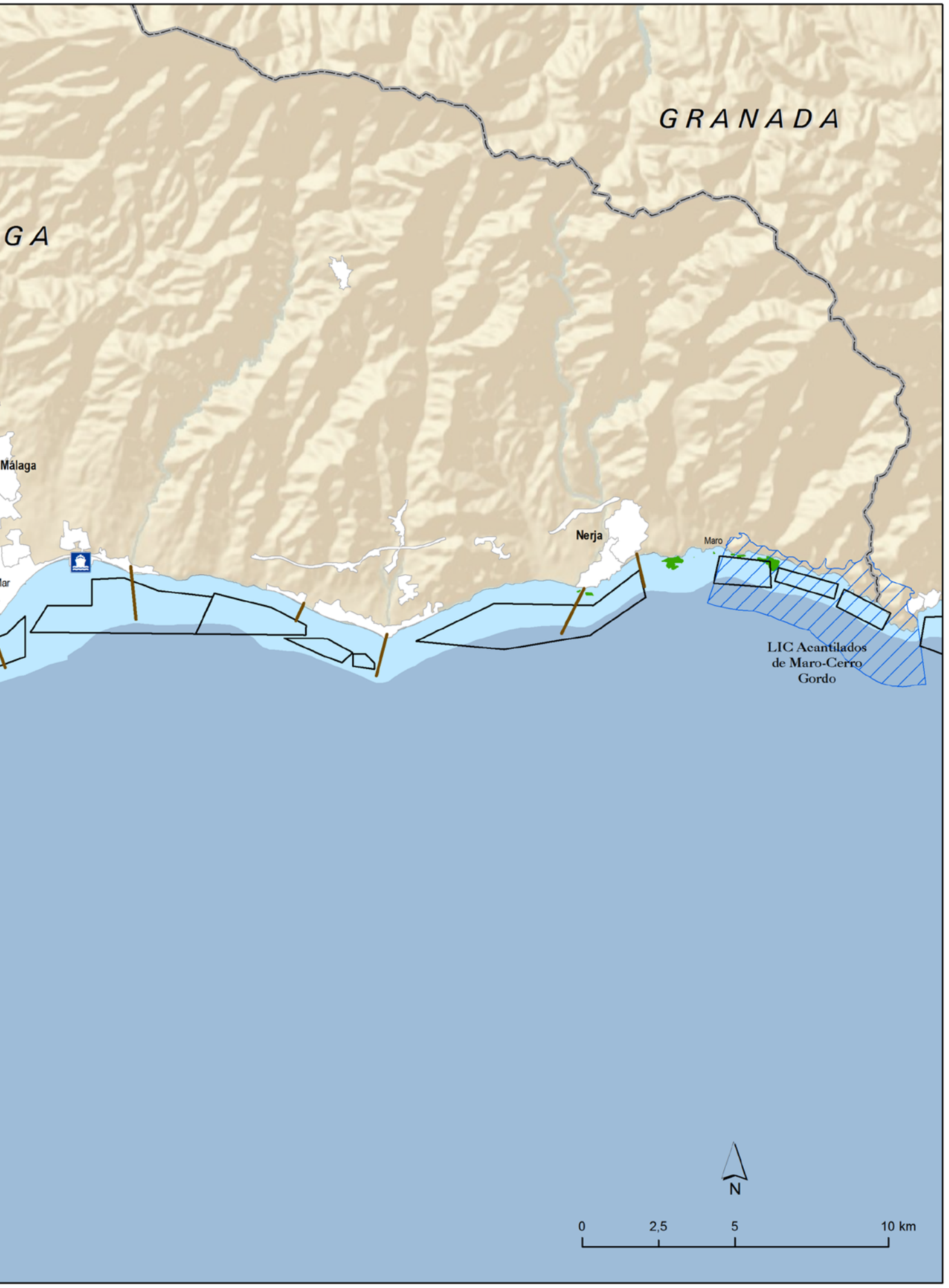
Elaboración: IEO.

Fuentes: Proyecto Life+Posidonia Andalucía, AGAPA, AMAYA. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: Word Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala 1:150000


GRANADA
Maro
Nerja
Arroyo de la Miel
Playa del Cañuelo
Punta de Torrox
Punta de Cerro Gordo
Maro
Playa de Burriana
Playa Molino de Papel
500 m
N
0
2,5
5
10 km


ANDALUCÍA
MÁLA
Vélez-
Torre del M
Rincón
de la
Victoria
Málaga
Puertos
Emisarios
Zonas de producción de moluscos
Tejido urbano e industrial



MAPA 5B

Málaga (este)

Presiones y medidas de gestión en el litoral este de Málaga (Nerja-Málaga)

Elaboración: IEO.

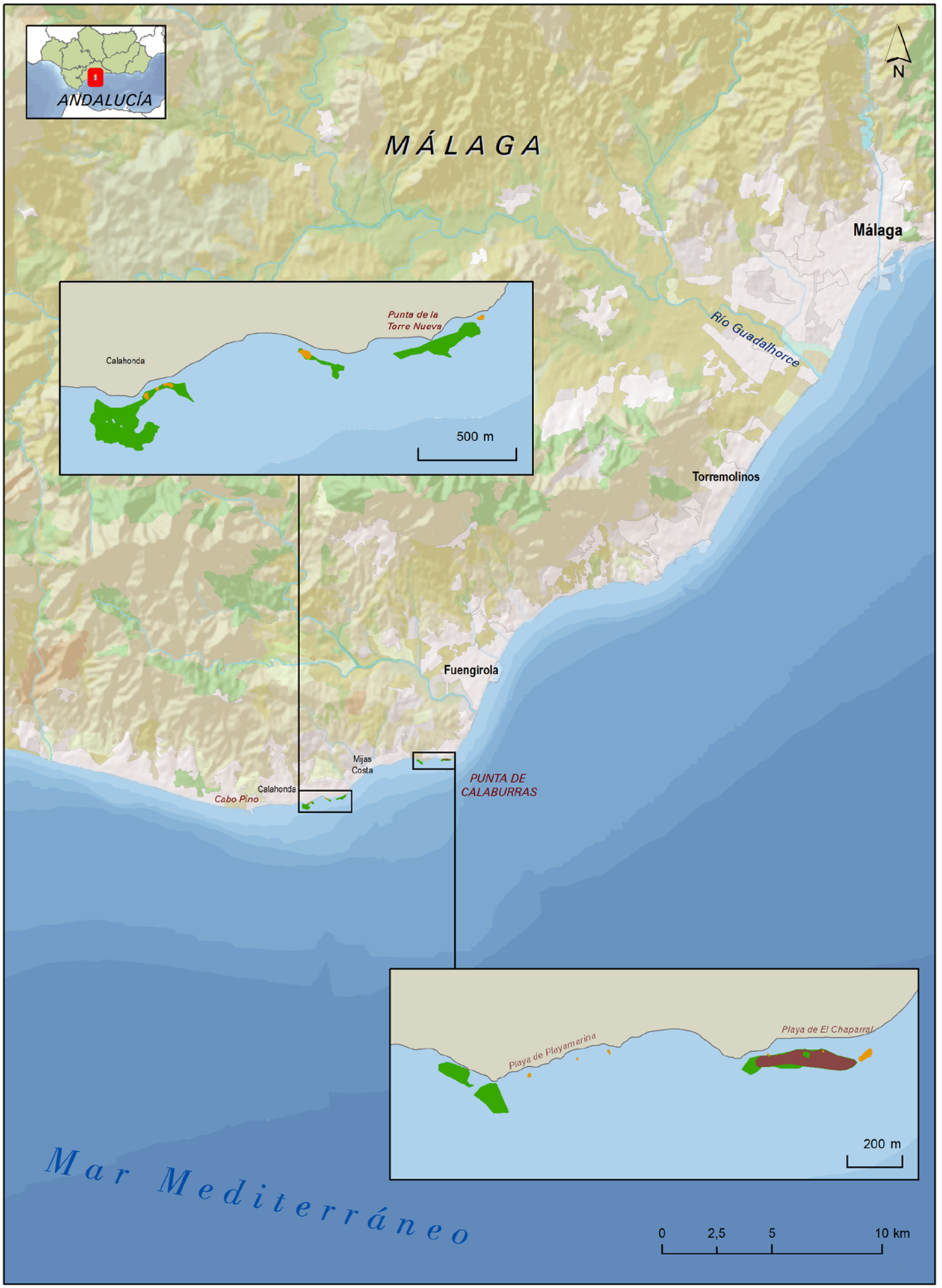
Fuentes: AGAPA, AMA-YA, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala 1:150000

MAPA 6A

Málaga

Distribución de praderas marinas en el litoral de Málaga (Málaga-Mijas)



Elaboración: IEO.

Fuentes: Proyecto Life+Posidonia Andalucía, AGAPA, AMAYA. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: Word Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala 1:210000

MAPA 6B

Málaga

Presiones y medidas de gestión en el litoral de Málaga (Málaga-Mijas)

Elaboración: IEO.

Fuentes: AGAPA, AMA-YA, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala 1:213000

MAPA 7A

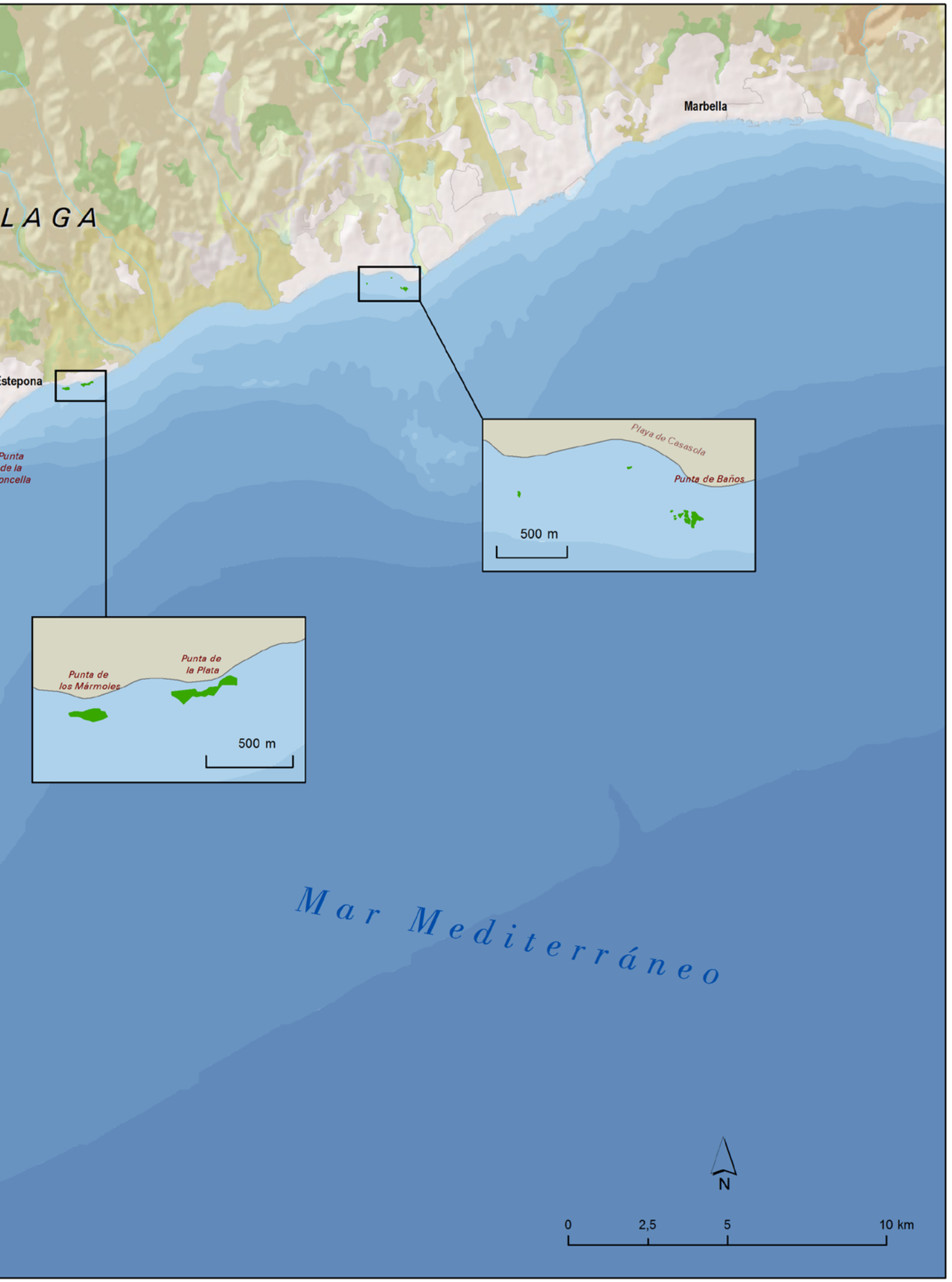
Málaga (oeste)
Cádiz (nordeste)

Distribución de praderas marinas en el litoral oeste de Málaga y nordeste de Cádiz (Marbella-La Línea de la Concepción)

Elaboración: IEO.

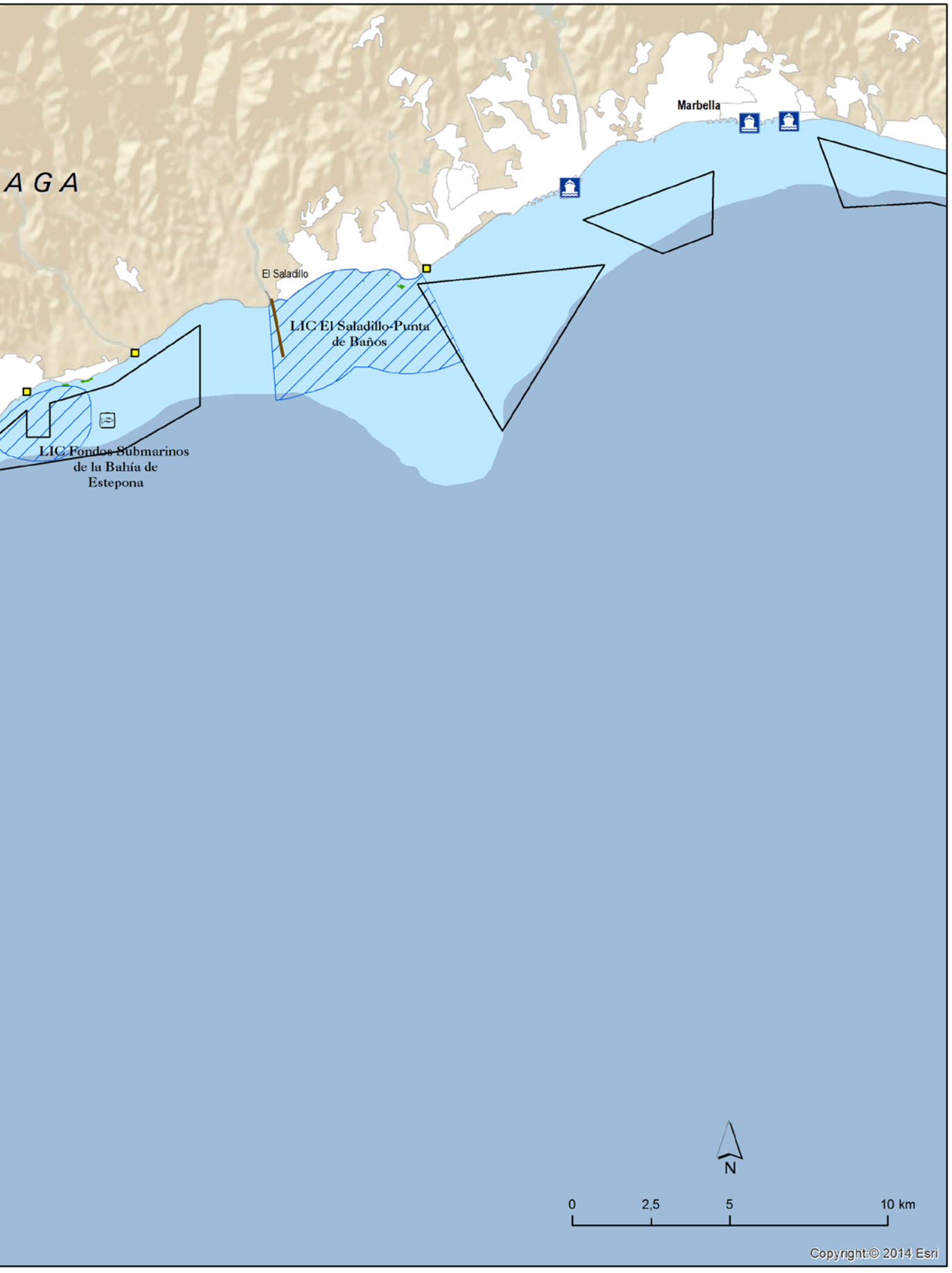
Fuentes: Proyecto Life+Posidonia Andalucía, AGAPA, AMAYA. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: Word Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala 1:145000



◆ Presencia de *Cymodocea nodosa*

ANDALUCÍA
MÁL
Estepona
CÁDIZ
LIC Fondos Marinos
Estuario del Río
Guadiaro
ZEC Estrecho Oriental
la Línea de
la Concepción
Puertos
Playa regenerada
Escolleras, muros, diques y otros
Emisarios
Granjas Marinas
Zonas de producción de moluscos



MAPA 7B

Málaga (oeste)
Cádiz (nordeste)

Presiones y medidas de gestión en el litoral oeste de Málaga y nordeste de Cádiz (Marbella-La Línea de la Concepción)

Elaboración: IEO.

Fuentes: AGAPA, AMAYA, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala 1:146000

MAPA 8A

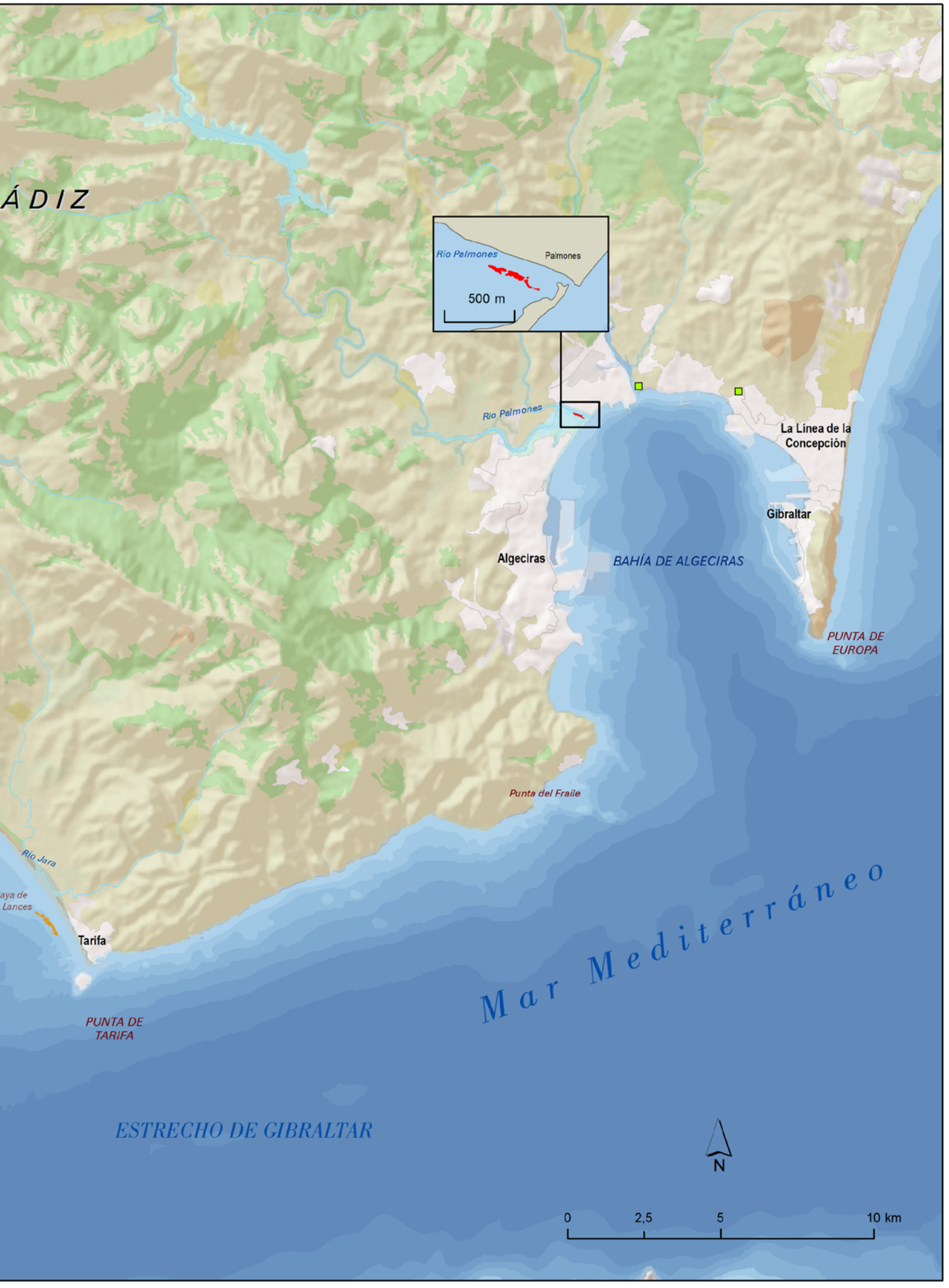
Cádiz (bahía de Algeciras)

Distribución de praderas marinas en el litoral de Cádiz (bahía de Algeciras)

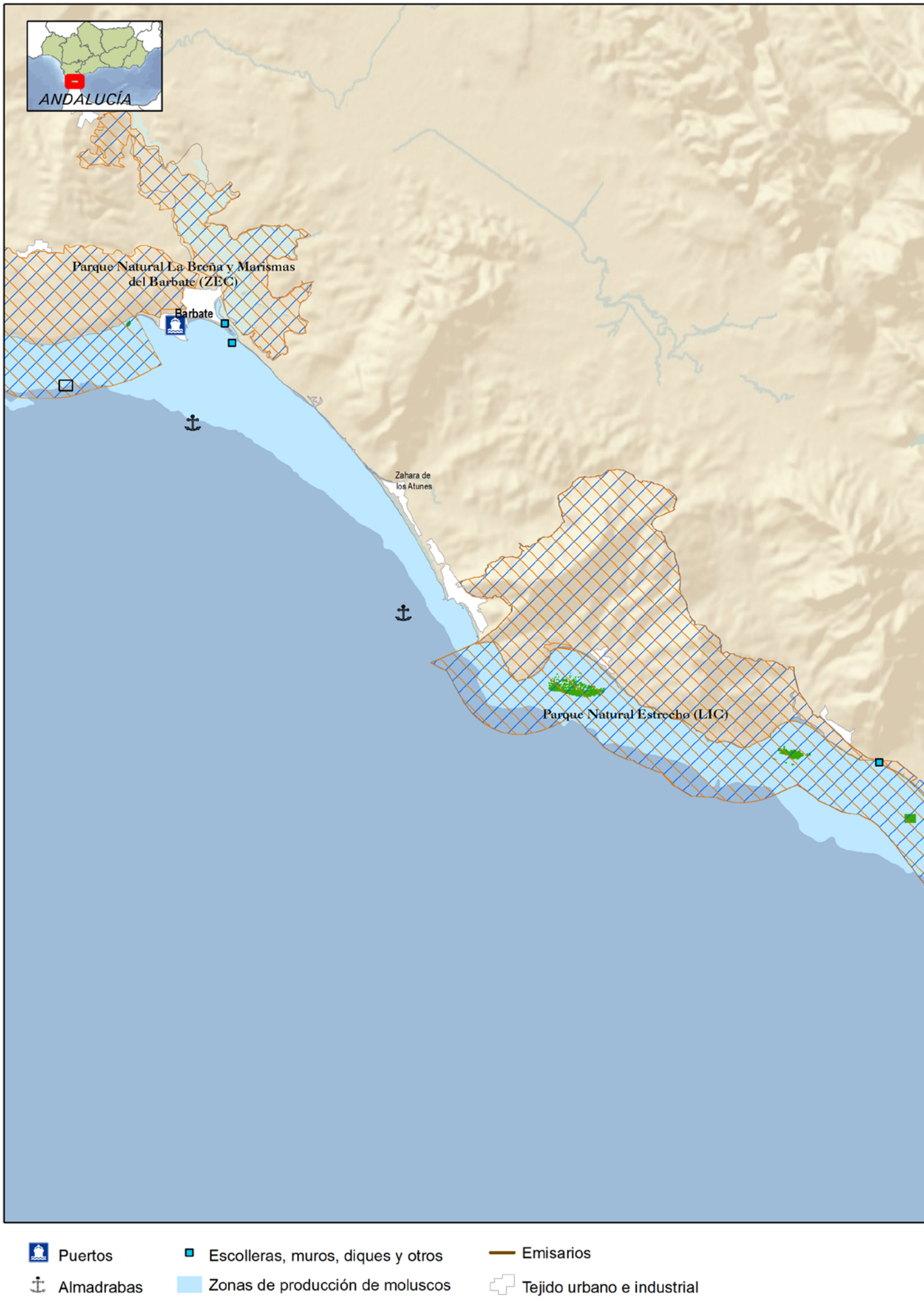
Elaboración: IEO.

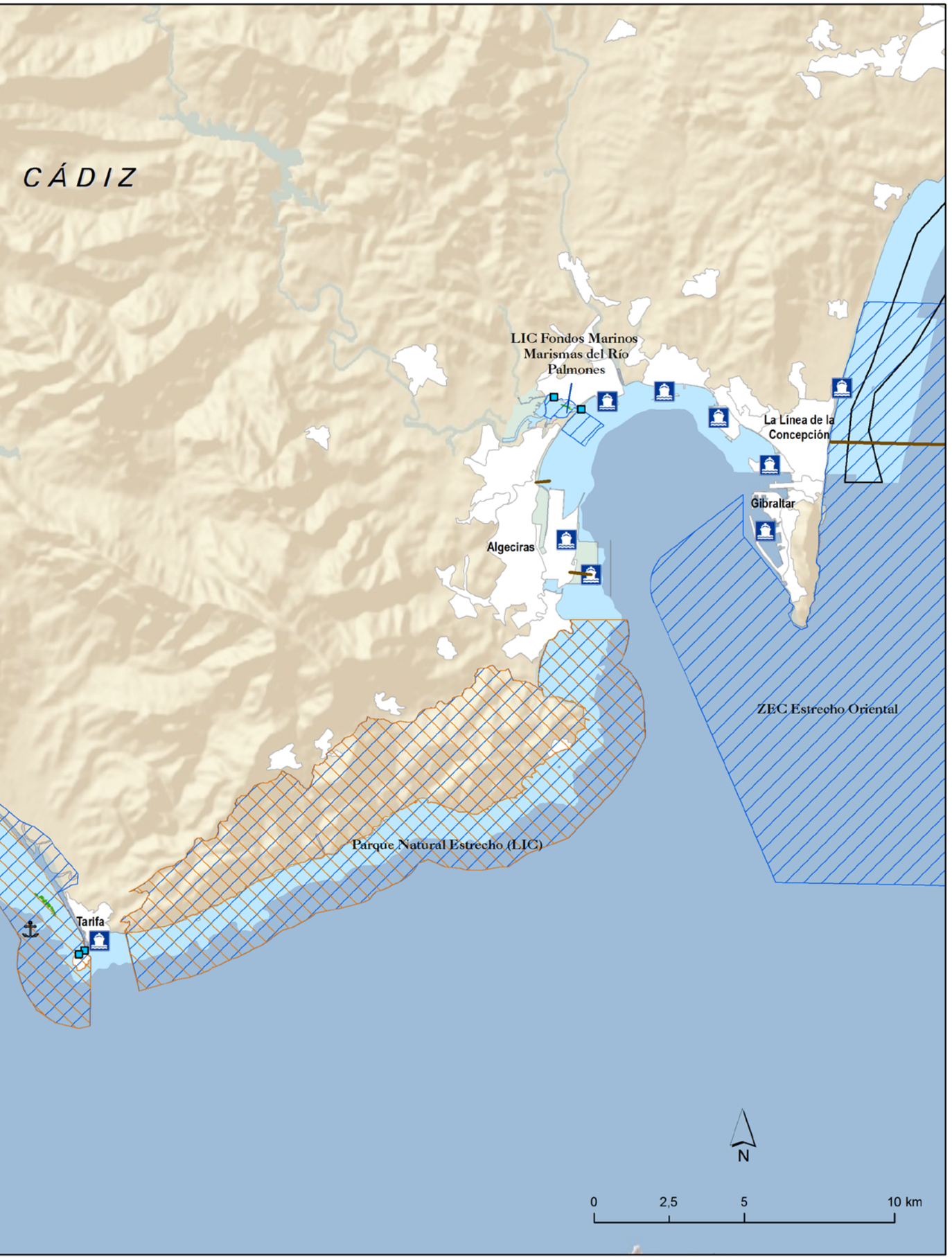
Fuentes: Ecocartografías (MAGRAMA), Universidad de Sevilla, Junta de Andalucía. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: Word Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala 1:150000



● Presencia de *Zostera noltii* ■ Presencia de *Ruppia* spp.


ANDALUCÍA
Parque Natural La Breña y Marismas del Barbate (ZEC)
Barbate
Zahara de los Atunes
Parque Natural Estrecho (LIC)
Puertos
Almadrabas
Escolleras, muros, diques y otros
Zonas de producción de moluscos
Emisarios
Tejido urbano e industrial



MAPA 8B

Cádiz (bahía de Algeciras)

Presiones y medidas de gestión en el litoral de Cádiz (bahía de Algeciras)

Elaboración: IEO.

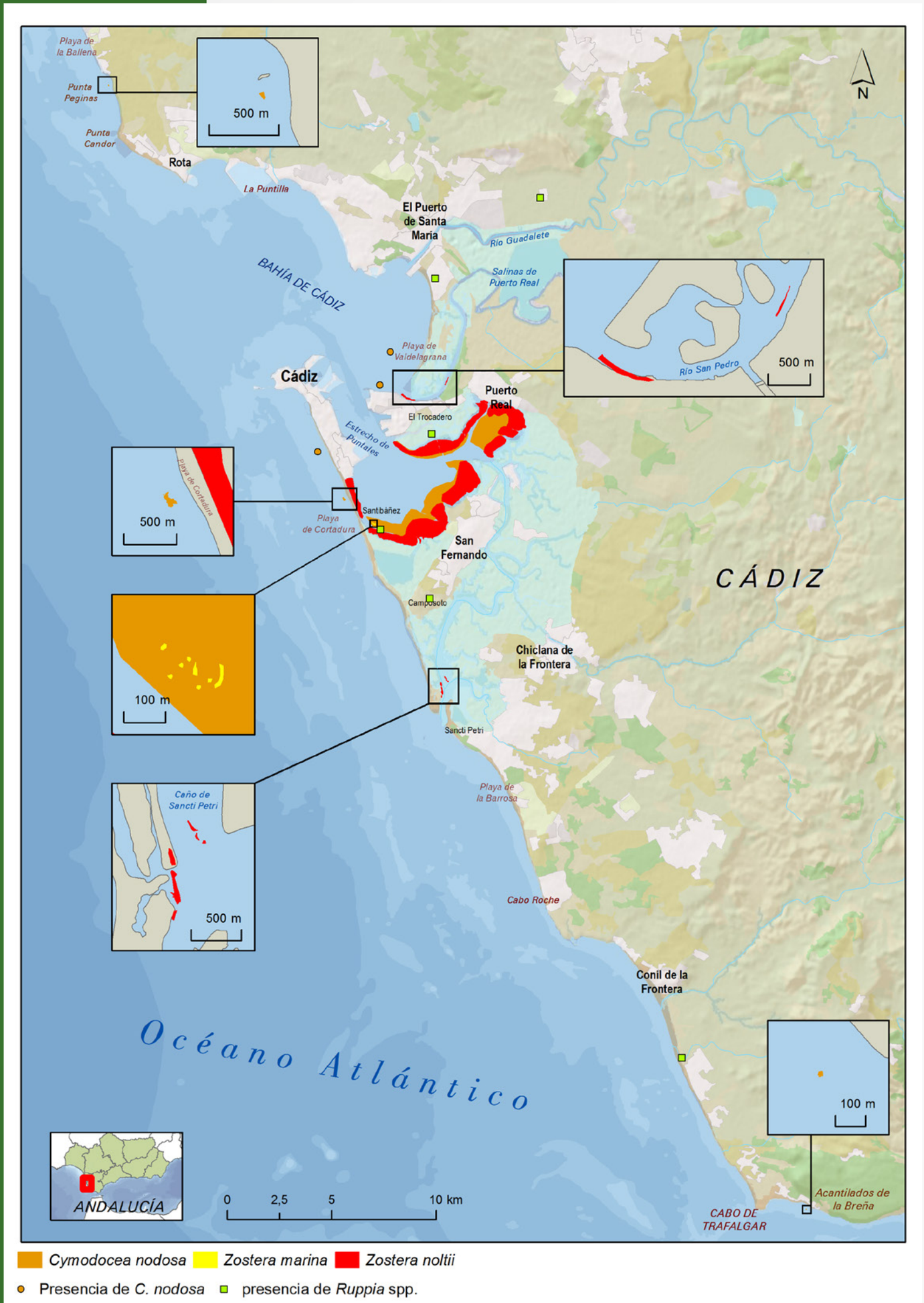
Fuentes: AGAPA, AMAYA, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala 1:153000

MAPA 9A

Cádiz (bahía de Cádiz)

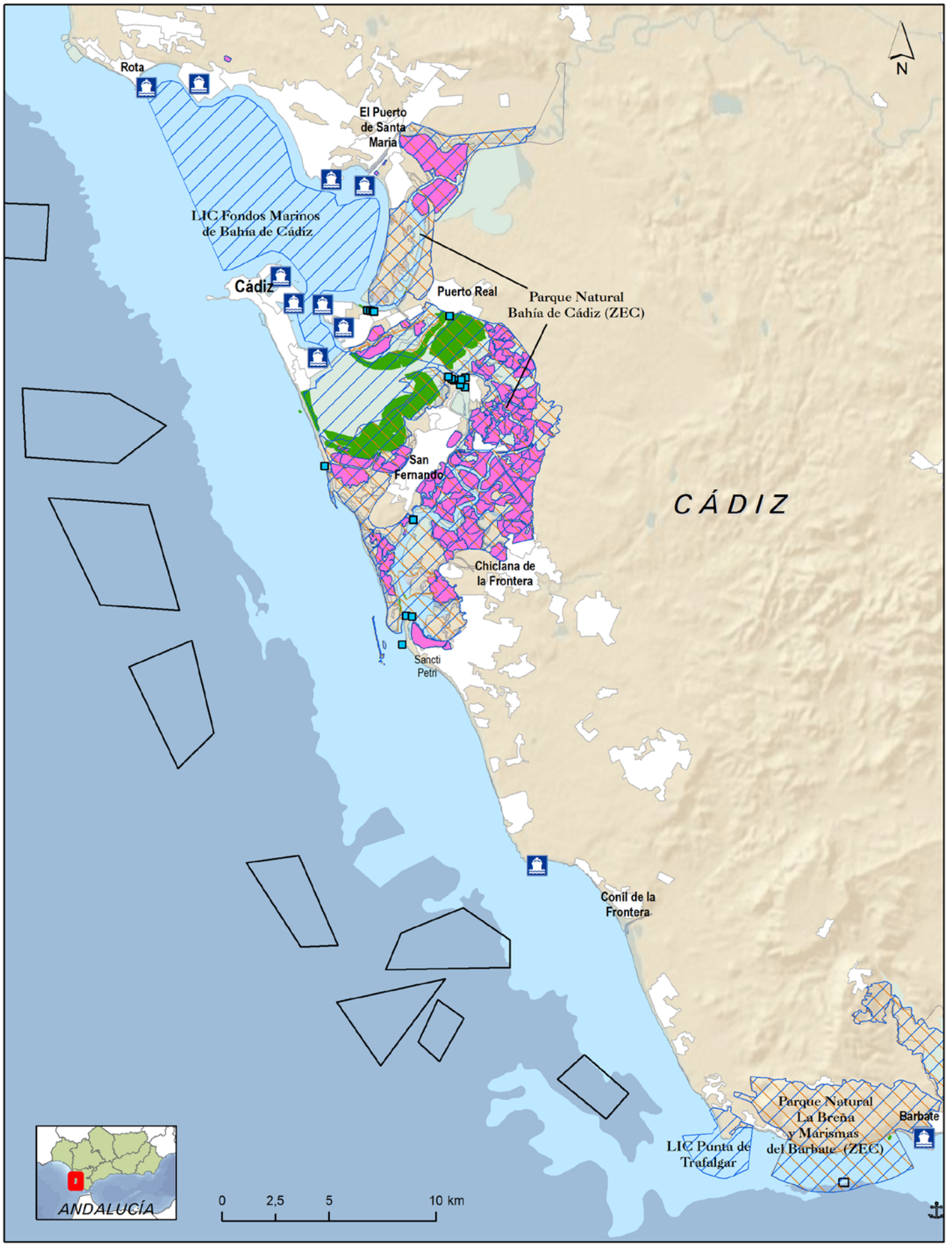
Distribución de praderas marinas en el litoral de Cádiz (bahía de Cádiz)



Elaboración: IEO.

Fuentes: Universidad de Cádiz. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: Word Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala 1:210000



MAPA 9B

Cádiz (bahía de Cádiz)

Presiones y medidas de gestión en el litoral de Cádiz (bahía de Cádiz)

Elaboración: IEO.

Fuentes: AGAPA, AMAYA, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala 1:218000

MAPA 10A

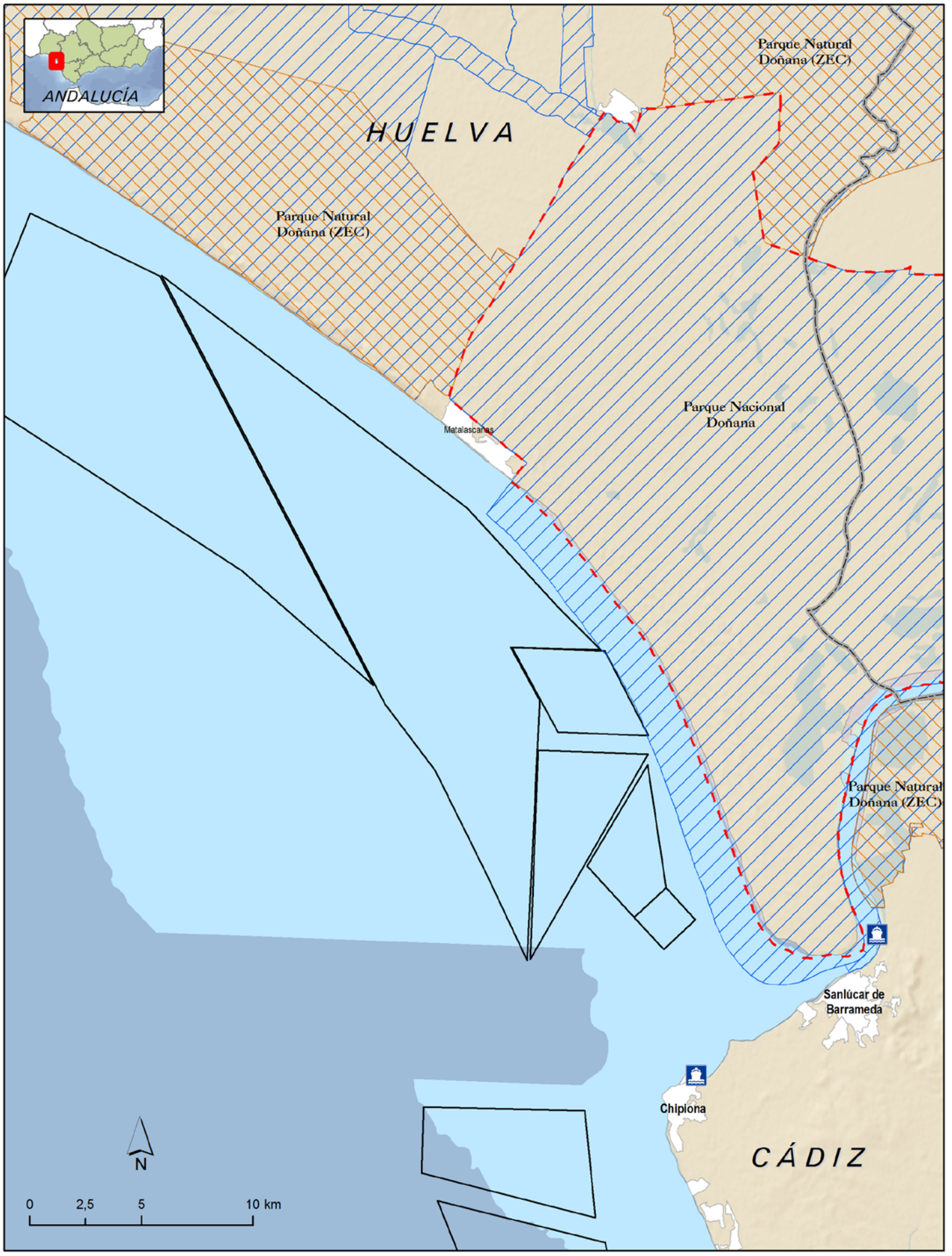
Huelva (este)

Distribución de praderas marinas en el litoral este de Huelva (Doñana)

Elaboración: IEO.

Fuentes: ANTHOS. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: Word Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala 1:200000



MAPA 10B

Huelva (este)

Presiones y medidas de gestión en el litoral este de Huelva (Doñana)

Elaboración: IEO.

Fuentes: AGAPA, AMAYA, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala 1:205000

MAPA 11A

Huelva (oeste)

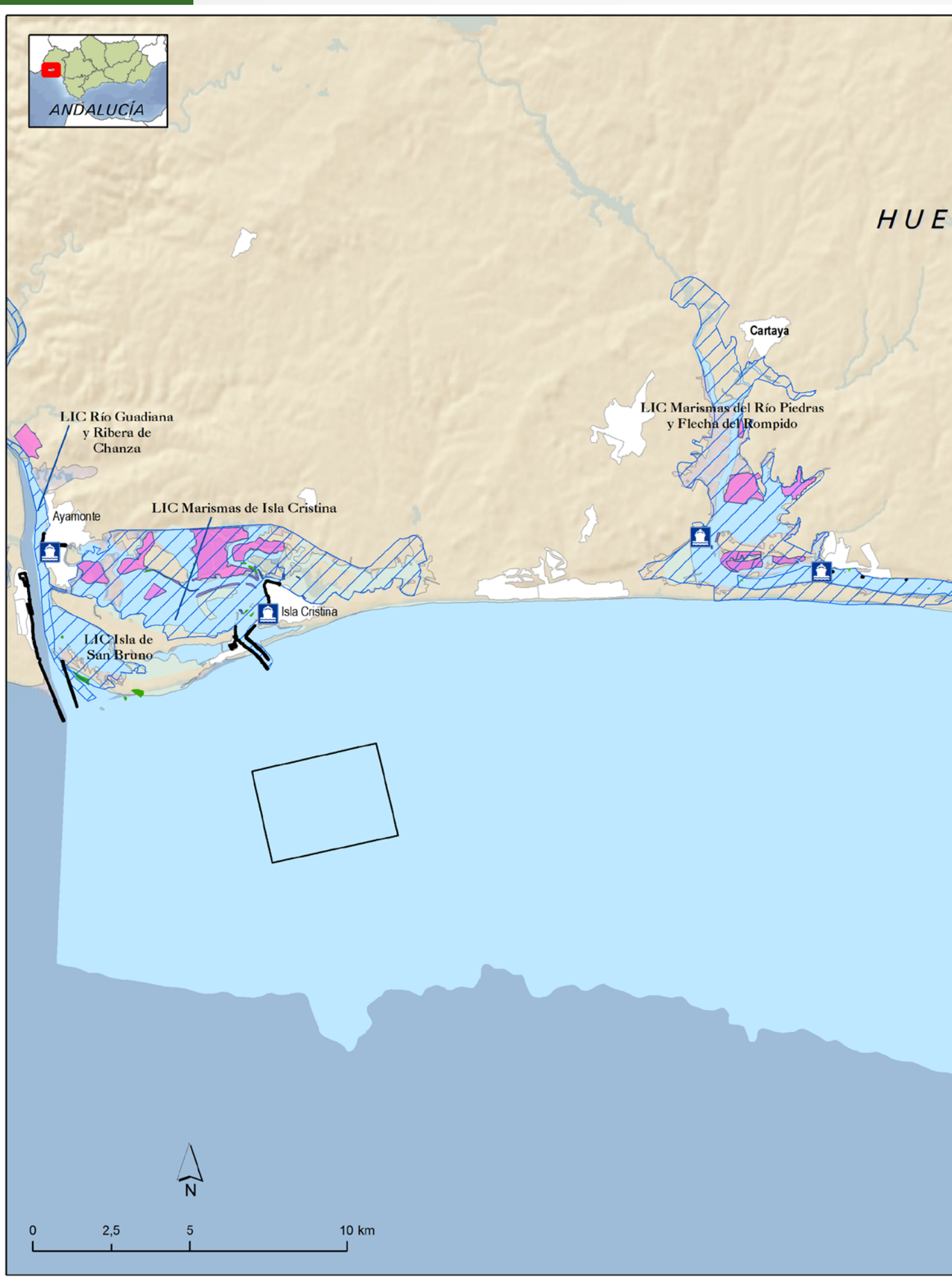
Distribución de praderas marinas en el litoral oeste de Huelva

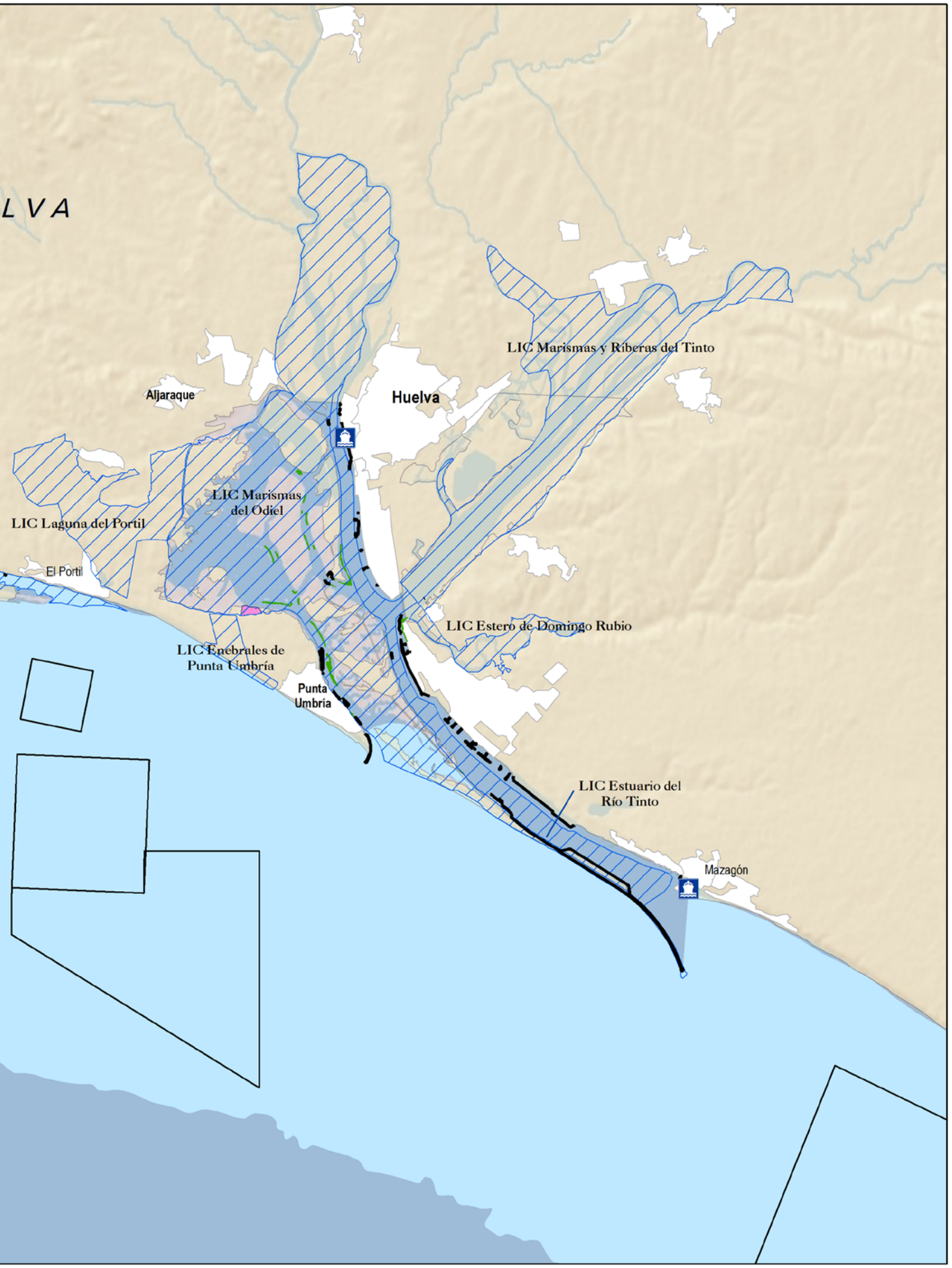
Elaboración: IEO.

Fuentes: AGAPA, AMAYA, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala 1:145000

LVA
Río
Tinto
Aljaraque
Huelva
Isla de
Enmedio
Río Odiel
El Portil
Punta
del Burro
Torre Arenilla
Playa de Nueva Umbría
Punta
Umbría
Laguna de
las Madres
Playa de Mazagón
Mazagón
Punta
de la
Canaleta
Océano Atlántico
N
0
2,5
5
10 km


ANDALUCÍA
HUE
Cartaya
LIC Río Guadiana
y Ribera de
Chanza
LIC Marismas del Río Piedras
y Flecha del Rompido
Ayamonte
LIC Marismas de Isla Cristina
Isla Cristina
LIC Isla de
San Bruno
N
0
2,5
5
10 km
Puertos
Salinas, esteros y otros
Tejido urbano e industrial
Escolleras, muros, diques y otros
Zonas de producción de moluscos
Arrecifes artificiales



MAPA 11B

Huelva (oeste)

Presiones y medidas de gestión en el litoral oeste de Huelva

Elaboración: IEO.

Fuentes: AGAPA, AMAYA, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala 1:145000

Posidonia oceanica.

Fotografía: Javier Ferrer.

Territorios transfretanos

VI

Praderas de angiospermas marinas de territorios transfretanos

F. Javier Zapata [1]

F. Javier Martínez Medina [2]

Ángel Orozco Rodríguez [3]

Juan José Villalón Arias [3]

Jaime Bernardeau Esteller [4]

[1] *Organismo Autónomo Parques Nacionales.*

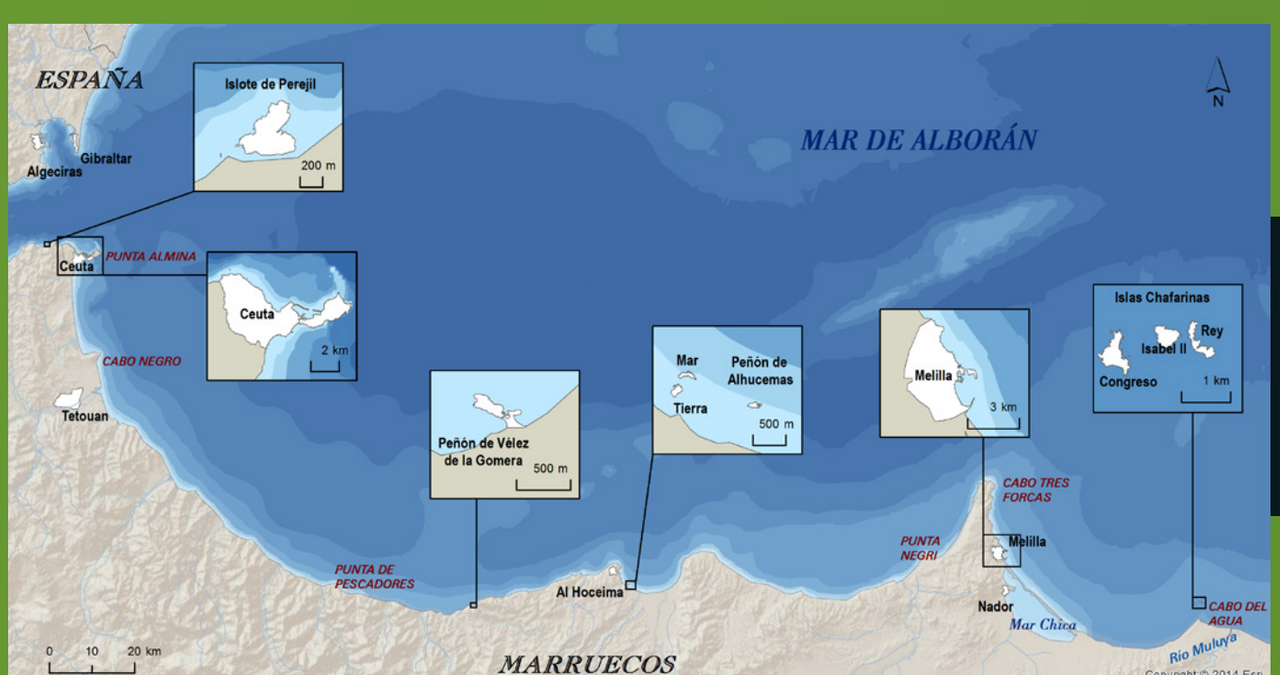
[2] *OBIMASA, Consejería de Medio Ambiente, CA Ceuta.*

[3] *SOLDECOCOS, Sociedad para el Desarrollo de las Comunidades Costeras.*

[4] *Instituto Español de Oceanografía, Universidad de Alicante.*

Descripción general del área

Los territorios transfretanos (del latín *trans-fretum*, "más allá del estrecho") están constituidos por las regiones con soberanía española localizadas en la costa norteafricana. Estos territorios son, en sentido este-oeste, el archipiélago de las islas Chafarinas, la ciudad autónoma de Melilla, islas del Peñón de Alhucemas (peñón de Alhucemas, Mar y Tierra), el peñón de Vélez de la Gomera, la ciudad autónoma de Ceuta y el islote de Perejil (Figura 1). En total representan una longitud de costa aproximada de 43 km, si bien la mayor parte se localiza en Ceuta (21 km), Melilla (12 km) y en las islas Chafarinas (7 km).



Mapa de localización de los territorios transfretanos.

Figura 1

Toda la región se encuadra dentro de un clima de tipo mediterráneo, con una importante influencia atlántica en los territorios del oeste, marcada principalmente por unas mayores precipitaciones (hasta 900 mm/año en Ceuta). Las zonas más orientales tienen una mayor tendencia subárida, con precipitaciones más reducidas e irregulares (300 mm/año en las islas Chafarinas).

En general los territorios transfretanos se corresponden con cabos o conjuntos de islas asociados a sistemas rocosos costeros. La ciudad autónoma de Ceuta se asienta sobre una península con orientación este – oeste que define dos bahías con características muy diferentes, una situada al norte en la que predominan los substratos rocosos, y otra localizada al sur con fondos mayoritariamente arenosos. Respecto a los fondos marinos, los rasgos morfológicos más significativos son la estrecha plataforma continental y el abrupto talud, características ambas de la zona del Estrecho. El peñón de Vélez de la Gomera y las islas del peñón de Alhucemas presentan una zona litoral principalmente rocosa con pronunciados escarpes. La costa de la ciudad autónoma de Melilla se ubica en la base oriental de la península de Tres Forcas, junto a la mar Chica y sobre la plataforma sedimentaria del valle del río de Oro. El archipiélago de las islas Chafarinas tiene su origen en dos edificios volcánicos de los

Opistobranquio Petalifera petalifera *en Posidonia, Chafarinas.*

Fotografía: Luis Sánchez Tocino.

Figura 2

que tan solo permanecen visibles tres abruptas islas: Congreso, Isabel II y Rey. Estas islas marcan el límite de una llanura sedimentaria que desde los 20 metros de profundidad va ascendiendo suavemente hacia el continente. Hacia el norte el relieve cae y define acantilados de pendiente acusada que alcanzan profundidades próximas a los 70 m. Los fondos marinos del sur del archipiélago están fuertemente influenciados por los aportes terrígenos procedentes del río Muluya (Torres-Gavilá, 2008), cuya desembocadura se encuentra a 4 millas náuticas al este del archipiélago, así como por diversos barrancos localizados al oeste del cabo del Agua.

Los territorios transfretanos se ubican en la ribera sur del Mar de Alborán, donde el intercambio de agua entre el océano Atlántico y el mar Mediterráneo afecta de manera notable al patrón de circulación y las características de las masas de agua de la región. Dicha circulación determina la aparición de importantes frentes y giros anticiclónicos a los que se asocian fenómenos de afloramiento de aguas frías profundas ricas en nutrientes que dotan a estas aguas de una elevada productividad biológica (Camiñas, 2008; UICN, 2012). La presencia de las aguas atlánticas es especialmente relevante en los territorios más occidentales, reduciéndose progresivamente hacia el este, especialmente en las zonas localizadas a partir del cabo Tres Forcas, próximo a Melilla, donde la influencia sobre las masas del agua y la biota asociada es menor (Conde-Poyales, 1989). El carácter de frontera biogeográfica -zona de encuentro de las regiones Lusitana (templada-fría), Mauritana (subtropical) y Mediterránea (templada-cálida)- confiere a esta región una gran importancia ecológica en la que confluyen gran diversidad de especies de flora y fauna (Figura 2), incluidos numerosos endemismos (García- Raso et al., 2010; Robles, 2010). En las islas Chafarinas, y en especial en las aguas localizadas al sur del archipiélago, los aportes terrígenos procedentes de la costa marroquí (principalmente del río Muluya) dan lugar a periodos prolongados de turbidez extrema (Zapata, obs. pers.).

Ecología y extensión de las praderas marinas

En los territorios transfretanos han sido descritas tres especies de angiospermas marinas, *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa* y *Zostera marina*, aunque todas en las islas Chafarinas. Existe alguna referencia sobre la presencia de angiospermas marinas en las costas de Ceuta y Melilla, y se desconoce por completo la situación en el resto de territorios (islote de Perejil, peñón de Vélez de la Gomera e islas del Peñón de Alhucemas). En general, y a pesar de los esfuerzos recientes realizados por el Organismo Autónomo Parques Nacionales (OAPN), la Consejería de Medio Ambiente de Ceuta y la asociación Guelaya-Ecologistas en Acción de Melilla, se puede afirmar que es la zona del territorio español de la que se dispone menos información sobre la distribución y ecología de las praderas de angiospermas marinas. Se describe a continuación la información existente para las distintas especies mencionadas.

Zostera marina y Zostera noltii (=Nanozostera noltii)

Tan sólo se conoce con certeza la existencia de poblaciones de estas especies en ambientes lagunares y someros de aguas de soberanía marroquí próximos a Ceuta (laguna de Smir; Benhissoune *et al*., 2005, Chaouti & Bayed, 2005) y Melilla (cabo Tres Forcas y mar Chica; González-García, 1994; Bueno del Campo & González-García, 1996).

Z. marina fue citada en Chafarinas a mediados de los años 80 del pasado siglo, aunque sin detallar información precisa sobre su localización (Yus & Cabo, 1986). Posteriormente, los estudios impulsados por el OAPN en el marco del seguimiento periódico de los ecosistemas del archipiélago no han podido corroborar esta observación. Sin embargo, la falta de campañas específicas destinadas a la identificación de la especie no hace posible descartar su presencia en la zona. En Melilla, pescadores y buceadores deportivos de la zona han indicado la posible existencia de una pequeña pradera de *Z. marina* sobre fondos fangosos entre 20 y 24 m frente a la costa norte, aunque diversas campañas de muestreo desarrolladas recientemente en la zona (Villalón-Arias y colaboradores, obs. pers.) no han permitido corroborarlo.

Posidonia oceanica

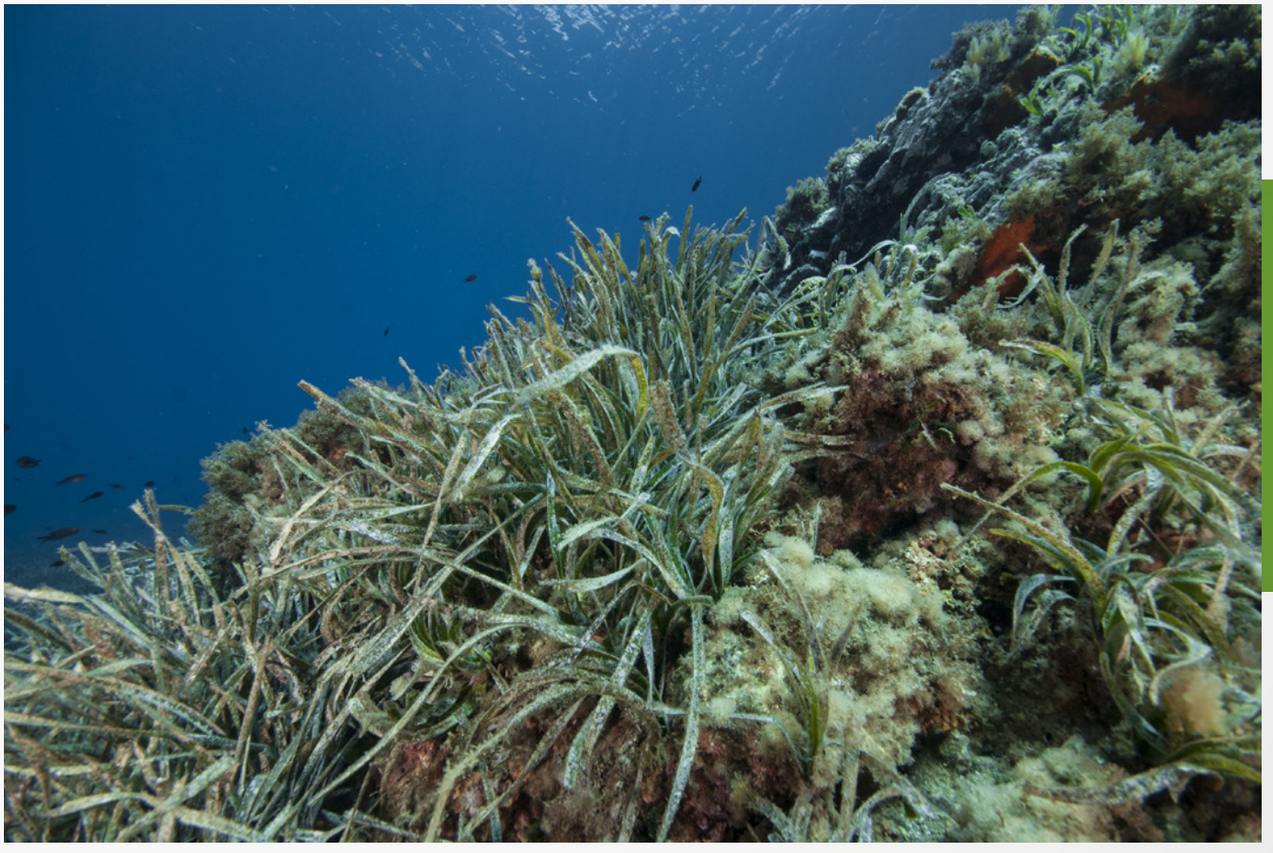
En la actualidad, la presencia de *P. oceanica* en los territorios transfretanos se considera restringida a las Islas Chafarinas. No han sido identificadas praderas de esta especie ni en cabo Tres Forcas, ni en el sector de costa situado más al oeste (González-García, 1994), donde la influencia de las aguas atlánticas es mayor (Conde-Poyales, 1989), por lo que se considera esta localización como el limite occidental de distribución en las costas del norte de África (Luque & Templado, 2004). Lozano-Cabo (1953) documenta la existencia de poblaciones de *P. oceanica* en la laguna costera de la Mar Chica, aunque estudios posteriores indican que se trata de un error de identificación entre esta especie y *C. nodosa* (González-García & Conde-Poyales, 1995). Por otro lado, la desembocadura del río Muluya parece limitar también el desarrollo de la angiosperma en los territorios localizados más hacia al este, donde las poblaciones mas cercanas conocidas se sitúan a mas de 100 km de distancia, ya en la costa argelina (Bachir-Bouiadjra, 2010;

Khodja, 2013). Esta situación parece evidenciar por tanto cierto grado de aislamiento geográfico en las praderas del archipiélago. Jover *et al*. (2003) y Guallart-Furió & Afán-Asencio (2013) han sugerido que se trata de praderas jóvenes de reciente aparición y desarrollo, pero las evidencias científicas que apoyan esta hipótesis (estudios genéticos) son muy escasas y poco concluyentes. Aunque las praderas han sido objeto de seguimiento desde 1994, nunca han sido detectados fenómenos de floración ni se ha profundizado en el estudio de sus características productivas y fisiológicas.

La distribución de las praderas de *P. oceanica* ha sido cartografiada a propuesta del OAPN en dos ocasiones mediante metodologías diversas. La primera cartografía se realizó en 1999 mediante análisis de fotografía aérea e inmersiones puntuales por buceadores (Gestión y Estudio de Espacios Naturales SL, 2000). En 2004 se realizó una nueva cartografía mediante sonar de barrido lateral (Mediterráneo Servicios Marítimos SL, 2004), que permitió definir con más precisión la distribución de las praderas (Figura 3). No obstante, la cartografía realizada en 1999, aportaba información sobre la distribución de manchas de pradera sobre sustrato rocoso que no fueron identificadas en la cartografía de 2004. Por tanto, la información aportada por ambas cartografías es complementaria y ambas se han combinado para elaborar la cartografía mostrada en el presente atlas (Mapa 1A).

En total, la superficie de praderas de las islas Chafarinas es de 0,18 km^2 aproximadamente, con la mayor extensión localizada en la zona sur del archipiélago, entre las islas del Rey e Isabel II (unas 0,14 km^2, casi el 80% de la superficie total), donde predominan los fondos blandos sedimentarios y niveles de hidrodinamismo bajo o moderado. En esta área las praderas se extienden desde zonas muy cercanas a la superficie (0,5-2 m) hasta una profundidad máxima próxima a los 11 m. Entre los factores que podrían explicar esta posición tan somera del límite inferior cabría destacar la limitación por luz debido a la influencia de episodios extremos de turbidez comentados anteriormente. Esta hipótesis es consistente con la presencia característica de especies circalitorales a partir de 15 metros de profundidad (Guallart-Furió & Afán-Asencio, 2013).

La zona septentrional del archipiélago se caracteriza por un mayor hidrodinamismo y la domi-



Chafarinas, debido a las singulares características de sus aguas representa el limite occidental de distribución de Posidonia oceanic*a en las costas del norte de África.*

Fotografía: Luis Sánchez Tocino.

Figura 3

nancia de sustratos rocosos de elevada pendiente que limitan el desarrollo de praderas de esta especie, tan solo presentes en zonas más protegidas de la costa norte de la Isla del Congreso. Es precisamente en esta área donde el límite inferior de la pradera alcanza la mayor profundidad registrada en todo el archipiélago (20 metros aproximadamente).

Cymodocea nodosa

C. nodosa ha sido localizada en las islas Chafarinas a 15 metros de profundidad sobre fondos de arenas fangosas al sur del archipiélago (Mapa 1A). Esta pradera parece que continúa hacia el litoral marroquí, aunque los estudios cartográficos desarrollados en esta área en 2004 no han podido confirmarlo debido a que fueron limitados a las aguas de soberanía española. La superficie total de las praderas de *C. nodosa* cartografiadas es de 40.000 m^2 aproximadamente. No existen estudios relacionados con su biología y ecología en esta zona.

En el litoral de Ceuta existen referencias sobre la presencia de arribazones de *C. nodosa* en la playa de la Ribera en la bahía Sur (Alfonso *y asociados,* 2004), cuyo origen mas probable parece situarse en localidades cercanas marroquíes, donde es la única angiosperma marina observada desarrollando praderas (Ocaña *et al*., 2009). De forma similar, en Melilla solo hay evidencias indirectas de la presencia de *C. nodosa* en forma de arribazones sobre las playas de la ciudad (Bueno del Campo & González-García, 1996). En la bahía localizada al sur del puerto de Melilla, junto a la desembocadura del arroyo Mezquita (que define la frontera entre la ciudad autónoma y Marruecos) diversas fuentes locales (pescadores y buceadores deportivos) indican la posible existencia de una pradera de *C. nodosa*, aunque esta pradera se considera actualmente desaparecida a consecuencia de la construcción del puerto marroquí de Beni Enzar (Villalón-Arias, obs. pers.). Las poblaciones más próximas se localizan en las zonas costeras con soberanía marroquí del cabo Tres Forcas y la Mar Chica (tanto en su interior, como en su perímetro exterior) (González-García, 1994; Bueno del Campo & González-García, 1996).

Trabajos de investigacion en Islas Chafarinas.

Fotografía: Luis Sánchez Tocino.

Presiones y amenazas

Pesca de arrastre y otras modalidades de pesca

Las aguas de las islas Chafarinas han sido fondeadero habitual para la flota de arrastre española hasta mediados de los años 70 y son explotadas en la actualidad por la flota marroquí. La cartografía realizada en las islas en 2004 permitió evidenciar la presencia de marcas de arrastre sobre fondos someros del archipiélago, en algunos casos en las proximidades de praderas de *Posidonia oceanica* como la localizada al suroeste de la isla de Congreso (Mapa 1B). Sin embargo, la progresiva instauración de medidas de control en los últimos años a cargo de autoridades marroquíes y españolas parece haber limitado el grado de amenaza por este tipo de actividad.

Infraestructuras costeras

Las ciudades autónomas de Ceuta y Melilla presentan en general un entorno litoral intensamente modificado con numerosas infraestructuras costeras entre las que destacan instalaciones portuarias, diques de contención y terrenos ganados al mar. Además, en su borde costero se han ejecutado varias actuaciones de regeneración de playas. Todas estas actividades pueden haber supuesto una importante fuente de presión para los ecosistemas costeros, aunque tan solo se tiene constancia de la desaparición de la pradera de *Cymodocea nodosa* sepultada por la construcción del Puerto de Beni Enzar en Melilla. Esto no descarta otras pérdidas de praderas marinas en las ciudades autónomas debido al desconocimiento de su distribución real y a la falta de estudios específicos del impacto de estas infraestructuras en el medio marino.

En el caso de las islas Chafarinas, la construcción del puerto y los restos del muelle de unión con la isla del Rey supuso la destrucción directa de una parte de la pradera de *P. oceanica*. Las antiguas instalaciones del cableado telegráfico que comunicaban Almería, Alborán, Melilla y Chafarinas, y abandonadas en 1970 tras la instalación de una estación radiofónica, podrían también haber contribuido a la fragmentación de la pradera al sur del archipiélago.

Fondeo de embarcaciones

El fondeo de embarcaciones ha podido tener un impacto relevante sobre las praderas de las islas Chafarinas hasta la década de los 70 del siglo XX. Los fondos localizados entre las islas de Isabel II y el Rey eran usados habitualmente como fondeadero para las embarcaciones destinadas a la reparación del cable telegráfico así como por la flota pesquera española. Estos fondeos, junto con la propia instalación del cable telegráfico, podrían explicar la notable fragmentación de la pradera de *P. oceanica* localizada en esta zona.

En la actualidad el fondeo en las aguas del archipiélago se puede considerar un hecho poco frecuente asociado a embarcaciones que visitan la isla de forma ocasional o a la presencia de barcos de pesca artesanal marroquíes.

Vertidos

Los territorios de Ceuta y Melilla cuentan con instalaciones de depuración de aguas residuales con vertido al mar. En el caso concreto de Melilla han sido detectados vertidos de aguas sin depurar asociados a fenómenos de lluvias torrenciales (Villalón-Arias, obs. per.). A su vez, ambas ciudades presentan sistemas de desalación de agua marina, aunque cuentan con sistemas de dilución para reducir el impacto de la

salmuera o agua de rechazo sobre las comunidades bentónicas.

En las islas Chafarinas la desembocadura del río Muluya es un posible punto de vertido de sustancias contaminantes (hidrocarburos, herbicidas y plaguicidas, compuestos orgánicos volátiles, detergentes industriales, metales, etc.) derivadas de procesos industriales y agrícolas. En general apenas existe información sobre la presión generada por estos contaminantes sobre las praderas del archipiélago. Únicamente un estudio sobre la presencia de metales en las praderas de *P. oceanica* ha determinado que la concentración de Cu, Cd, Hg y Pb es en general baja en comparación con otras zonas donde hay un fuerte impacto de este tipo de contaminación (Salivas-Decaux, 2009).

La necesidad de producir agua potable para la población de la isla de Isabel II viene siendo resuelta desde 2011 con una planta desalinizadora de ósmosis inversa que produce unos 8.000 litros diarios y cuyos vertidos sin dilución son dispersados desde el extremo del puerto en una zona muy próxima al límite inferior de la pradera de *P. oceanica* (Mapa 1B). Aunque no se dispone de datos específicos de este caso, y a pesar del pequeño tamaño del vertido, su elevada salinidad podría estar afectando el estado de salud y extensión de la pradera, tal y como se ha demostrado en numerosos estudios (Sánchez-Lizaso *et al*., 2008). Se prevé que esta situación será corregida con la instalación de un sistema generador de agua dulce por condensación atmosférica.

En la zona sur del archipiélago fue desarrollado en 1998 un pequeño polígono acuícola destinado al cultivo de dorada y lubina, aunque la actividad cesó de forma definitiva en 2001 debido a los graves daños causados por un temporal. No se dispone de datos sobre el posible impacto de esta actividad sobre las praderas marinas durante el mencionado periodo.

Estado y tendencias

Las praderas de *Posidonia oceanica* de Chafarinas vienen siendo objeto de seguimiento desde el año 1991, cuando comenzó su estudio por parte del Laboratorio de Biología Marina de la Universidad de Valencia. Posteriormente el OAPN ha impulsado diversos estudios relacionados con el seguimiento del estado de conservación de este hábitat.

No es posible determinar posibles cambios temporales en la extensión de estas praderas debido a las diferencias metodológicas existentes entre las distintas cartografías realizadas (1994 y 2002, ver apartados anteriores). No obstante, como se explicó en el apartado anterior, se ha producido una pérdida neta parcial de su extensión a consecuencia de la presencia de varias infraestructuras en las islas. El análisis de descriptores de la pradera se ha centrado únicamente en la pradera de mayor extensión localizada al suroeste de la isla del Rey. El balizamiento del límite profundo de la pradera localizada al suroeste de la isla del Rey en 2004 ha permitido un seguimiento anual de la posición de dichos límites (Figura 4), que evidencia claros signos de expansión con tasas medias anuales de 5 a 7 cm/año (Busturia-Cerezo *et al*., 2009). Por otro lado, en determinados puntos de esta pradera han sido realizadas también muestreos puntuales (años 1994 y 2000) para determinar parámetros relacionados con el estado de la pradera (densidad de haces, grado de enterramiento, altura del dosel vegetal). El conjunto de datos disponible indica que en esta pradera los parámetros medidos son estables en el tiempo, aunque la falta de series temporales asociadas a periodos más amplios (más de 10 años) impide determinar de forma fiable y concluyente la tendencia de estas pradera.

La ausencia de estudios específicos de la evolución de la pradera de *Cymodocea nodosa* localizada al sur de las islas Chafarinas impide cualquier valoración sobre el estado y tendencia de las poblaciones de esta especie. Se estima que ha tenido lugar una pérdida de la extensión de las praderas de esta especie a consecuencia de la construcción de infraestructuras portuarias de Beni Enzar (Melilla), aunque dicha pérdida no se encuentra documentada. Se desconoce por completo el estado y evolución de las poblaciones de *Zostera spp*. en los territorios transfretanos.

Estación de seguimiento de Posidonia oceanica *en el límite inferior de la pradera al sur de las islas Chafarinas.*

Fotografía: J. Díaz.

Figura 4

Gestión y conservación

La adecuada gestión de la calidad de las aguas es necesaria para mantener el buen estado de las praderas.

Fotografía: Luis Sánchez Tocino.

En los territorios transfretanos no existen figuras de protección específica sobre las praderas de angiospermas marinas. La catalogación de las islas Chafarinas como LIC (Islas Chafarinas ES630001) en el contexto de la Red Natura 2000 y como Refugio Nacional de Caza (Real Decreto 1115/82) dota de cierto grado de protección a las praderas del archipiélago, aunque cabe destacar que la mayor parte de las poblaciones de *Cymodocea nodosa* quedan fuera de los límites de ambos espacios. El OAPN, como gestor directo de este espacio aunque bajo la tutela del Ministerio de Defensa, desarrolla a través de una estación biológica permanente diversas actividades de seguimiento destinadas a la conservación y estudio de las praderas y cuyos resultados han sido descritos de forma sucinta en apartados anteriores.

Por su parte los territorios de Ceuta y Melilla cuentan con dos espacios protegidos Red Natura 2000 que incluyen aguas marinas, la "Zona marítimo terrestre del Monte Hacho (ES6310002)" y los "Acantilados de Aguadú (ES6320001)" respectivamente.

Grupo de Thalassoma pavo *(Gitano, hembras) sobre pradera de* Posidonia oceanica.

Fotografía: César Cachón.

Futuras direcciones

Con vistas a la conservación y gestión del hábitat, es urgente y necesario completar el conocimiento de la distribución real y precisa de las praderas de angiospermas marinas en los territorios transfretanos donde están presentes. Además de la distribución, es necesario fomentar la investigación científica para obtener un conocimiento básico de la biología y ecología de las diferentes especies de angiospermas marinas y la dinámica de sus poblaciones y comunidades, aspectos fundamentales para determinar la importancia ecológica y socioeconómica en el área. Para conseguir este fin, es necesario establecer mecanismos de coordinación hispano-marroquí, de forma que los procesos ecológicos, funciones y servicios atribuibles a estos hábitats puedan ser evaluados en un contexto y una escala adecuados.

Por su particular posición biogeográfica y condiciones ambientales, las praderas de *Posidonia oceanica* de las islas Chafarinas constituyen una población muy singular de la especie en el mediterráneo que podría jugar un papel de pradera "centinela" de los efectos de procesos globales como el cambio climático. Por tanto, es necesario continuar y potenciar la implementación de programas de monitorización continuados que permitan la evaluación del hábitat a largo plazo, y que a su vez incrementen el conocimiento básico sobre su ecología y biología. En este sentido, la declaración como ZEC del archipiélago y su inclusión en los programas de seguimiento de la Directiva Marco de las Estrategias Marinas, supondrán una oportunidad para la aplicación de mecanismos efectivos para su estudio y conservación.

Ejemplar de Octopus vulgaris *buscando refugio en la pradera de* Posidonia oceanica.

Fotografía: César Cachón.

Holoturia tubulosa *reproduciéndose en una pradera de* Posidonia oceanica *en Chafarinas.*

Fotografía: Luis Sánchez Tocino.

Cartografías

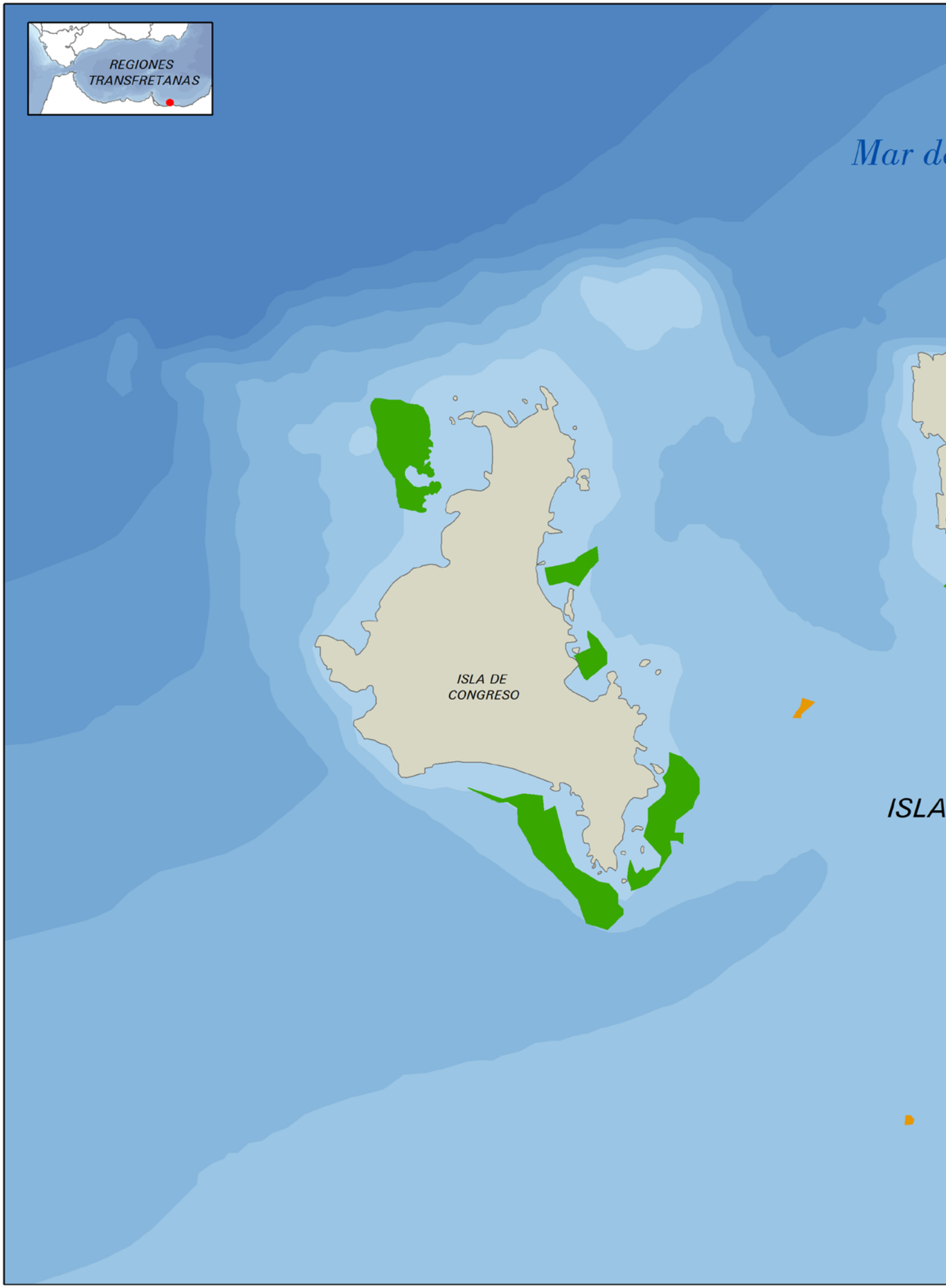
Territorios transfretanos

MAPAS DE DISTRIBUCIÓN DE LAS PRADERAS MARINAS, PRESIONES Y MEDIDAS DE GESTIÓN

MAPA 1A

Chafarinas

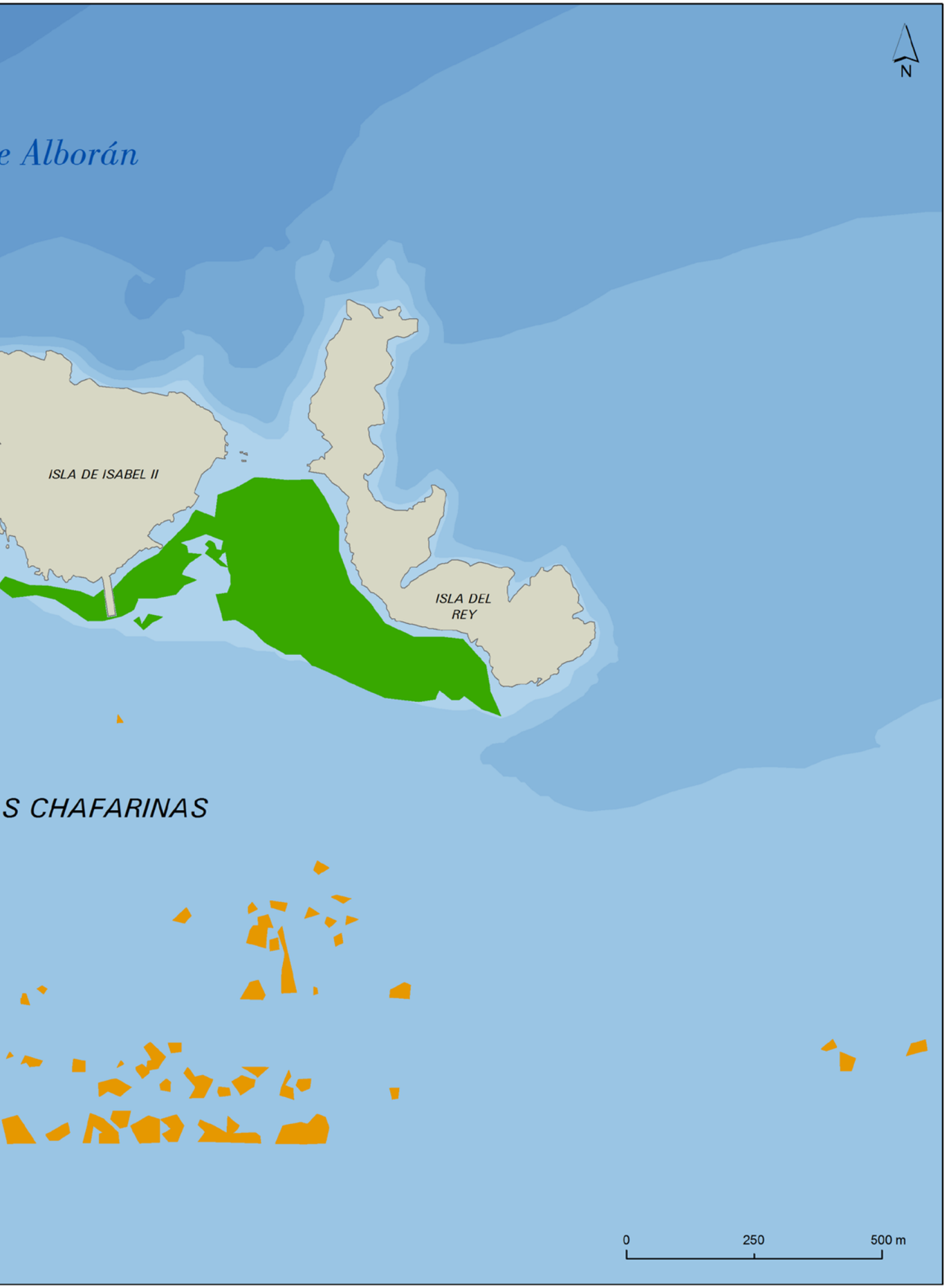
Distribución de praderas marinas en las islas Chafarinas

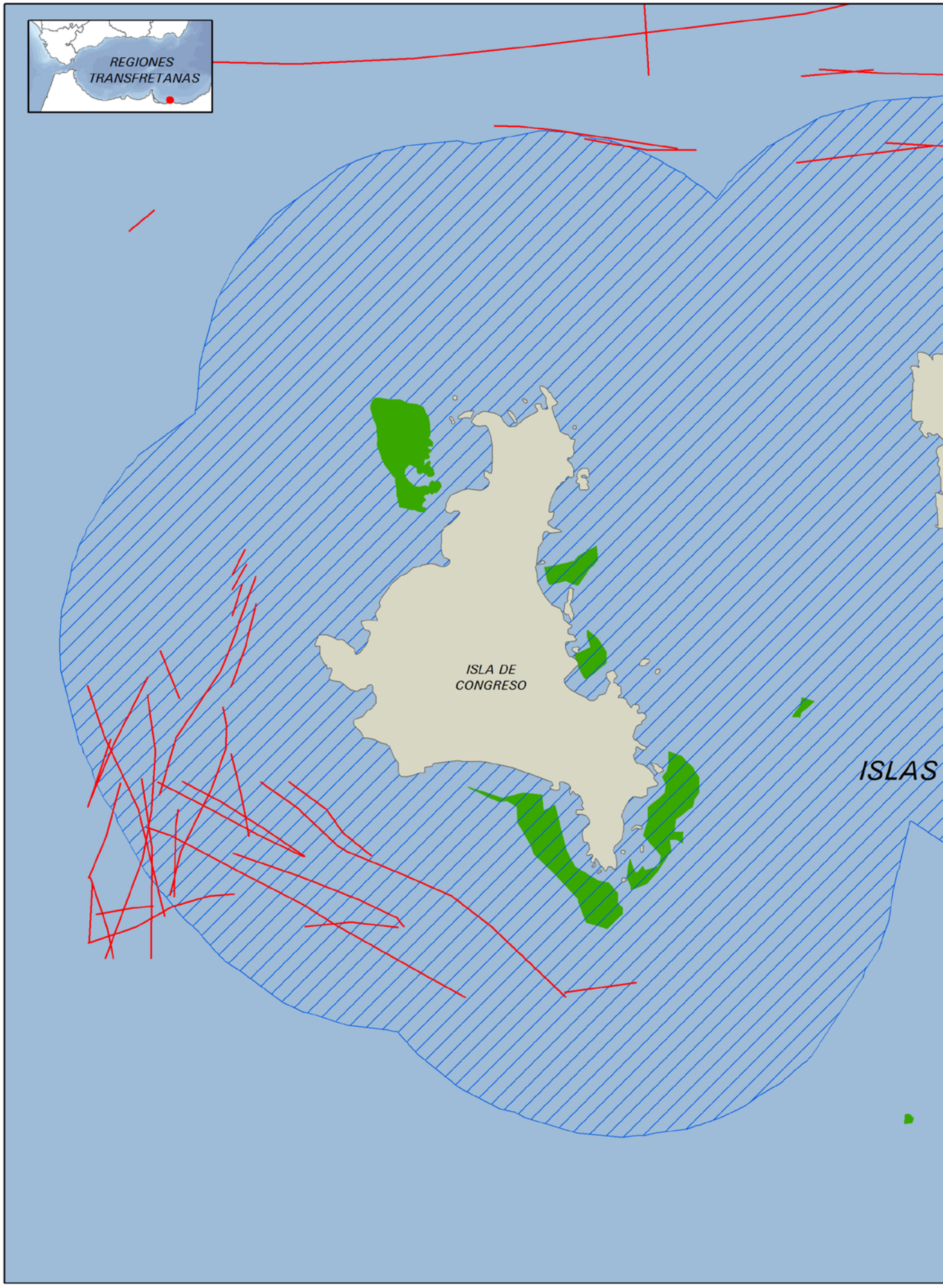


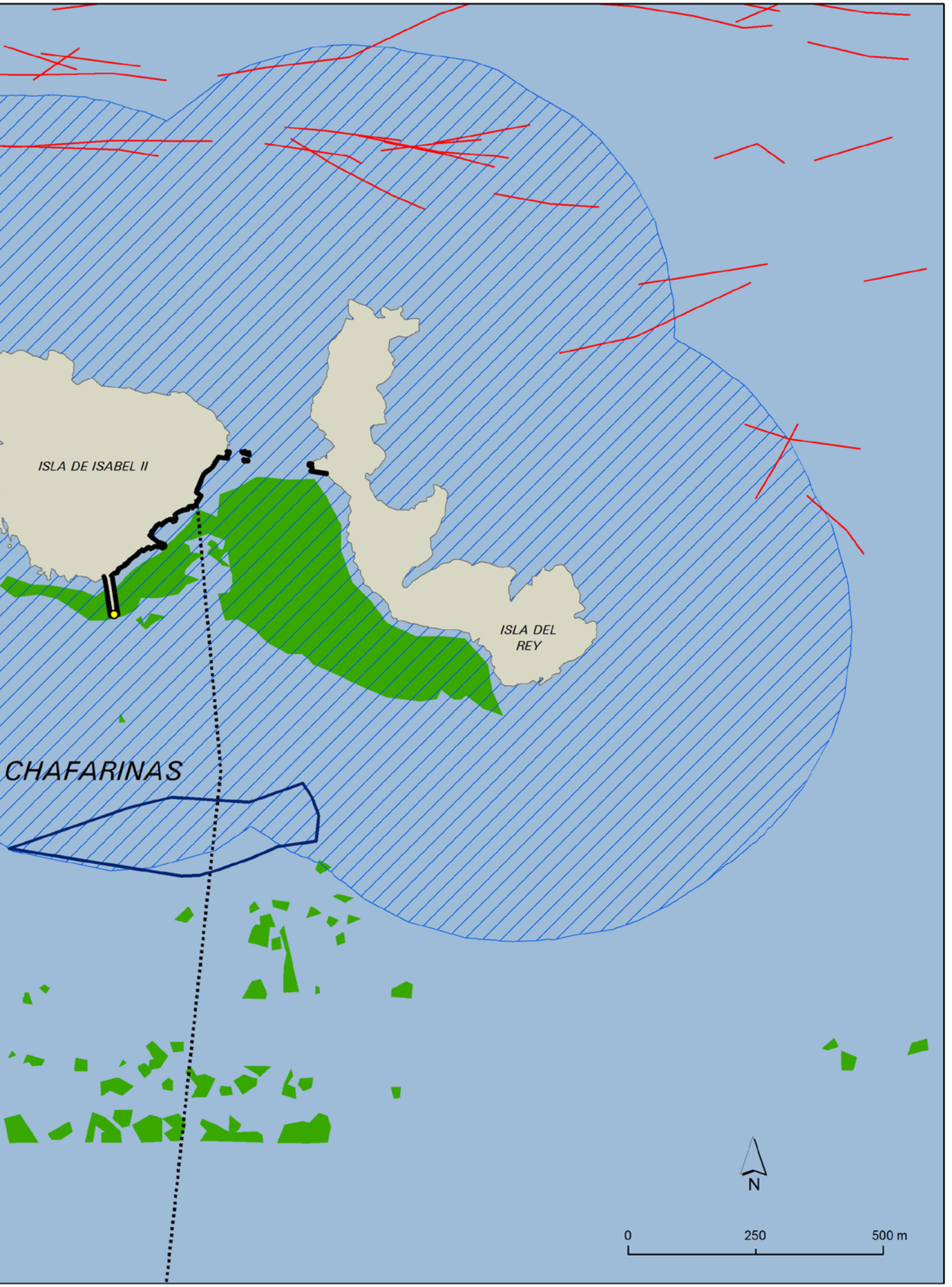
Elaboración: IEO.

Fuentes: OAPN.

Escala: 1:9000


N
e Alborán
ISLA DE ISABEL II
ISLA DEL REY
S CHAFARINAS
0
250
500 m


REGIONES
TRANSFRETANAS
ISLA DE
CONGRESO
ISLAS
Vertido de desaladora
Costa artificial
Antigua granja de cultivo
Cable telegráfico



MAPA 1B

Chafarinas

Presiones y medidas de gestión en las islas Chafarinas

Elaboración: IEO.

Fuentes: OAPN, MAGRAMA.

Escala: 1:9000

Pradera de Cymodocea nodosa *en Arinaga, Gran Canaria.*

Fotografía: Rogelio Herrera.

Islas Canarias

VII

Praderas de angiospermas marinas de las Islas Canarias

Manuel Ruiz de la Rosa [1]

Fernando Tuya [2]

Rogelio Herrera [3]

Leopoldo Moro Abad [3]

Fernando Espino [3]

Ricardo Haroun [2]

Pablo Manent [4]

[1] *ECOS Estudios Ambientales y Oceanografía S.L.*

[2] *BIOCON-ECOAQUA. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.*

[3] *Viceconsejería de Medio Ambiente, Gobierno de Canarias.*

[4] *Departamento de Biología. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.*

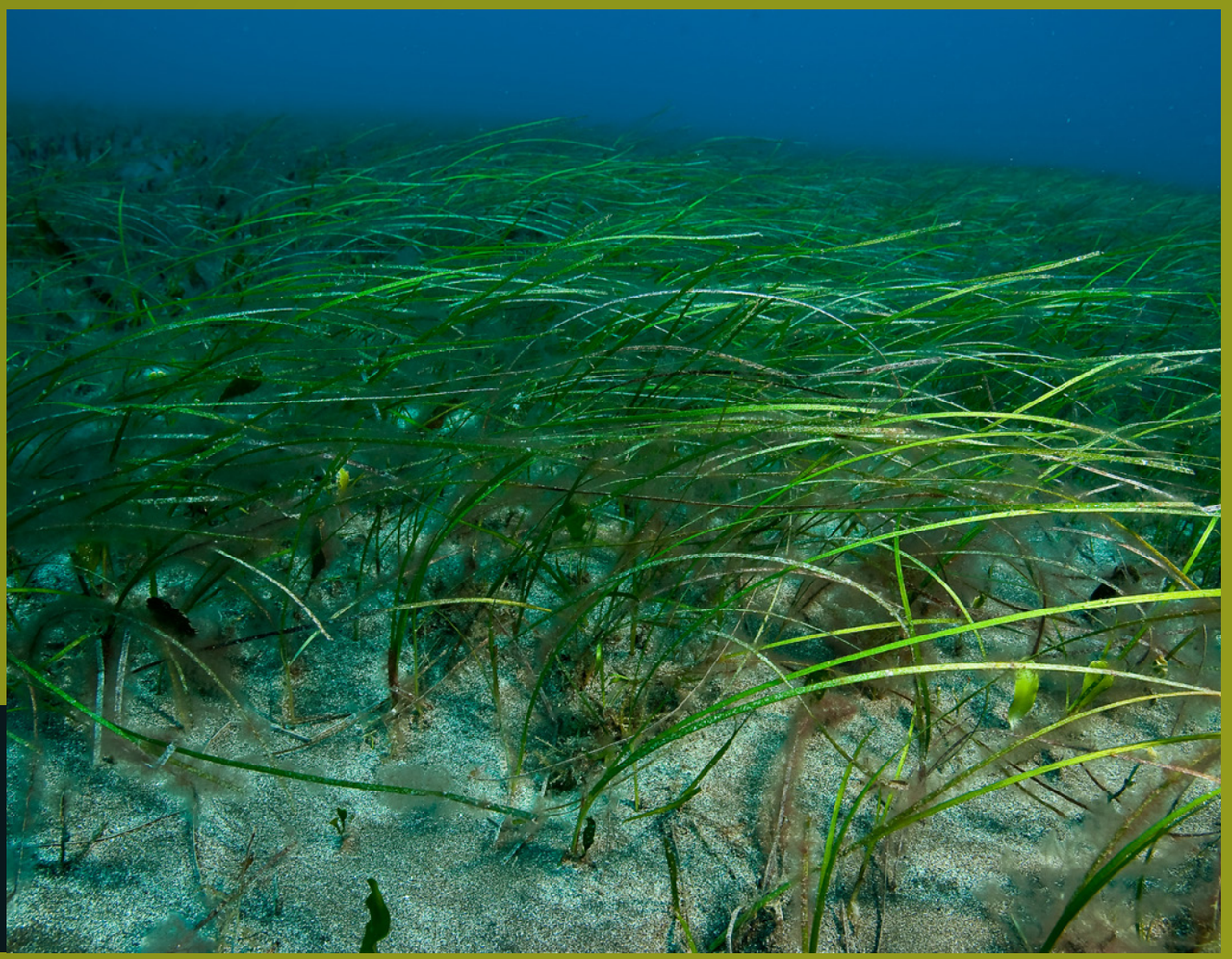
Descripción general del área

Las islas Canarias están situadas en el sector oriental del Atlántico norte, aproximadamente entre los 27º y 29º de latitud norte, y los 14º y 18º de longitud oeste, encontrándose a una distancia mínima de 95 km al continente africano y a unos 1.400 km de la península Ibérica. El archipiélago, de origen volcánico, está constituido por siete islas mayores (por orden de superficie): Tenerife, Fuerteventura, Gran Canaria, Lanzarote, La Palma, La Gomera y El Hierro; cuatro islas menores (La Graciosa, Alegranza, Lobos y Montaña Clara) y diversos islotes, ocupando en total una superficie de 7.447 km^2, con una longitud de costa de 1.545 km. A pesar de tener un origen volcánico común, las islas presentan una gran diferenciación entre ellas; las diversas edades geológicas del archipiélago influyen en la topografía y batimetría de las islas, siendo las islas más orientales las que presentan un menor relieve y mayor plataforma insular, estando caracterizadas por la presencia de sustratos blandos formados por arenas de origen biogénico. Las islas más occidentales son más escarpadas y con una plataforma submarina menor.

El archipiélago canario da nombre a la corriente marina que lo recorre, la corriente de Canarias, que compone la rama oriental de la corriente del Golfo, con dirección suroeste y domina la circulación en el Atlántico nororiental. Además de la corriente de Canarias, el régimen de vientos que influye en el archipiélago, los vientos alisios con dirección predominante NE, son los responsables de las principales corrientes que se generan en la zona. Estos patrones comunes que influyen en el archipiélago, confieren unas propiedades hidrológicas excepcionales, permitiendo el asentamiento y desarrollo de un gran número de especies de ámbito marino. Otro de los factores que influyen directamente en el asentamiento de especies en el medio marino es el oleaje. Las olas que llegan a las costas de Canarias son de dos tipos y dan lugar a sendos estados de la mar: mar de viento y mar de leva. En el mar de viento, el oleaje se encuentra bajo la acción del viento que lo genera; mientras que en el mar de leva, también denominado mar de fondo, mar tendida y mar sorda, las olas producidas en las zonas generadoras, al transmitirse, llegan a un lugar determinado en ausencia de viento.

En otoño, el debilitamiento del anticiclón de las Azores genera periodos de poco oleaje, frecuentemente interrumpidos por borrascas que, al atravesar el océano Atlántico norte en su camino hacia Europa, suelen afectar a Canarias, especialmente en otoño e invierno. A medida que la primavera avanza, la situación anticiclónica en la zona de Canarias se refuerza; la influencia de las borrascas disminuye y el oleaje tiende a ser exclusivamente generado por los vientos alisios. En verano, bajo la acción de los alisios, Canarias se ve afectada por olas de viento del noreste, por lo que las costas a barlovento de dichos vientos están sometidas a un oleaje casi persistente, que no suele alcanzar los 3 m de altura, mientras que en las zonas de sotavento quedan más resguardadas del oleaje.

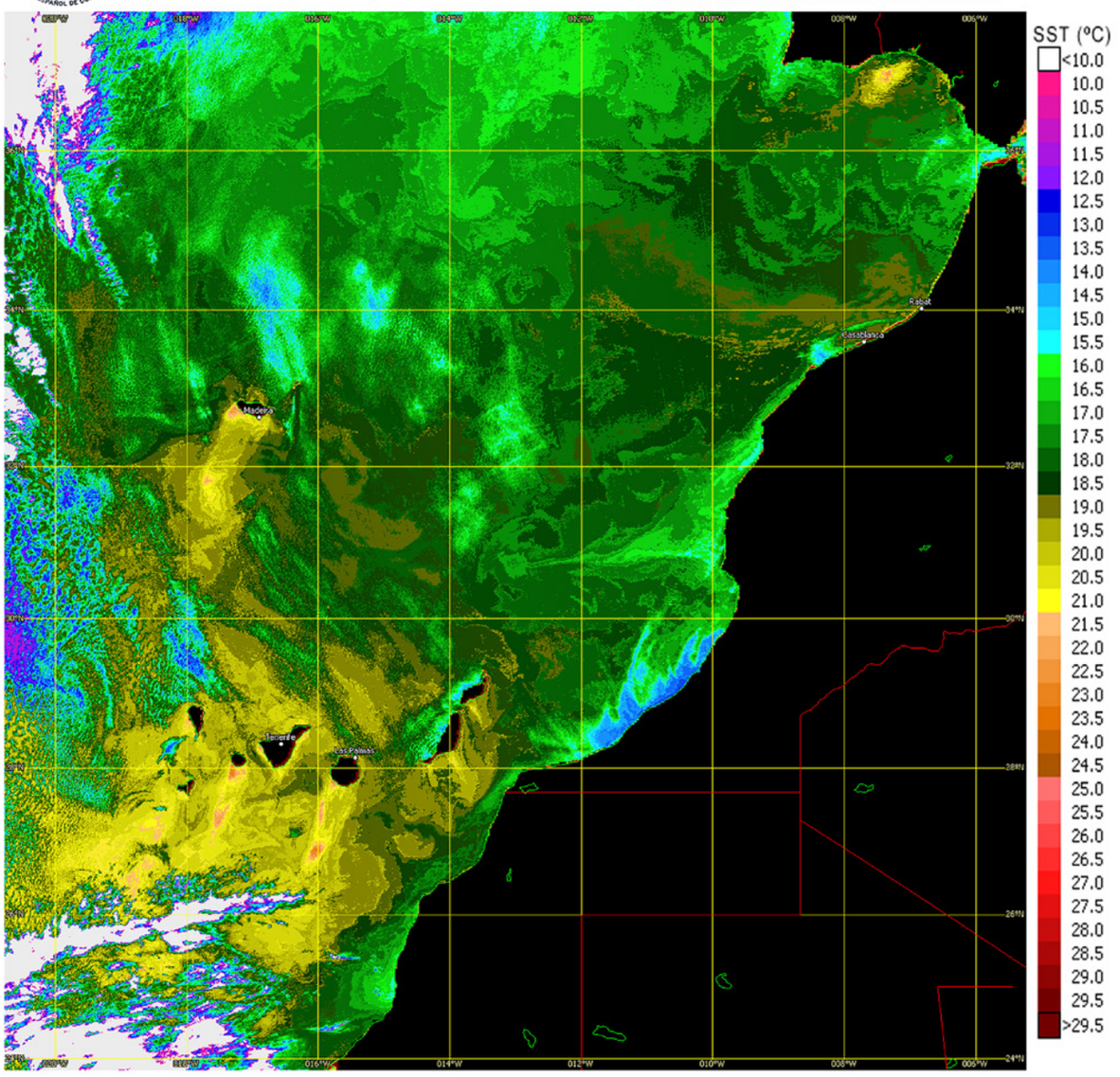
A estas peculiaridades oceanográficas hay que sumarle ciertos aspectos físico-químicos responsables de la productividad pelágica del área. Las islas Canarias están bañadas por aguas oceánicas de carácter oligotrófico, generalmente pobres en nutrientes, que aumentan ligeramente su riqueza en nutrientes en las islas orientales: Fuerteventura y Lanzarote, gracias a la cercanía de un afloramiento de aguas profundas situado en la costa noroccidental de África. Esta combinación de factores hace que las temperaturas superficiales del agua en las islas sean más bajas que las que realmente les corresponderían por su situación geográfica. La temperatura superficial de las aguas oscila entre los 16-18°C en invierno y los 23-25°C en verano, existiendo un gradiente térmico de este a oeste, por influen-



Sebadal en isla de la Gomera
Fotografía: Rogelio Herrera

cia del afloramiento de la costa noroccidental africana próxima, registrando las islas orientales valores ligeramente más bajos que las islas occidentales (Figura 1). No obstante, se pueden presentar fenómenos estacionales de temperaturas un poco más extremas localmente, debido a afloramientos costeros restringidos a las zonas de barlovento de algunas islas.

En cuanto a la salinidad, los valores que presentan las aguas superficiales de Canarias oscilan entre 36,7-36,9 UPS, siendo ligeramente más altos los valores de las islas occidentales que los de las orientales. En relación a los nutrientes que podemos encontrar en las aguas superficiales, el carácter oligotrófico de la corriente de Canarias determina el contenido de nutrientes, encontrando concentraciones de fosfatos que van desde cantidades no detectables hasta los 0,18 µg $P\text{-}PO_4/l$. Las concentraciones de nitratos varían desde cantidades no detectables hasta los 2,5 µg $N\text{-}NO_3/l$, y las de silicatos oscilan desde cantidades no detectables hasta los 2,0 µg $Si\text{-}SiO_4/l$, siendo menor la concentración de otras sales como los nitritos.



Temperatura superficial del océano en el mes de mayo de 2014. Fuente: Imágenes SST elaboradas por el Departamento de Teledetección Oceanográfica de la Estación de Recepción de Imágenes de Satélite del Instituto Español de Oceanografía-Centro Oceanográfico de Santander (ERIS-IEO-SANT).

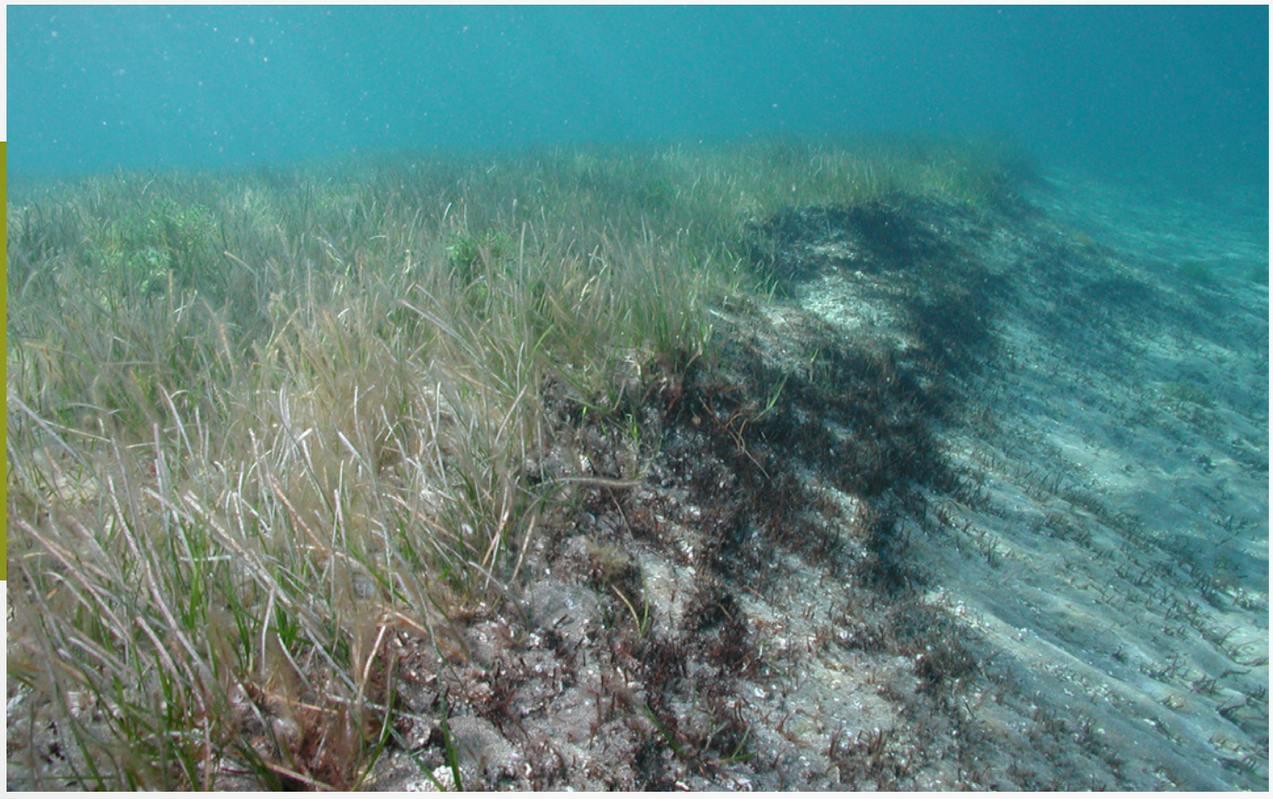
Figura 1

Ecología y extensión de las praderas marinas

Cymodocea nodosa

De las angiospermas marinas presentes en Canarias, la más representativa, por su abundancia y papel ecológico, es *Cymodocea nodosa.* En Canarias, esta planta se denomina popularmente "seba[1]" y a las praderas que forma "sebadales" (Figura 2), mientras que cuando su estructura es fragmentada, formando parches, recibe el nombre de "manchones".

En Canarias, *C. nodosa* puede presentar algunas particularidades regionales, influenciadas tanto por las condiciones oceanográficas así como por las características ecológicas, lo que ha permitido adquirir un rol importante en los procesos ecológicos costeros.

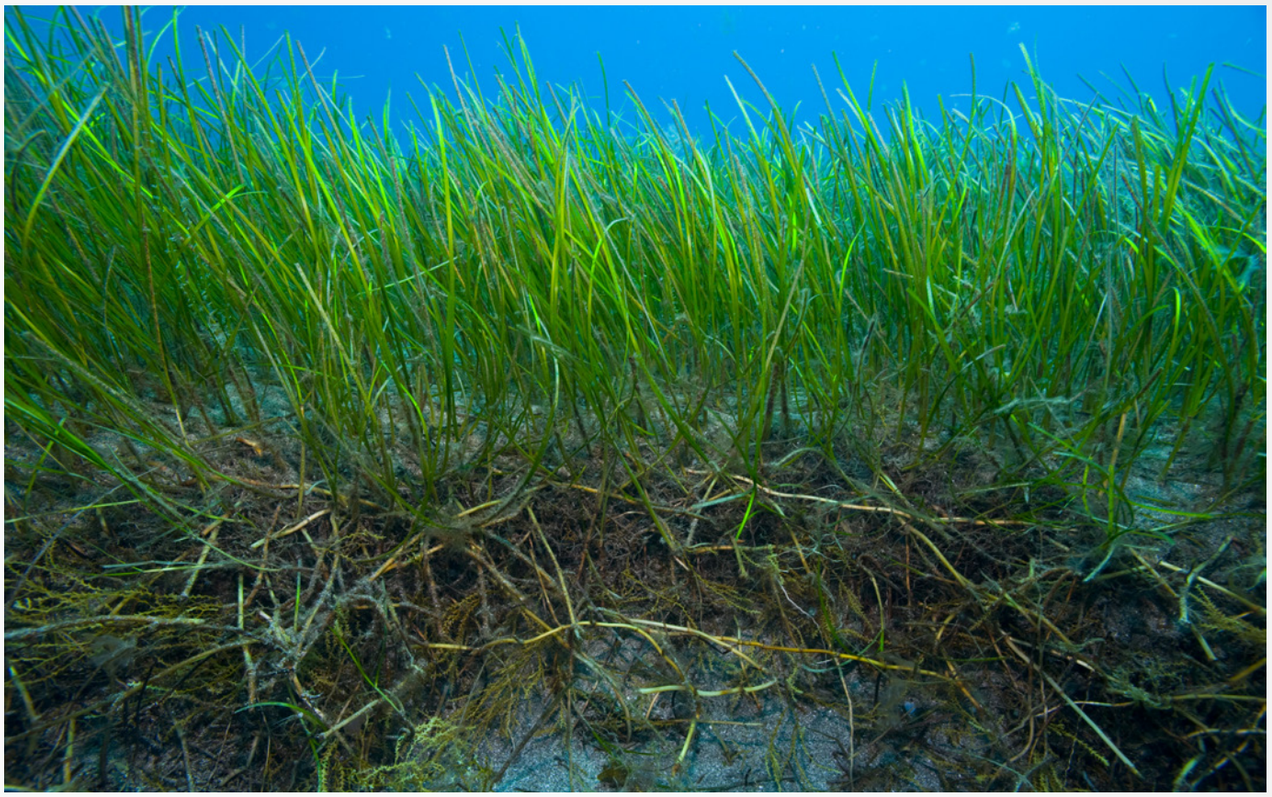


Pradera de Cymodocea nodosa*, conocida en Canarias como "Sebadal" o "Seba". Detalle de la "mata" basal de una pradera compuesta de un entramado compacto de raíces y rizomas.*

Fotografía: Fernando Espino.

Figura 2

[1] La palabra seba procede de una derivación de la palabra "ceiba", de origen portugués, con la que se denominaban, de forma general, a los vegetales marinos de morfología acintada (Academia Canaria de la Lengua).



El crecimiento vertical de los rizomas favorece el desarrollo vertical de esta mata, formando escalones o terrazas similares a la que forma Posidonia oceanica ***en el Mediterráneo. Fotografía: Fernando Espino.***

Además, las zonas de distribución de las praderas, ligadas en muchos casos a zonas de desembocaduras de barrancos, han conferido a la planta una enorme plasticidad ecológica y fenológica que le permite adaptarse a los cambios generados por fenómenos meteorológicos y oceanográficos adversos. Esta plasticidad hace que las plantas muestren una fuerte variación morfológica a lo largo del año, lo que se traduce en un amplio rango de longitud de hojas, que van desde los 10 cm hasta más de 70 cm, aunque los valores medios varían ente 14 y 35 cm, mientras que la anchura varía entre 1 y 4 mm. En general, en primavera y verano muestran una mayor vitalidad, alcanzando los valores más altos en longitud y anchura de las hojas, número de hojas por haz y en la densidad de haces. También, se alcanzan valores máximos en biomasa y en producción primaria. Por el contrario, en otoño e invierno, todos estos parámetros decrecen. Estas variaciones estacionales de los parámetros biométricos son regulares, al menos en los estudios realizados en sebadales de Tenerife (Reyes *et al*., 1995a) y Lanzarote (Tuya *et al*., 2006). Por tanto, el comportamiento estacional de *C. nodosa* en las islas Canarias es similar al del Mediterráneo (Caye & Meinez, 1985; Peduzzi & Vukovic, 1990; Pérez & Romero, 1994; Cancemi *et al*., 2002; Agostini *et al*., 2003) y en el suroeste de la Península Ibérica (Cunha & Duarte, 2007), aunque las variaciones son menos acusadas en Canarias, debido a que la fluctuación térmica del agua de mar en Canarias es de 18º a 24 ºC, mientras que en el Mediterráneo es de 12º a 26ºC.

La densidad de haces de *C. nodosa* en Canarias puede variar desde haces dispersos hasta los 5.000 haces/m^2 (Espino *et al*., 2003a,b) descritos para una pradera de Fuerteventura. La densidad de haces, al igual que la cobertura, es un descriptor que ha mostrado una alta variabilidad espacial en las islas Canarias (Pavón-Salas *et al*., 2000, Barberá *et al*., 2005). Estos autores encontraron una variación entre 164 y 710 haces/m^2 (media±error estándar=403,6±17) en 10 praderas del archipiélago, señalando que existe una fuerte variabilidad espacial a pequeña (sitios separados por distancias del orden de 100 m) y a mediana escala (praderas separadas por 10 km dentro de islas), en contraste con una ausencia de variabilidad entre islas.

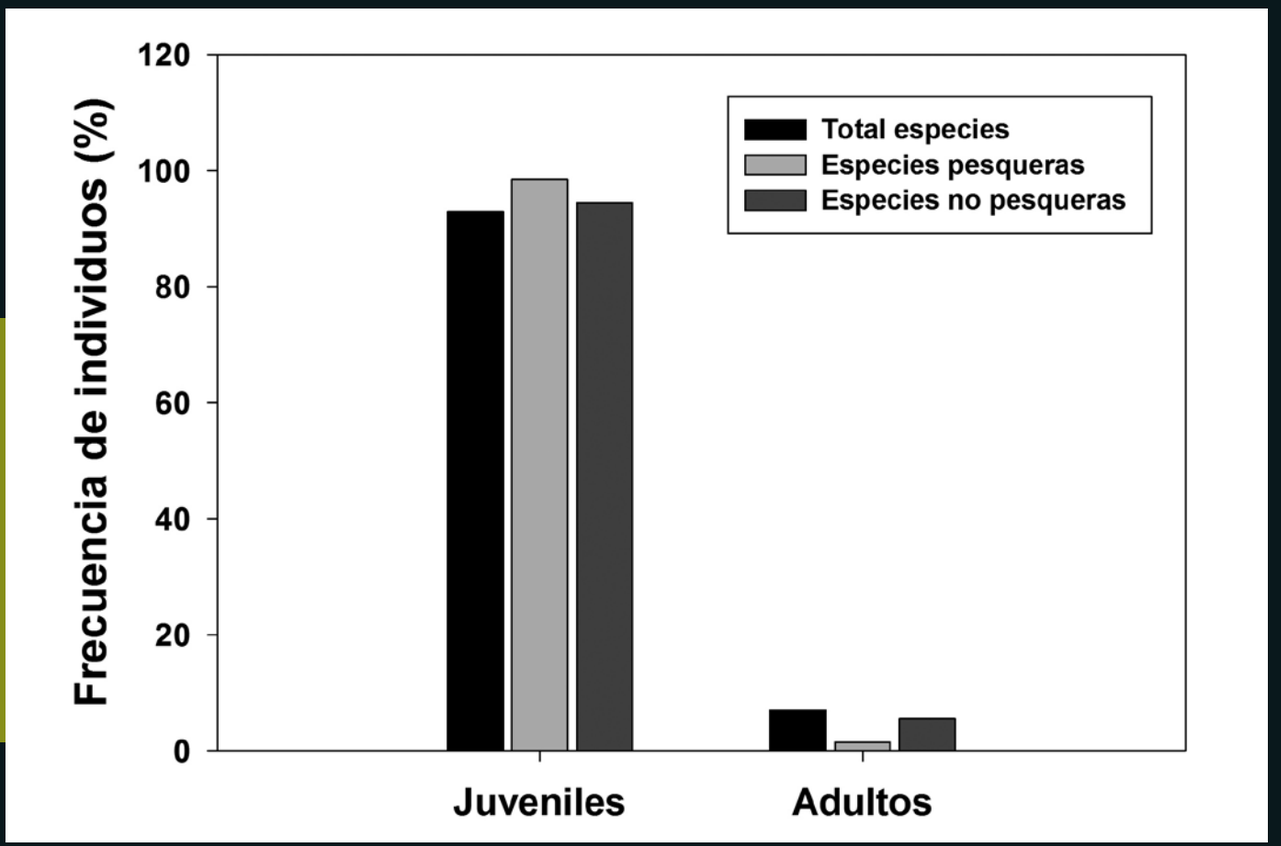
CUADRO TEMÁTICO 1

EL PAPEL DE LAS PRADERAS DE *CYMODOCEA NODOSA* COMO ZONA DE ALEVINAJE

Las praderas de *Cymodocea nodosa* son, en Canarias, el principal hábitat de alevinaje de especies de interés comercial en los fondos blandos. Ejercen la función de "guardería" para los primeros estadíos de vida de muchas especies de peces; de hecho, la mayoría de los asociados a praderas de *C. nodosa* son juveniles; es decir, con una talla inferior a la talla de primera madurez (Figura 1.1. Espino *et al*., 2011).

Entre las especies que destacan por su abundancia como juveniles, encontramos a la vieja, Sparisoma cretense, icono de la gastronomía canaria, el salmonete (*Mullus surmuletus*) y diversos espáridos como la chopa (*Spondyliosoma cantharus*).

La alta disponibilidad de recursos tróficos, entre los que destacan los crustáceos decápodos, los misidáceos y los anfípodos, y la protección frente a depredadores suministrada por la bóveda foliar, explica la gran cantidad de juveniles de peces. La distribución de estos juveniles es sumamente variable en el espacio y el tiempo, observándose picos de reclutamiento para ciertas especies de peces en ciertas épocas del año (Espino *et al.*, 2011).



Frecuencia de aparición de peces juveniles (talla inferior a la talla de primera madurez) y adultos (talla superior a la talla de primera madurez) en praderas de Cymodocea nodosa *en Canarias.*

Fuente: Espino et al., *2011.*

Figura 1.1

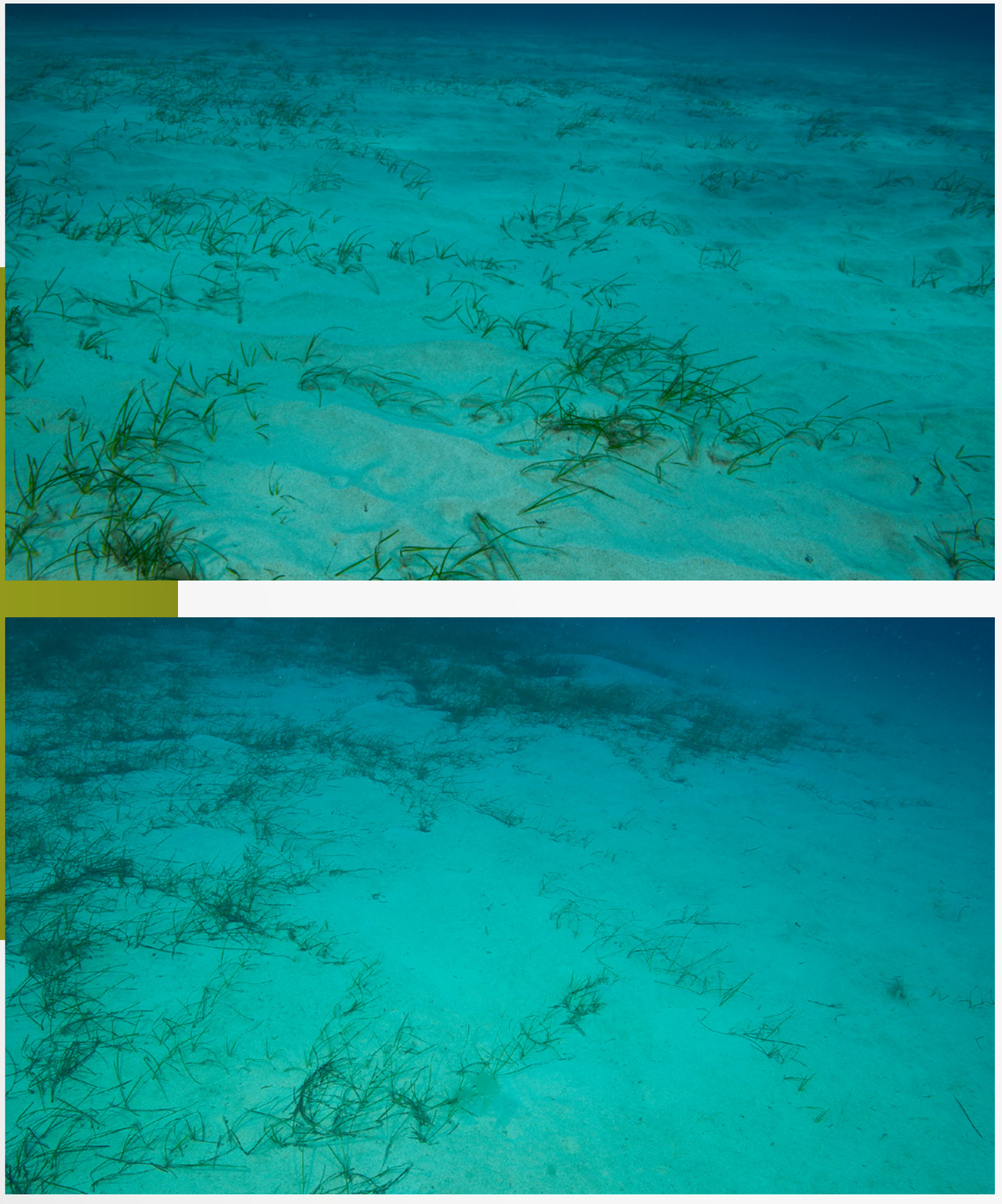
Juveniles de mojarra (Diplodus vulgaris) *en una pradera mixta de* Cymodocea nodosa *y* Caulerpa prolifera.

Fotografía: F. Espino.

Figura 1.2

C. nodosa está considerada como una especie de crecimiento rápido, cuya tasa de elongación media del rizoma en Canarias es de 2,2 m/m^2 año (Reyes *et al*., 1995b) y una producción media de 13 hojas nuevas por año (Reyes, 1993).

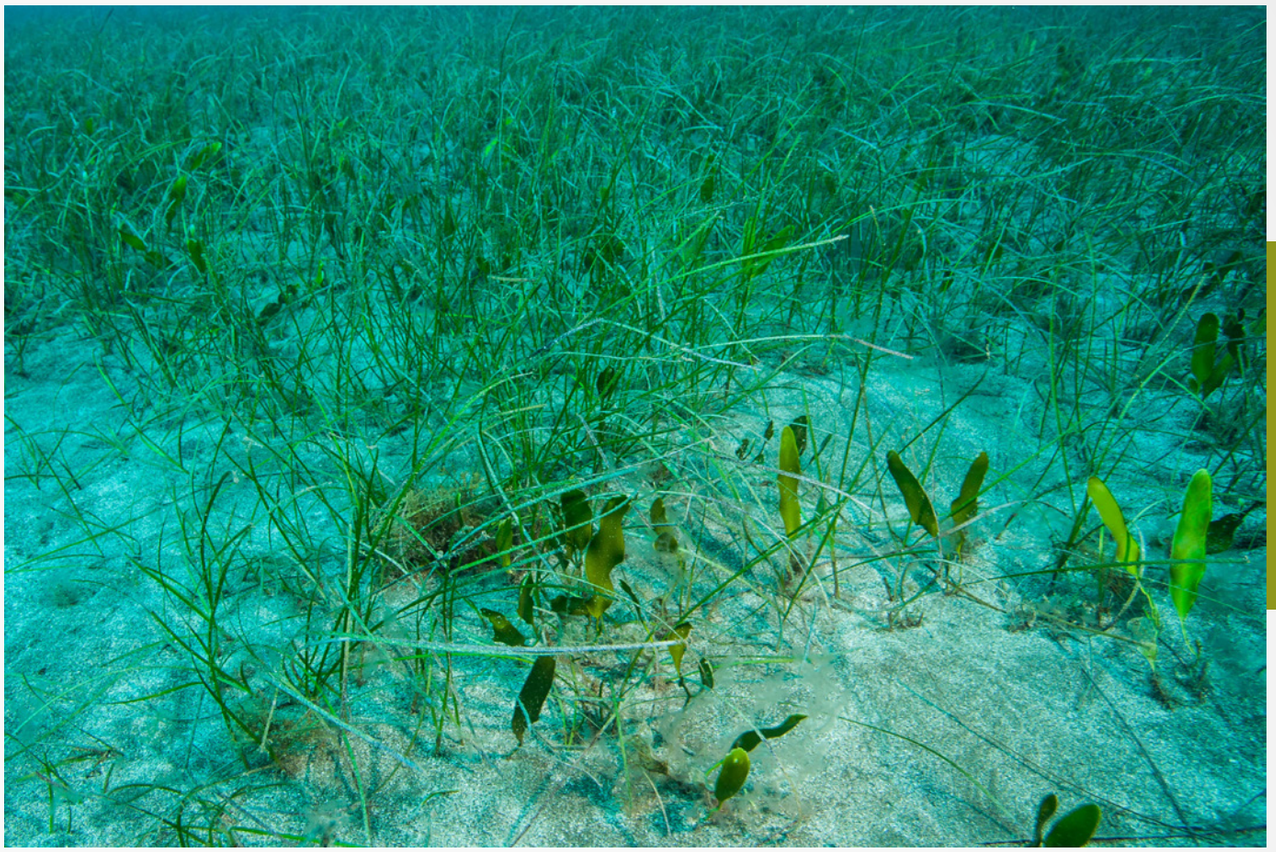
El rizoma puede crecer de manera horizontal o vertical al substrato. El primer tipo de crecimiento (a través del rizoma plagiotrópico) es utilizado para extenderse (Figura 3 inf.); el crecimiento vertical u ortótropo sirve para soportar las variaciones en la altura del sedimento (Figura 3



Pradera intensamente sepultada por los sedimentos tras un temporal (superior) y propagación de rizomas con crecimiento plagiotropo para recolonizar los sedimentos (inferior).

Fotografías: Rogelio Herrera.

Figura 3



Pradera mixta de Cymodocea nodosa *con* Caulerpa prolifera.

Fotografía: Rogelio Herrera.

Figura 4

sup.). Tras un temporal, grandes cantidades de sedimento pueden llegar a cubrir una pradera. A través de la elongación del rizoma mediante el crecimiento ortótropo, las plantas son capaces, hasta cierto punto, de mantener sus haces de hojas por encima del substrato (Tuya *et al*., 2013b). Tanto uno como otro tipo de crecimiento son reversibles; es decir, un rizoma plagiotrópico puede transformarse en ortotrópico si las condiciones ambientales lo requieren, y viceversa. A diferencia del Mediterráneo, *C. nodosa* en Canarias es tanto una especie pionera como clímax. En referencia a la longevidad de las praderas, se estima que los clones de *C. nodosa* pueden vivir más de 10 años, mientras que la vida media de los ramets que los forman no supera el año (Marbá *et al*., 2004).

En Canarias, la biomasa de *C. nodosa* experimenta variaciones estacionales y espaciales. En praderas bien conservadas, los valores de biomasa varían entre un mínimo de 236 g de peso seco/m^2 en otoño-invierno y un máximo de 634 g de peso seco/m^2 en primavera-verano. Por compartimentos, la biomasa del estrato foliar varía entre 55-249 g de peso seco/m^2, mientras que la de rizomas-raíces lo hace entre 181-385 g de peso seco/m^2 para los mismos períodos. En praderas más laxas, estos valores descienden hasta 94 g de peso seco/m^2 en invierno y 270 g de peso seco/m^2 en verano (Reyes, 1993, Tuya *et al*., 2006).

La primera estimación de la producción primaria de la comunidad *C. nodosa-Caulerpa prolifera* en Canarias fue realizada por Johnston (1969), estableciéndola en 1 g de C/m^2·día a 3 m de profundidad y durante el verano. Los datos publicados para el sebadal de El Médano (Tenerife), indican una producción primaria de 780 g de peso seco/m^2·año, de los cuales 752 g corresponden a las hojas y entre 30 y 37 g a los rizomas (Reyes *et al*., 1995b). En Arinaga (Gran Canaria), la producción primaria, por la mañana (i.e. bajo condiciones óptimas de irradiancia), varía entre 1,44 y 3,12 g de C/m^2·dia para invierno y verano, respectivamente (Tuya *et al*., 2014a).

La existencia de praderas mixtas de *C. nodosa* y del alga verde *C. prolifera* (Figura 4) puede generar competencia entre ambas especies. Tuya *et al*. (2013b) encuentran una relación inversa entre la densidad de *C. nodosa* y de *C. prolifera* indicando que el alga, bajo determinadas condiciones

Pradera de Caulerpa prolifera *sustituyendo a la pradera de* Cymodocea nodosa. *Las Teresitas, Tenerife.*

Fotografía: Rogelio Herrera.

Figura 5

ambientales puede tener ventaja sobre la angiosperma y llegar a desplazarla (Figura 5).

Otros factores que pueden estar relacionados con la competencia entre dichas especies son los relacionados con la capacidad de reproducción sexual de estas plantas y la supervivencia en los primeros estadios de vida tras la germinación, que son los que más pueden afectar a su conservación. Diferentes estudios han documentado porcentajes de germinación relativamente bajos en la naturaleza, en torno al 6% anual (Balestri & Lardicci, 2012), por lo que se ha concluido que gran parte del germoplasma vegetal se pierde de forma irremediable en la naturaleza (Zarranz *et al.*, 2010). Además, las plántulas germinadas presentan, por lo general, una escasa supervivencia, siendo mayor en praderas bien establecidas que

en substratos desnudos (Caye & Meinesz, 1986; Buia & Mazzella, 1991; Terrados, 1993; Reyes *et al*., 1995a).

En cuanto a la reproducción sexual, los escasos datos de floración que se han publicado en Canarias apuntan a que ocurre principalmente entre marzo y junio (Reyes *et al*., 1995a). Los haces con inflorescencias masculinas alcanzan densidades máximas de 353 ± 160 (media ± desviación estándar) y un mínimo de 3 ± 4 inflorescencias por m^2, mientras que la densidad de los haces con inflorescencias femeninas varía entre 55 ± 45 y 3 ± 4 inflorescencias por m^2. Las flores se forman en plantas cuya edad mínima es de un año. En Canarias, la proporción de haces que producen flores puede alcanzar el 30%, mientras que en el Mediterráneo los valores más frecuentes no superan el 10% (Reyes *et al*., 1995a).

Los frutos maduros se pueden observar unidos a la planta hasta diciembre, cuando finalmente se desprenden y caen al substrato liberando las semillas, las cuales pueden permanecer enterradas en el sedimento hasta el momento de su germinación, después de un periodo de 7 a 9 meses de latencia. Las praderas de El Médano (Tenerife) registraron un valor medio anual de 267 frutos/m^2 en el sedimento, con valores máximos de 591 ± 416 (media ± desviación estándar) y mínimos de 55 ± 54 frutos/m^2.

La reproducción sexual de *C. nodosa* parece ser un fenómeno muy común en el archipiélago canario. Sin embargo, un alto porcentaje de las plántulas que consiguen germinar, máximo de 64 germinaciones por m^2 durante el mes de abril, no sobrevive al primer año de su desarrollo (Reyes, 1993). Por tanto, aunque las plantas realizan un considerable esfuerzo reproductivo, el mecanismo de producción de nuevos parches por crecimiento clonal es más importante en la formación de nuevos sebadales, así como en la producción de biomasa. Como el fruto se desarrolla en el interior del sedimento y las semillas tienen una densidad superior a la del agua de mar, estas suelen germinar cerca de la planta madre. Por tanto, las nuevas plantas originadas por reproducción sexual contribuyen más al mantenimiento de las praderas existentes que a la formación de nuevas praderas, salvo en el caso de que se produzcan fuertes movimientos del sedimento y de las semillas, por ejemplo por la acción de temporales. Es probable que la alta producción de semillas en Canarias sea un mecanismo para asegurar el éxito de la colonización de nuevos substratos.

Desde una perspectiva biogeográfica, la insularidad, la localización marginal próxima al límite meridional del rango de distribución y la dispersión extremadamente restringida de la especie *C. nodosa* han sido los factores clave que han condicionado su acentuado aislamiento genético en

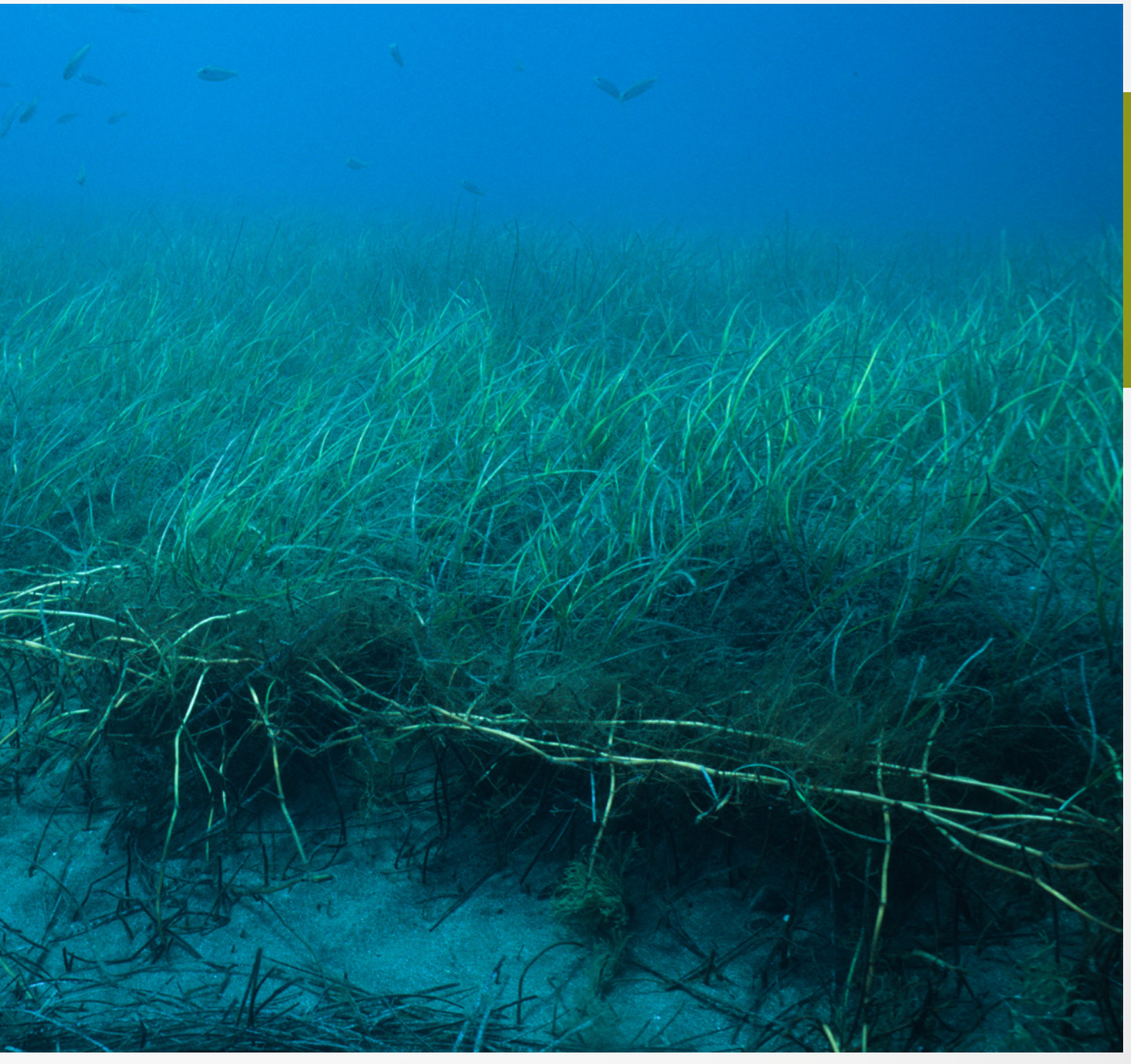
Canarias. Esto se refleja en un flujo genético muy limitado con el resto de regiones biogeográficas, incluso con las más cercanas situadas en la costa atlántica del continente africano (Alberto *et al.*, 2008).

Este aislamiento reproductivo y el efecto fundador derivado de la colonización insular han determinado una evolución mayoritariamente independiente en Canarias. Como resultado de tal proceso de evolución cabe destacar: la presencia de alelos privados y la aparición de otros sólo compartidos con praderas atlánticas próximas al estrecho de Gibraltar, pero no con las del límite opuesto de distribución de la especie, en el Mediterráneo oriental. Estas características alélicas en Canarias indican su valor como región relicta para *C. nodosa*, en donde las condiciones ambientales más estables durante el último periodo glaciar, posibilitaron la recolonización de la región Atlántica peninsular (Alberto *et al.*, 2008). Estos refugios evolutivos marginales son importantes reservorios de diversidad genética (Hampe & Petit, 2005), que junto a la importancia de la reproducción sexual efectiva en el mantenimiento de las praderas de Canarias (reflejada en una elevada diversidad clonal) sugieren un elevado potencial evolutivo del archipiélago, que debería priorizar su conservación como una Unidad Significativa de Evolución (o sus siglas en inglés ESU, *sensu* Moritz, 2002), a nivel estatal y global.

La estructura genética de *C. nodosa* en el archipiélago es leve aunque muestra un patrón geográfico compuesto por tres grupos: islas orientales (Fuerteventura y Lanzarote), islas centrales (Tenerife y Gran Canaria) e islas occidentales (Gomera y Hierro) (Manent *et al.*, 2009). Los niveles de diferenciación genética y diversidad alélica entre estos grupos indican una mayor divergencia y menor diversidad de los grupos periféricos y una zona de mezcla y mayor diversidad del grupo central, el cual juega un papel importante en la diversificación y conectividad entre islas (Manent *et al.*, 2009).

Por último, las praderas de Canarias presentan una variación natural muy acusada, pudiendo existir grandes contrastes entre algunas praderas situadas en zonas más expuestas, entre la estación de verano y la de invierno. Este fenómeno se debe principalmente al efecto de las fuertes tormentas y escorrentías, que provocan cambios de salinidad y trasladan al mar grandes cantidades de sedimentos y nutrientes, pudiendo producir gran turbidez y reducción de la transparencia de las aguas durante semanas e incluso algunos meses. En estos casos, la turbidez y falta de penetración de la luz puede causar alteraciones en la actividad fotosintética de las plantas marinas, reduciendo su vitalidad y haciéndolas más vulnerables a otras presiones. Los sedimentos transportados por los barrancos pueden sepultar el lecho marino y las plantas en las áreas más resguardadas con limos y arcillas, modificando la granulometría del fondo. A finales de la primera década de este siglo, los frecuentes temporales producidos por borrascas tropicales

azotaron durante los inviernos la costa sur de las islas, provocando importantes modificaciones estructurales sobre las praderas a escala local, debido a que el movimiento del fondo arenoso, por acción del fuerte oleaje, puede producir el enterramiento de la planta o, al contrario, pueden dejar al descubierto las raíces y los rizomas (Figura 6). Según Ruiz de la Rosa *et al*. (2006), las condiciones meteorológicas adversas pueden cambiar la distribución de praderas de *C. nodosa*, como se reflejó en la pradera de Gran Tarajal en Febrero de 2004, dónde se cambió por completo la distribución de la pradera tras un temporal de gran intensidad o la desaparición de lo que quedaba de la pradera de Pasito Blanco (Gran Canaria), que fue arrancada y depositada en la orilla de la playa cercana (Portillo, 2014). Sin embargo, este tipo de impacto está muy localizado en el tiempo, ocurriendo a intervalos irregulares y generalmente en tramos costeros concretos, de tal forma que su influencia sobre la distribución global de los sebadales, a nivel del archipiélago, no parece ser un factor determinante (Espino *et al*., 2008, 2013).



Borde de pradera afectado por el oleaje. Fuerteventura.

Fotografía: Rogelio Herrera.

Figura 6

Zostera noltii (= *Nanozostera noltii*)

En Canarias *Zostera noltii* se conoce con el nombre común de "seba de mar estrecha" o "seba fina". Dentro de la región Macaronésica sólo sobrevive, actualmente, en el litoral de Arrecife (Lanzarote) (Figura 7), al abrigo de los bajíos costeros, donde llegó a formar praderas densas en fondos arenoso-fangosos, con tallos erectos que quedan emergidos durante la bajamar. Actualmente, sólo quedan algunos pequeños parches ralos y dispersos.

Las características morfológicas no presentan particularidades con respecto al aspecto general de la especie, si bien esta población única de Canarias presenta algunas particularidades, como por ejemplo, un intervalo plastocrono que varía entre 4 y 14 días (Gil-Rodríguez *et al*., 2012), ligeramente superior a los registrados habitualmente en esta especie.

A pesar de presentar una población de pequeño tamaño, recientemente se han aumentado los esfuerzos para conocer sus particularidades, así, a partir de algunos estudios (Rumeu *et al*., 2007) que revelaron su mono-clonalidad en base a un reducido tamaño muestral. Zarranz y Manent (com. pers.) han detectado 24 genets o genotipos distribuidos entre la playa del Reducto (9) y en el islote del Castillo (19) sobre una muestra de 103 haces. Aunque este aumento notable de la diversidad clonal respecto a los resultados de Rumeu *et al*. (op. cit.) parezca indicar una recuperación genética de la pradera, más bien se debe a un mayor esfuerzo de muestreo, permitiendo detectar correctamente la representación de genets de la población actual. La baja diversidad alélica y clonal de la especie en la Marina de Lanzarote, y valores normales de hetereocigosidad ha permitido a la especie adaptarse a las perturbaciones locales y desarrollar una estrategia basada en la supervivencia y mantenimiento de individuos heterocigotos.

Foto superior: Zostera noltii *en la localidad de Arrecife en Lanzarote en 2012 durante emersión en la bajamar; Foto inferior: pradera en inmersión.*

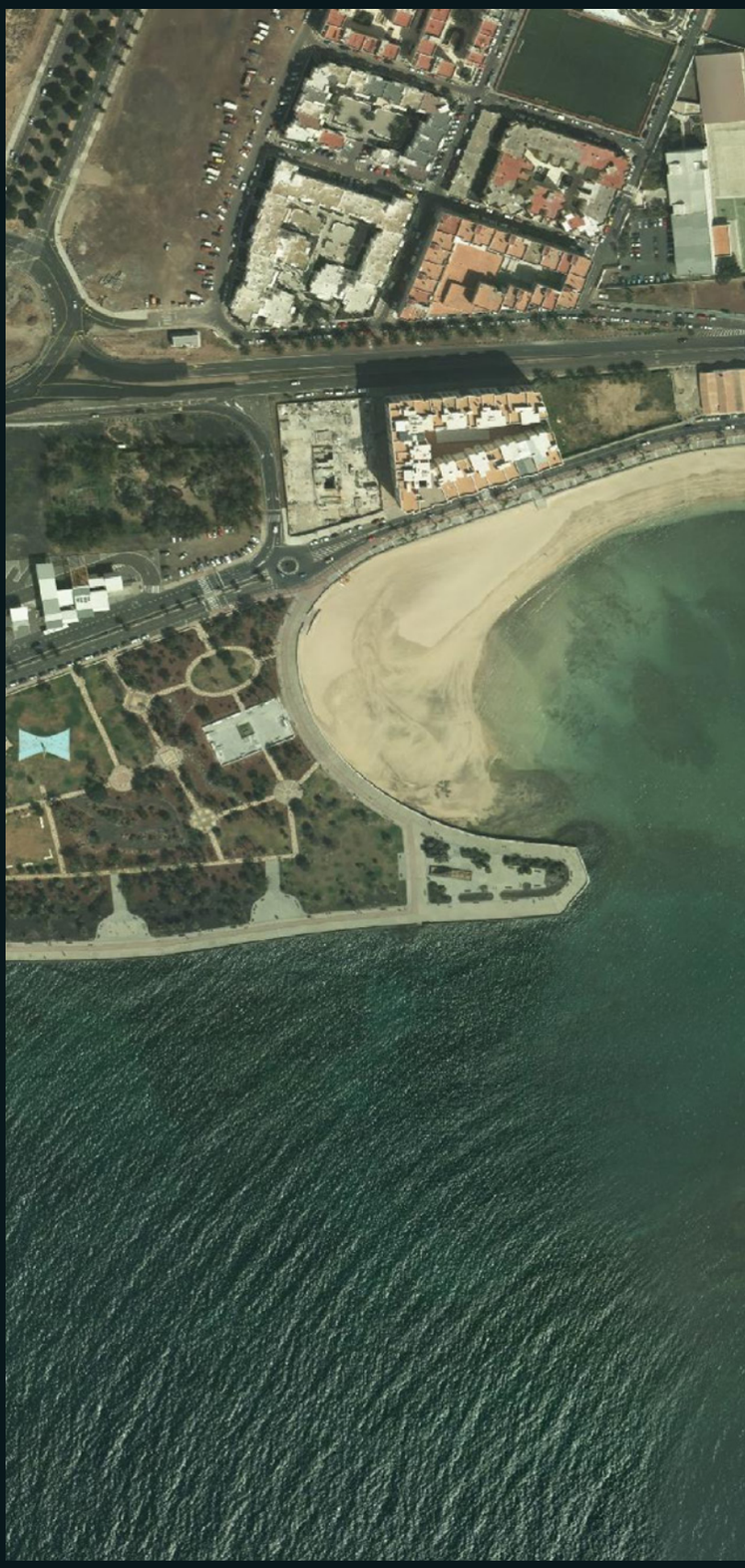
Fotografías: Rafael Mesa.

Figura 7

CUADRO TEMÁTICO 2

STATUS ACTUAL DE *ZOSTERA NOLTII*, UN CASO CRÍTICO

Las poblaciones de *Zostera noltii* en el litoral de Arrecife de Lanzarote presentan una gran discontinuidad; los parches supervivientes se encuentran en un grado de conservación crítico, con alto riesgo de desaparición, al igual que lo sucedido a finales de los años 70 con las poblaciones de la playa de Las Canteras (González-Henríquez, 1981), siendo sustituidas posteriormente por *C. nodosa*, lo que genera dudas en la identificación inicial y posteriormente con las existentes en otras localidades de la isla de Fuerteventura (Pavón-Salas *et al*., 2000). En Lanzarote, los parches más extensos y con mayor densidad de haces son actualmente los existentes en la playa de El Reducto (Figura 2.1), mientras que son casi imperceptibles los parches del islote del Castillo o del Quemado, de Punta Pulita y el cercano a El Puente de Las Bolas (Gil-Rodríguez *et al*., 2012). Esta especie está incluida dentro de la categoría 'Vulnerable', tanto para las costas canarias como las peninsulares en el Real Decreto 139/2011, publicado en el BOE 46/2011, que desarrolla el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. En el Catálogo Canario de Especies Protegidas su estatus es de "en peligro de extinción" (Ley 4/2010, de 4 de junio).



Playa de El Reducto: el área en verde indica la zona donde se encuentran las manchas de Zostera noltii.

Figura 2.1

Detalle de las hojas de Halophila decipiens.

Fotografía: Rogelio Herrera.

Figura 8

Halophila decipiens

En Canarias, la especie *Halophila decipiens* se conoce con el nombre común de halófila o "raqueta de mar", constituyendo la única región en el Atlántico oriental con poblaciones de esta especie. Esta especie crece en el submareal sobre fondos arenosos-fangosos (Figura 8), desde 12 hasta 40 m de profundidad (Pavón-Salas *et al*., 2000).

Las poblaciones de *H. decipiens* en Canarias han experimentado una expansión paulatina desde su descubrimiento en dos localidades del litoral este de Tenerife en 1980 (Gil-Rodríguez *et al*., 1982); posteriormente, Pavón-Salas *et al*. (2000) la citan en diversas localidades de las islas de La Palma, Tenerife y Gran Canaria, y más recientemente se ha registrado para los fondos arenosos-fangosos de La Gomera y El Hierro (Gil-Rodríguez *et al*., 2007).

Distribución y extensión

Las cartografías de praderas de angiospermas marinas en el archipiélago canario son recientes, comenzando por lo general a partir del año 2000, y centradas en *C. nodosa*.

De forma oficial el Gobierno Regional ha llevado a cabo diversas cartografías relacionadas con el Seguimiento de Especies Amenazadas (SEGA), durante los años 2002-2003 (Espino *et al*., 2003a,b). A las cartografías oficiales existentes, hay que sumar las realizadas por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, a través de sus Estudios Eco-cartográficos en diversas islas del archipiélago, como Lanzarote (2001), Fuerteventura (2006), Gran Canaria (2006-2008), La Palma (2003) y El Hierro y La Gomera (2005). Además, diversos estudios realizados por la Universidad de La Laguna y la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, han permitido añadir nuevos datos a las cartografías oficiales existentes. Estas cartografías oficiales se han ido alimentando de trabajos que han desarrollado empresas privadas que han permitido actualizar datos de las praderas existentes en Canarias, dentro de estudios de impacto ambiental, planes de vigilancia o proyectos de investigación.

Para el presente atlas se ha analizado de forma escrupulosa la información cartográfica obtenida en los últimos 10 años, seleccionando las

capas y partes de las mismas que ofrecían información más fiable y precisa, de acuerdo con el criterio y dilatada experiencia de los autores de este capítulo. La cartografía resultante es la que se muestra en los mapas 1A a 7A que se muestran al final de este capítulo, a partir de los cuales se deduce que en Canarias las praderas de *C. nodosa* ocupan actualmente una superficie total de 80,02 km^2, *H. decipiens* 4,02 km^2 y *Z. noltii* 0,0049 km^2.

La especie *C. nodosa* está presente en prácticamente todo el archipiélago canario, menos en la isla de La Palma, dónde no existen registros actuales de su presencia. Por lo general, las praderas se encuentran mejor representadas en las islas centro-orientales, preferentemente en las costas de sotavento, semi-expuestas y abrigadas. Las praderas de *C. nodosa* comienzan sobre los 3 m de profundidad en zonas abrigadas y a partir de los 10 m de profundidad en las costas abiertas, y se distribuyen hasta los 25 metros de profundidad aproximadamente. La planta puede crecer formando parches aislados o cordones. En otras ocasiones forma praderas extensas, cuya densidad puede ser muy variable, dependiendo de las condiciones ambientales de la zona (profundidad, exposición, tipo de substrato, corrientes, materia orgánica en el sedimento, etc.) y de factores humanos. Estas características hacen que gran parte de los sebadales se localicen en las islas orientales y centrales, desde La Graciosa hasta Tenerife, distribuyéndose por lo general en el sureste y suroeste de las islas, coincidiendo con áreas de gran desarrollo turístico. Existen también praderas en buen estado, aunque de pequeño tamaño, en el sur de La Gomera, y está registrada una pradera en la isla de El Hierro.

H. decipiens está presente en todo el archipiélago, formando pequeñas praderas de menor densidad (Figura 9), por lo general en zonas más profundas que *C. nodosa*, en la franja de los 12-

Ejemplares de boga (Boop boops***) sobre pradera de*** Cymodocea nodosa. ***Fotografía: Manuel Ruiz de la Rosa.***

40 m aproximadamente. Su mejor adaptación a ambientes más sombríos, con menor intensidad lumínica que *C. nodosa*, y su presencia en cotas más profundas, hace que se localice tanto en zonas abrigadas de la costa sur y este de las islas, como en la zona norte, apareciendo siempre en fondos de arena.

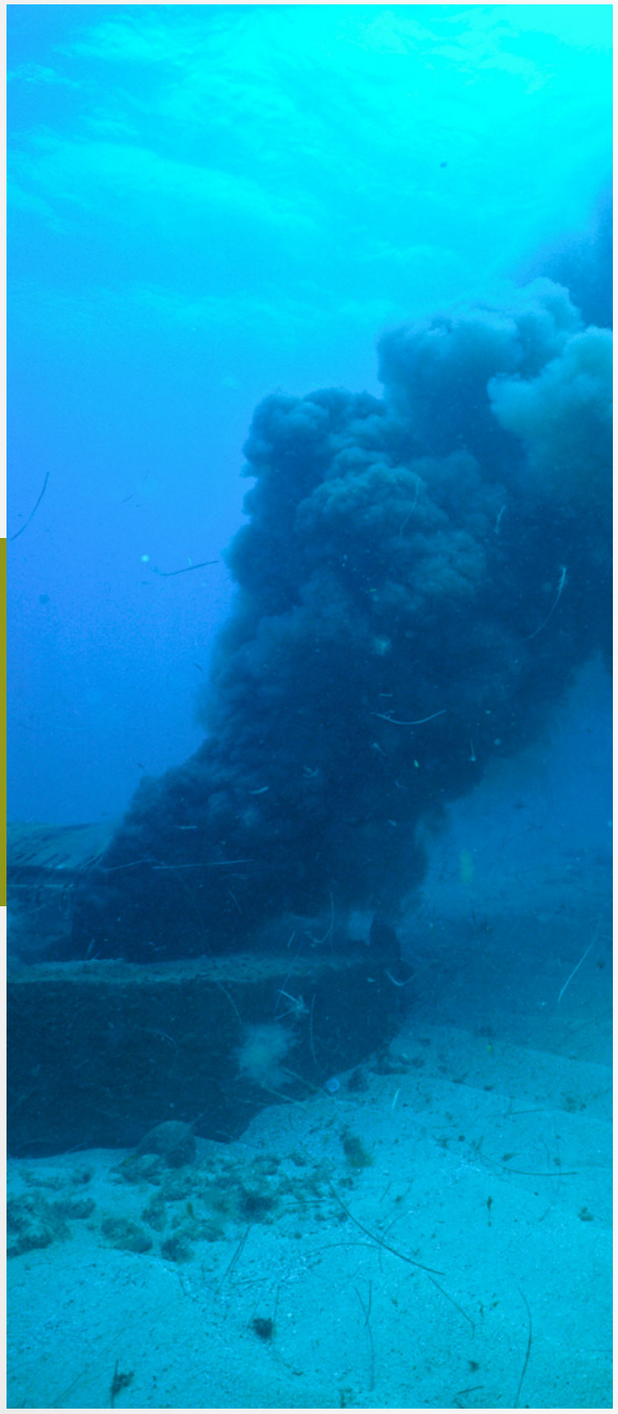
Z. noltii se localiza únicamente en la marina de Arrecife de Lanzarote, un reducto de población que se encuentra en condiciones críticas de conservación (ver Cuadro temático 2).

Mancha de Halophila decipiens *sobre fondo arenos.*

Fotografía: Rogelio Herrera.

Figura 9

Presiones y amenazas



Emisario de Arinaga. Bahía de Formas, Gran Canaria.

Fotografía: Rogelio Herrera.

Figura 10

Existen evidencias consistentes y significativas que indican que los Sebadales canarios están experimentando una notable regresión de su estado y extensión (ver apartado Estado y tendencias de este capítulo), siendo el impacto de las diferentes actividades humanas en el medio la causa principal de esta pérdida de hábitat (Fabbri *et al.*, 2015; Tuya *et al.*, 2014). Las áreas con mayor pérdida de superficie de pradera son, generalmente, las cercanas a áreas con importante desarrollo urbanístico o turístico en el litoral. Esta parte del litoral se corresponde con sectores de costa bajas, con fondos someros arenosos, abrigados del oleaje dominante y el viento alisio; las orientadas al sur y suroeste.

A continuación, se detallan las principales actividades humanas cuyas presiones afectan y amenazan a las praderas de angiospermas marinas en el archipiélago canario (ver Mapas 1B a 7B al final de este capítulo), y en particular a las praderas de *Cymodocea nodosa*, presentando además algunos ejemplos bien documentados de la regresión de este hábitat causada por estas actividades en determinadas zonas de las islas.

Vertidos de aguas residuales urbanas o industriales

Una de las presiones principales sobre praderas de angiospermas marinas la constituyen los vertidos de aguas residuales urbanas o industriales. Canarias vierte al mar de forma oficial más de 200.000 m^3/día de aguas depuradas, repartidos en más de 400 puntos de vertido, de los cuales más de 250 vierten en zonas localizadas en la vertiente sur-este, zonas con gran densidad poblacional con vocación turística y con mayor presencia de praderas (Figura 10).

En los puntos de descarga de los emisarios se ha observado la desaparición de las praderas, tal y como documenta Martínez-Samper (2011) para las praderas del sur de Gran Canaria, afectadas por los vertidos de varios emisarios de la principal zona turística de la isla. Igualmente, la pradera de *Zostera noltii* localizada en Arrecife (Lanzarote) prácticamente desapareció por causa de vertidos incontrolados de aguas residuales y urbanas y los de la actividad industrial (fábricas conserveras y un taller de automóviles) en la década de los 70 y 80 (Aguilera *et al*., 1994; Guadalupe *et al*., 1996). Tras la paralización de la mayor parte de los vertidos y el derribo de una escollera, que ha mejorado la circulación del agua, la especie se ha extendido, apareciendo en 7 puntos del litoral de Arrecife, en forma de pequeñas manchas con una densidad de haces muy baja (Gil-Rodríguez *et al*., 2012; ver Cuadro temático 2).

La afección de vertidos de salmuera sobre angiospermas marinas se ha documentado recientemente. Para la especie *C. nodosa*, diversos autores han establecido experimentalmente un umbral de tolerancia al incremento de la salinidad de 41 UPS, por encima del cual se observa efectos sub-letales y letales (Pagès *et al*., 2010; Fernández-Torquemada *et al*., 2011; Sandoval-Gil *et al*., 2012b). Sin embargo, en Canarias, recientes estudios sugieren valores umbrales de 39 UPS, produciéndose efectos negativos a largo plazo a plantas expuestas a vertidos de salmuera con salinidades superiores a 38 UPS (Portillo *et al*., 2013; Ruiz de la Rosa *et al*., 2012). Se desconocen las causas de esta posible mayor sensibilidad al incremento de la salinidad de las poblaciones canarias de *C. nodosa.* Estudios recientes demuestran la afección de amplias zonas de praderas situadas cerca de los vertidos de salmuera en el sur de la isla de Gran Canaria, en concreto, el área de pradera afectada por el vertido de salmuera situado en la playa de Las Burras, en el sur de Gran Canaria, está en torno a 9 hectáreas (Portillo *et al*., 2014).

Instalaciones de acuicultura

Otro tipo de vertidos son los procedentes de las instalaciones de cultivos marinos. En Canarias, existen más de 15 concesiones de cultivos marinos, repartidos en las islas de La Palma, Tenerife, Gran Canaria y Lanzarote, localizándose el mayor número de granjas en las islas de Gran Canaria y Tenerife.

Jaulas de acuicultura sobre pradera de Caulerpa prolifera. *Castillo de Romeral, Gran Canaria.*

Fotografía: Rogelio Herrera.

Figura 11

Las granjas de cultivo se localizan en muchos de los casos en las costas sureste de las islas, zonas que coinciden con áreas de praderas (Figura 11). A pesar de esto, son pocas las concesiones de cultivo que han causado una afección directa a praderas de angiospermas marinas, limitándose a las concesiones más antiguas para las que las exigencias ambientales fueron menores. En este sentido, existen varios casos documentados. Un ejemplo de afección de jaulas de acuicultura es la regresión de la pradera de *C. nodosa* de la bahía de Melenara (Gran Canaria), la cual, tras su instalación en 1999, disminuyó significativamente la densidad de haces, la altura de las hojas y el porcentaje de cobertura tras dos años de seguimiento (Vergara Martín *et al*., 2005). A su vez, las instalaciones de Salinetas (Gran Canaria), tras nueve meses de actividad, hicieron desaparecer completamente la pradera de sus inmediaciones (Espino *et al*., 2008, 2013).

Infraestructuras costeras

La construcción de infraestructuras costeras, como puertos comerciales, industriales y deportivos, diques de abrigo, playas artificiales, etc. pueden ocupar amplias zonas de pradera o afectar a las más próximas durante la fase de construcción o funcionamiento, ya que atenúan la luz en la columna de agua por el aumento de la turbidez y reducen el crecimiento de las plantas (Figura 12). El impacto provocado por la construcción del puerto deportivo de El Berrugo (Yaiza, Lanzarote) fue estudiado por Tuya *et al*. (2002), ya que se construyó, en parte, sobre zonas con pradera de *C. nodosa*. El vertido de material fino incrementó la atenuación de la luz en la columna de agua, reduciéndose la densidad y biomasa de la planta significativamente al finalizar las obras de construcción (Tuya *et al*., 2002). De la misma forma, el único sebadal conocido antiguamente en la isla de La Palma, que estaba situado dentro de la dársena del principal puerto de la isla, ha desaparecido tras las obras de mejora y ampliación realizadas en el mismo durante las últimas décadas (Espino *et al*., 2008). En la isla de Gran Canaria, Monterroso *et al*. (2006) y Martínez-Samper (2011) han documentado la aguda regresión de praderas de *C. nodosa* en la bahía de Arinaga debido a la construcción del puerto en el año 2003, que supuso, entre otros, la generación de plumas de finos aguas arriba y abajo del dique.

El desarrollo urbanístico puede tener también un

Puerto Rico, Gran Canaria.
Kaleff | Dreamstime.com

Figura 12

CUADRO TEMÁTICO 3

INCIDENCIA DE LAS GRANDES INFRAESTRUCTURAS COSTERAS SOBRE LOS SEBADALES: EL NUEVO PUERTO DE ARINAGA COMO CASO PARADIGMÁTICO

A mediados de la década de los noventa, las praderas de *Cymodocea nodosa* se extendían ampliamente por el litoral de la localidad de Arinaga (desde Punta del Negro hasta la Punta de La Gaviota). En 1998, las obras de construcción del nuevo puerto estaban avanzadas, aumentando la turbidez y sedimentación en la bahía de Arinaga (al norte del puerto) y en la bahía de Formas (al sur del puerto), por el material fino vertido. Además, el emisario submarino, visible en la foto aérea (ortofotomapas del Gobierno de Canarias), quedaba al sur del puerto, viéndose afectada la capacidad de dispersión de la pluma del efluente. En 2002 y 2003 ya se pudo comprobar como el puerto fragmentaba y asilaba las praderas de las dos bahías, los manchones reducían su superficie y la densidad de haces disminuía dramáticamente. (Figura 3.1).

En el 2006 (Monterroso *et al*., 2006), la pradera mono-específica de *C. nodosa* se había reducido drásticamente en relación con su superficie inicial, a un 10,52% (5,42 ha). Estos datos se corroboraron en 2013 (Ruiz de la Rosa, *et al*., 2013), registrando una pradera formada en parches con densidades de haces que fueron de 1.326,4 haces/m^2 en 2003 y 1.537 haces/ m^2 en 2006, a valores de 284 haces/m^2 en invierno y 632 haces/ m^2 en verano, y la altura de los haces descendió (45,8 cm frente a 32,5 cm en 2006, registrando valores en torno a 15 cm en 2013). Además, se detectaron 57,12 ha de fondos mixtos de *C. nodosa*, *Caulerpa prolifera*, *Caulerpa cylindracea* y *Avrainvillea canariensis*.

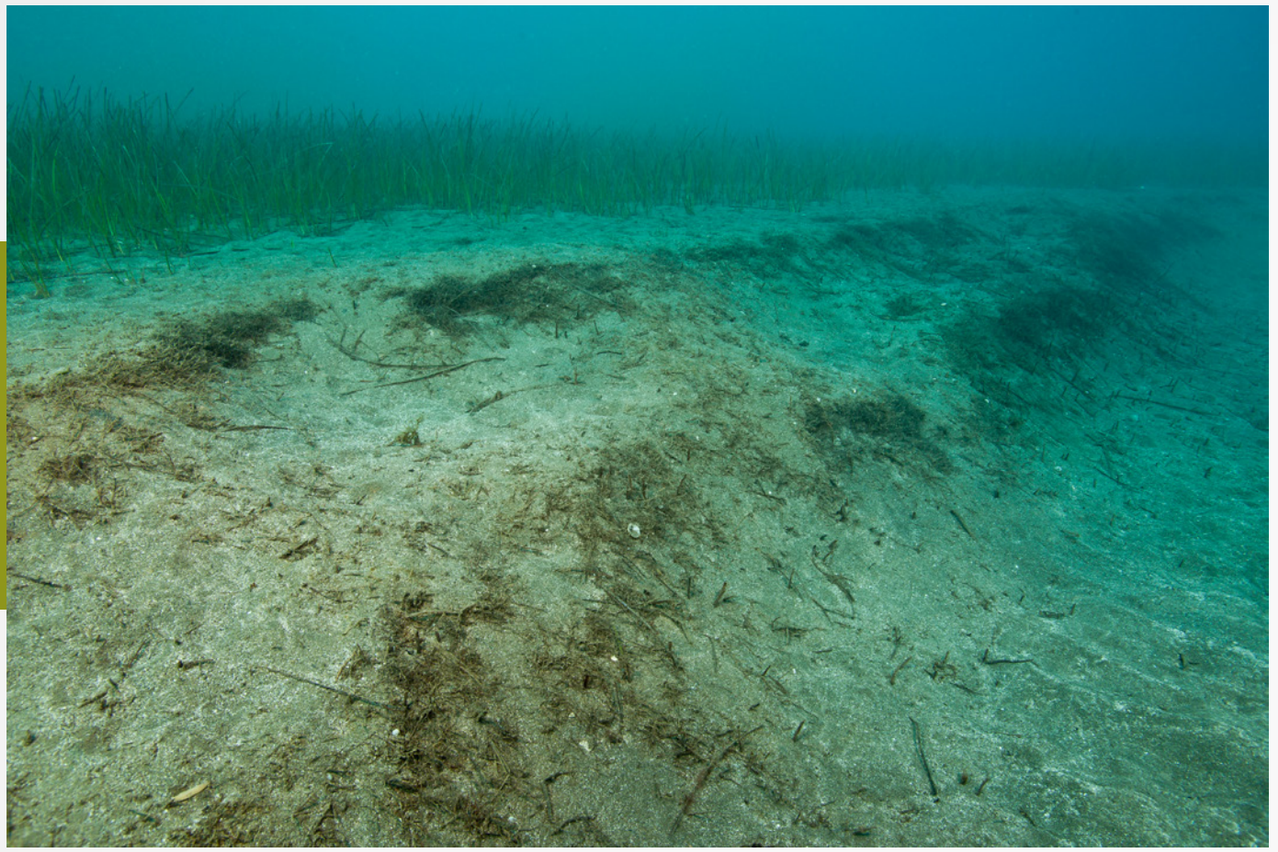
Posteriormente, el puerto fue ampliado nuevamente y la medida correctora de prolongar el emisario al exterior de la dársena fue realizada en el 2012, tras más de una década de afección a las praderas de la bahía de Formas. En la actualidad, sólo existen manchones aislados y poco densos de lo que antiguamente eran una de las praderas más extensas y productivas de la isla.

Evolución de la construcción del puerto de Arinaga.

Figura 3.1

Cartografía de la pradera de la bahía de Arinaga (2003-2015).

Figura 3.2



Pradera de Cymodocea nodosa *en retroceso. Playa de Las Canteras, Gran Canaria.*

Fotografía: Rogelio Herrera.

Figura 13

efecto indirecto sobre los sebadales, como es el caso de la urbanización sobre el istmo de la Isleta (Las Palmas de Gran Canaria), que ha impedido la libre circulación de arena, favoreciendo la deposición de arenas y el enterramiento progresivo de la pradera situada en la Playa de Las Canteras (Figura 13).

El estudio realizado por Copeiro *et al*. (2000), recogía, sobre la distribución de sebadales en 1962 (González Barbuzano *et al*., 2003), la existencia de 54.000 m^2 de praderas bien conservadas; en 1998 se encontraron tan sólo 6.000 m^2 (Pavón-Salas *et al*., 1998) de sebadal degradado, mientras que en 2003 quedaban 3.437 m^2 (Espino *et al*., 2003a,b) de sebadal en regresión, con muchos de los rizomas muertos y aflorando sobre el substrato (Espino *et al*., 2013). En la actualidad, ha desaparecido casi por completo, a excepción de unas pequeñas manchas muy pequeñas y localizadas. Cuando las plantas son sepultadas por acumulación de sedimentos, se ha comprobado que *C. nodosa* tiene cierta capacidad de compensar el enterramiento, al menos temporalmente, modificando su tasas de crecimiento vertical y la longitud de las bases y los entrenudos (Tuya *et al*., 2013b). Sin embargo, esto afecta a la fisiología de la planta y tiene ciertos límites biológicos, aumentando la mortalidad por encima de los 7 cm de enterramiento a largo plazo (Sánchez-Lizaso, 2004).

Fondeo de embarcaciones y pesca artesanal

Otras causas de regresión de las praderas son determinadas actividades que causan un impacto físico en las plantas, al ser arrancadas o sepultadas, como sucede con el fondeo de embarcaciones o determinadas modalidades de pesca. El fondeo incontrolado de las embarcaciones da lugar a la fragmentación y deterioro de las praderas, debido a la eliminación directa de la planta y la erosión del sedimento debido al arrastre de cadenas y anclas, como sucede en el sebadal de Puerto Lajas (Espino *et al*., 2003a,b), que es el sebadal más denso y antiguo de Canarias.

Respecto al impacto de la pesca, en los años setenta, el uso del chinchorro (arte de pesca de arrastre desde costa) estaba muy extendido, utilizándose principalmente sobre praderas de *C. nodosa*, lo que producía su deterioro por abrasión

"Calva" dentro de un parche de Sebadal causada por la pérdida de una trampa (nasa) pesquera.

Fotografía: Rogelio Herrera.

Figura 14

y arranque de hojas y raíces. En la actualidad, es una modalidad prohibida y la actividad de la pesca artesanal que se realiza actualmente sobre las praderas les afecta en menor medida, pero no por ello de forma menos significativa. Tanto el arrastre sobre el fondo de artes de cerco (traíña) como el uso de nasas (artes de trampa que se depositan sobre el lecho marino para captura de peces, chocos y pulpos), producen "calvas" en las praderas (Figura 14) y las pueden fragmentar considerablemente. A su vez, la actividad pesquera actúa sobre las comunidades de peces y macroinvertebrados, alterando la estructura del ecosistema.

Cambio global

Por último, las praderas de angiospermas marinas se encuentran sometidas al impacto global del cambio climático. En las últimas 5 décadas, la temperatura media de las aguas de Canarias se ha ido incrementando (Hernández, 2006), lo que ha ido acompañado de la aparición de especies de mayor afinidad tropical en todo el archipiélago (Brito, 2008). Posiblemente, determinados cambios ambientales y la sinergia de algunos factores (aumento de la temperatura media del mar, algunos inviernos más cálidos, periodos de calima con polvo sahariano en suspensión en la atmósfera, etc.) y la mayor productividad de las aguas de las islas más orientales, han permitido floraciones masivas de la cianobacteria *Lyngbya majuscula* (Figura 15), que algunos autores han relacionado con la recesión masiva de sebadales en Canarias (Martín-García *et al*., 2014), como es el caso de los sebadales de La Graciosa, en el estrecho de El Río (entre Lanzarote y La Graciosa) (Figura 16).

Pradera de Cymodocea nodosa *afectada por un desarrollo masivo de la cianobacteria* Lyngbya *spp. Risco del Paso, Jandía, Fuerteventura.*

Fotografía: Rogelio Herrera.

Figura 15

Pradera de Cymodocea nodosa *en Caleta del Sebo, La Graciosa. Foto superior: octubre de 2002; Foto inferior: junio de 2013.*

Fotografía: Rogelio Herrera.

Figura 16

Estado y tendencias

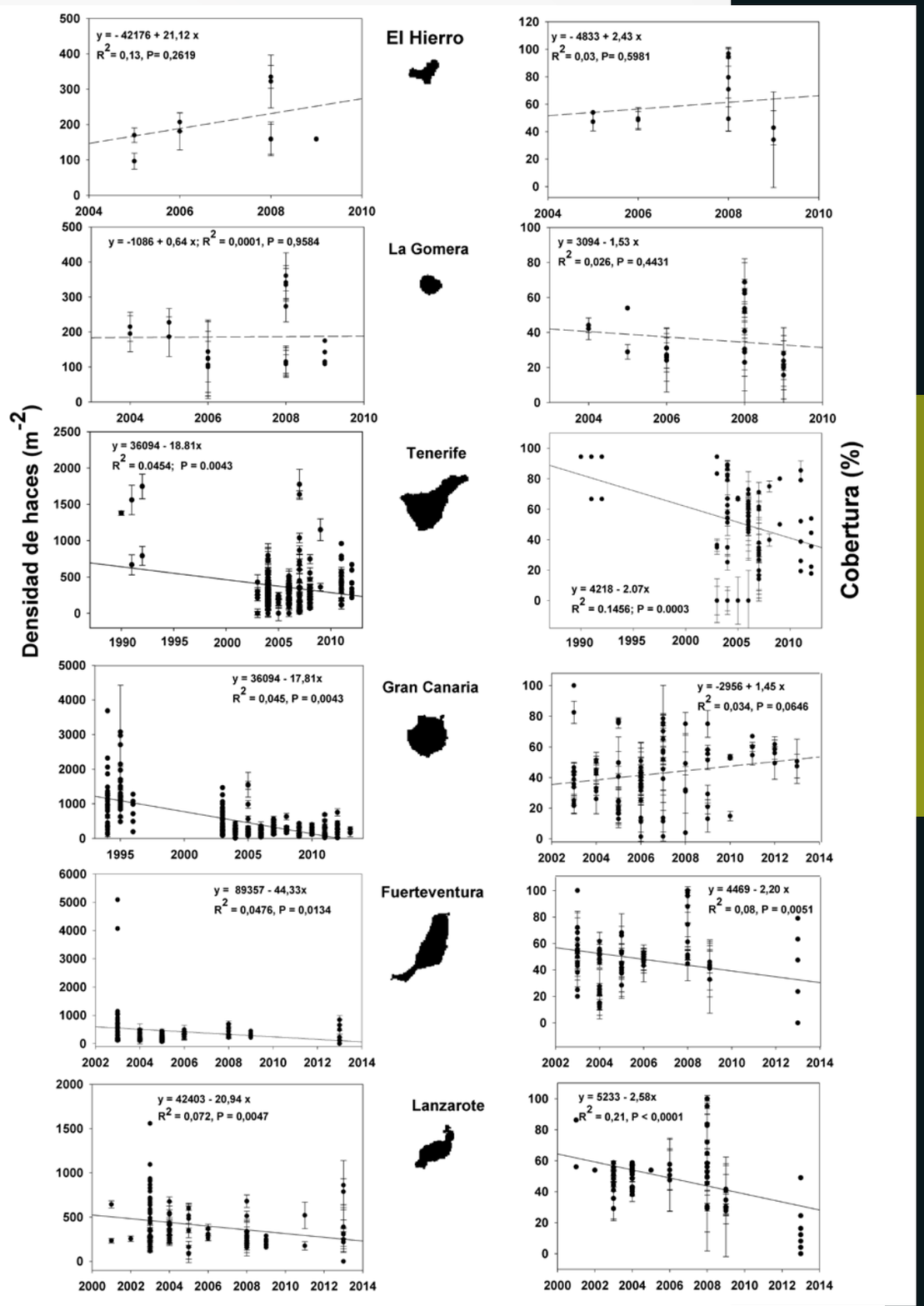
En Canarias, *Cymodocea nodosa* es considerada como una especie indicadora de buena calidad ambiental, pues es sensible a la contaminación del agua o del substrato. Su afección conlleva la regresión de las praderas, su sustitución por otras especies más resistentes, de carácter más oportunista o generalista (Tuya *et al*., 2013a). La contaminación del sedimento o del agua, su pérdida de transparencia, el enterramiento de las plantas y la ocupación o destrucción del hábitat son las principales causas de regresión de las angiospermas marinas en el mundo; estas se consideran causa de la paulatina reducción de los sebadales en Canarias, perdiendo su antigua área de distribución (Pavón-Salas *et al*., 2000; Tuya *et al*., 2002; Vergara-Martín *et al*., 2005; Espino *et al*., 2008, Leite *et al*., 2011; Martínez-Samper, 2011; Espino *et al*., 2013; Fabbri *et al*., 2015). Estudios recientes han demostrado la regresión de la superficie ocupada por praderas de *C. nodosa*, comparando datos históricos de algunas zonas de la isla de Gran Canaria durante el periodo 1984-2011, pasando de 601,73 ha de praderas en el año 1984, a 120 ha a partir del año 2000 (Martínez-Samper, 2011). En Tenerife, Leite *et al.* (2010) llevaron a cabo un estudio sobre la distribución histórica de praderas de *C. nodosa*, para lo cual compararon la cartografía histórica resultante del análisis del conocimiento ecológico local con la "Cartografía Bionómica del Borde Litoral de Tenerife", realizada por Gil-Rodríguez & Barquín (2006). Digitalizaron un total de 45 mapas, donde obtuvieron 208 manchas de praderas, de las cuales 73 fueron identificadas como desaparecidas y 98 como en regresión; únicamente, 31 manchas se registraron como estables.

Para *Halophila decipiens* no existen datos suficientes para poder estimar el estado de conservación de las praderas y su tendencia. En el caso de *Zostera noltii*, como se vio anteriormente (Cuadro temático 2), su situación es crítica, con una única población en la marina de Arrecife en Lanzarote, comenzándose en los últimos años estrategias dirigidas a la recuperación de la pradera.

El gran registro de datos existente para *C. nodosa* permitió sintetizar en una base de datos todos los registros disponibles de la especie para Canarias, publicados tanto a través de los canales tradicionales de publicación científica (revistas especializadas nacionales e internacionales, libros y capítulos de libro) como de literatura gris (informes técnicos), así como registros no publicados. Éstos se limitaron a dos descriptores demográficos: densidad de haces y cobertura; ambos se han mostrado como eficientes para caracterizar la variabilidad espacial de praderas de *C. nodosa* en Canarias (Barberá *et al*., 2005). Tras proceder a su normalización (estandarización por unidad de área y suavizado en función de la estacionalidad de los datos), se ajustaron modelos de regresión lineal para contrastar el grado de significación de las tendencias temporales de densidad de haces y cobertura para cada isla (Figura 17).

Los resultados muestran claramente que las islas orientales y centrales han sufrido una regresión en las últimas dos décadas. Por el contrario, las islas con menor presión demográfica y desarrollo muestran patrones temporalmente estables (p.ej. El Hierro y La Gomera). Estos resultados, además, refuerzan la idea de una regresión de *C. nodosa* en Gran Canaria, donde recientemente se ha demostrado una merma en la presencia de esta especie en 5 praderas de la costa este y sur (Tuya *et al*., 2013a, 2014b). Esta regresión de *C. nodosa* en Gran Canaria, además, se ha visto acompañada por un aumento en la presencia del alga verde *Caulerpa prolifera*, típicamente ligada a fondos más profundos al tratarse de una planta de sombra, es decir, adaptada a ambientes poco iluminados, que sin embargo, parece haber tomado parte del área previamente ocupada por *C. nodosa*, al menos en algunos sectores de Gran Ca-

naria (Martínez-Samper, 2011; Tuya *et al*., 2013a, 2014b), tal y como se ha observado en algunas zonas del Mediterráneo y el Atlántico (Lloret *et al*., 2005; Hendriks *et al*., 2009; García-Sánchez *et al*., 2012).



Evolución de la densidad de haces y cobertura de Cymodocea nodosa *en Canarias. Se presentan las ecuaciones de regresión lineal para cada descriptor e isla. Líneas continúas muestran regresiones estadísticamente significativas (P<0,05), mientras que las líneas discontinuas muestran regresiones estadísticamente no significativas (P>0,05).*

Figura 17

Gestión y conservación

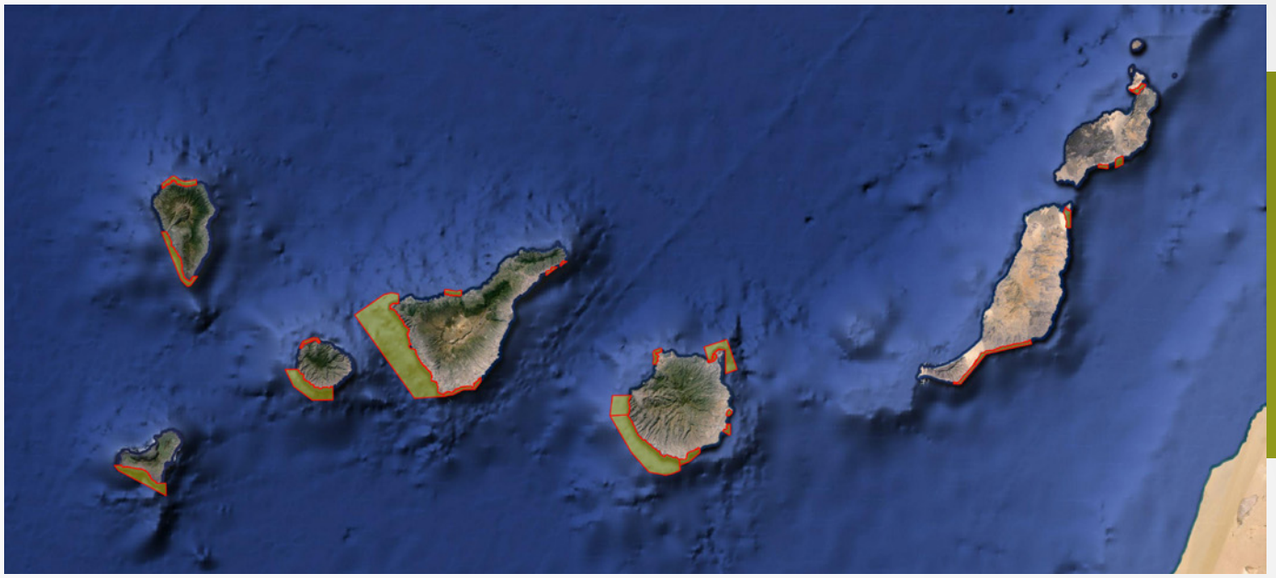
Como se ha descrito en capítulos anteriores, las praderas de angiospermas marinas, principalmente *Cymodocea nodosa* por ser la especie más abundante en Canarias, presentan un gran interés ambiental y socioeconómico, constituyendo una pieza clave en la calidad de los fondos de Canarias. Por esta razón, en Canarias, las angiospermas marinas se incluyeron en el Catálogo de Especies Amenazadas, regulado por el Decreto 151/2001 de 23 de julio, presentando *C. nodosa* la categoría de "sensible a la alteración del hábitat", *Zostera noltii* como "en peligro de extinción" y *Halophila decipiens*, como "de interés especial", dónde era de obligado cumplimiento el desarrollo y ejecución de Planes de Conservación, que nunca fueron ejecutados.

En junio de 2010, el Decreto 151/2001 fue derogado por la Ley 4/2010, de 4 de junio, del Catálogo Canario de Especies Protegidas. En este nuevo catálogo se cambió la categoría de protección de *C. nodosa*, a "de interés para los ecosistemas canarios", dónde se rebajó su estatus de protección, contando con un régimen jurídico de protección tan solo las plantas que estuvieran dentro de los espacios de la Red Canaria de Espacios Naturales Protegidos o de la Red Natura 2000. El nuevo catálogo mantuvo en la categoría de "en peligro de extinción" *Z. noltii*, y de "interés para los ecosistemas canarios" *H. decipiens*. Los criterios utilizados por el Gobierno de Canarias para la modificación de la categoría de protección de *C. nodosa* fueron que mostraba, tras la recopilación bibliográfica y cartográfica realizada, una superficie muy por encima de los umbrales mínimos requeridos para que la especie pudiera considerarse como amenazada.

La tendencia, a nivel internacional, ha sido establecer medidas legales que reconozcan la importancia de las praderas de angiospermas marinas. En este sentido, *C. nodosa* se encuentra incluida dentro del Anexo I del Convenio de Berna de 1979, según la Decisión 82/72/CEE del Consejo, de 3 de diciembre de 1981, Convenio relativo a la conservación de la vida silvestre y del medio natural de Europa, dónde se protegen las praderas de *C. nodosa* el Mediterráneo, no incluyendo Canarias. Por este motivo, las poblaciones mediterráneas y de la costa atlántica peninsular de *C. nodosa* se encuentran incluidas en el Listado de Especies en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas.).

Por otro lado, la Directiva Hábitats (Directiva 92/43/CEE), relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres, incluye dentro de su anexo I, el hábitat con código 1110, denominado "bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda", dónde se ha incluido en Canarias, el hábitat de *C. nodosa*.

Una gran parte de las Zonas de Especial Conservación (ZEC, Figura 18) delimitadas en Canarias, originalmente LICs o Lugares de Importancia Comunitaria (Orden ARM/3521/2009, de 23 de diciembre), incluyen fondos de angiospermas marinas (hábitat 1110) (Tabla 1; ver también Mapas 1B a 7B al final del capítulo):



Localización de las ZEC en Canarias.

Fuente: Gobierno de Canarias.

Figura 18

En Tenerife:	Franja Marina Teno-Rasca (ES7020017) Sebadales del Sur de Tenerife (ES7020116) Sebadales de San Andrés (ES7020120) Sebadales de Antequera (ES7020128)
En Gran Canaria:	Franja Marina de Mogán (ES7010017) Bahía del Confital (ES7010037) Bahía de Gando (ES7010048) Playa del Cabrón (ES7010053) Sebadales de Playa del Inglés (ES7010056) Sebadales de Güi-güi (ES7011005)
En Fuerteventura:	Sebadales de Corralejo (ES7010022) Playa de Sotavento de Jandía (ES7010035)
En Lanzarote:	Sebadales de La Graciosa (ES7010020) Sebadales de Güasimeta. (ES7010021)
En La Gomera:	Franja Marina Santiago-Valle Gran Rey (ES7020123)

Algunas de estas ZECs presentan alguna peculiaridad que se contrapone con la inclusión de los sebadales en esta figura de protección, como la que encontramos en la ZEC de la Franja Marina de Mogán, que comienza a una distancia aproximada de 300 metros de costa, dejando fuera gran parte de los sebadales que recorren esta franja.

En Canarias, a partir de los datos generados en las cartografías bentónicas recopiladas para este atlas, y según el marco legal expuesto, *C. nodosa* sólo queda amparada por la mencionada figura de protección del Catálogo Canario de Especies Protegidas en 59,23 km^2, lo que representa un 55,93% de su área de distribución, mientras que *H. decipiens*, en 2,54 km^2.

Por otro lado, la Ley 17/2003, de 10 de abril, de Pesca de Canarias, en su artículo 10.3, declara como protegidos, con fines pesqueros, los fondos en los que existan praderas de angiospermas marinas, en particular, sebadales, pero sin especificar el tipo de protección.

En Canarias, el cambio de categoría de protección de *C. nodosa* se lleva a cabo en una época dónde el esfuerzo de estudio sobre la especie ha aumentado considerablemente, pasando de apenas 10 publicaciones entre los años 70 y 90, a unas 25 entre el año 2000 y 2009 y a más de 15 desde el 2010 hasta la actualidad (en sólo 3 años). Esto ha aumentado el conocimiento sobre la especie y su hábitat, recomendando, en todos los foros de expertos, la necesidad de proteger y conservar este tipo de hábitats. Esta apuesta por

Porcentaje del área de distribución de las praderas de cada especie de angiosperma incluido en espacios de la Red Natura 2000[2].

Tabla 1

Isla	*C. nodosa*	*H. decipiens*	*Z. noltii*
El Hierro	-	?	-
La Palma	-	-	-
La Gomera	55,28%	?	-
Tenerife	60,54%	63,85%	-
Gran Canaria	70,45%	?	-
Fuerteventura	51,45%	-	-
Lanzarote	38,24%	-	0%

el conocimiento ha generado nuevas herramientas para la gestión de las praderas de angiospermas marinas basadas en dicho conocimiento, como la importancia de la conservación genética de la especie, fundamental para una correcta gestión y conservación del hábitat o las técnicas de propagación *in vitro*.

La importancia de conservar *C. nodosa* en el archipiélago va más allá de asegurar un hábitat singular y necesario para el desarrollo local. La "seba", *C. nodosa*, se encuentra en el límite occidental de distribución de la especie y muy cerca de su límite sur, con praderas que presentan elevados valores de riqueza genotípica, estadístico que estima el balance entre la reproducción sexual y la propagación clonal de una población (Alberto *et al*., 2006; Alberto *et al*., 2008, Manent *et al*., 2007), con una importante presencia de reproducción sexual en el mantenimiento poblacional de las praderas de Canarias. Esta riqueza genotípica es menor en poblaciones con mayor grado de fragmentación y menor tamaño (Alberto, 2006), siendo fundamental la conservación de este tipo de hábitats para la conservación de la especie. Este tipo de estudios de índole genética permiten generar herramientas de conservación basadas en estructuras genéticas, que pueden aumentar la objetividad y eficiencia de las medidas de gestión.

Otros estudios, útiles para la gestión y conservación, están dirigidos a la obtención de nuevas herramientas para la generación de plantas, a partir de la germinación de semillas o el cultivo *in vitro* (Zarranz *et al.*, 2010), que abre una ventana a nuevas herramientas de gestión y conservación, basadas en la recuperación de praderas. Estos estudios se han visto complementados con nuevas estrategias de gestión y recuperación de hábitats degradados, mediante técnicas de reintroducción de *C. nodosa* en hábitats degradados. Estudios recientes han avanzado en las técnicas necesarias para la reintroducción de plantas, mejorando la supervivencia respecto a estudios anteriores y pudiendo ser en el futuro herramientas para la recuperación de sebadales (Ruiz de la Rosa *et al*., 2006a,b, 2011, 2014), en este sentido, destaca la necesidad de una correcta elección del lugar, utilizar métodos de trasplante adecuados, o que el estado actual de la zona a recuperar esté libre de aquellos impactos que forzaron la regresión de las praderas. Estudios focalizados a optimizar las técnicas de restauración siguen siendo líneas necesarias que aporten herramientas viables para la conservación de los sebadales. Este tipo de técnicas y estrategias de gestión y conservación requieren de un elevado componente de difusión y concienciación, tareas que son necesarias para implicar a la sociedad en la conservación del medio marino, siendo también necesarias campañas específicas sobre angiospermas marinas a nivel regional.

En los comienzos del siglo XXI, desde el Gobierno de Canarias se llevaron a cabo programas de Seguimiento de Especies Amenazadas de Canarias, dónde se realizó un exhaustivo trabajo para conocer el estado de las praderas de Canarias que presentaban alguna categoría de protección dentro del Catálogo de Especies Protegidas de Canarias. Este trabajo no tuvo continuidad en programas de seguimiento para evaluar la tendencia de las poblaciones a partir del Gobierno Regional, y más aún desde la aparición del nuevo Catálogo de Especies Protegidas.

[2] *La carencia de cartografías insulares completas y recientes de las angiospermas marinas de Canarias y la constatación de importantes pérdidas de praderas en la última década, hace suponer que las cifras presentadas tan sólo sirven como orientación de la superficie de las áreas que dichas praderas han ocupado, en algún momento, desde el año 2000. Por tanto, solo pueden ser empleadas de forma aproximada y general, ya que los valores reales son sin duda muy inferiores. Por otra parte, si bien se tiene constancia de la presencia de* Halophila decipiens *en El Hierro, La Gomera y Gran Canaria, no se cuenta con datos acerca de la superficie que ocupan.*

Los estudios e investigación sobre la biología y ecología de los Sebadales son fundamentales para la gestión de las áreas marinas protegidas de Canarias.

Fotografía: Fernando Espino Rodríguez.

Futuras direcciones

Administrativamente, y dada la alarmante situación actual de *Cymodocea nodosa*, es necesario revisar su figura de protección en la legislación autonómica, requiriendo la adopción de diversas medidas, tanto de protección y gestión de las praderas como las de índole científica, dirigidas a incrementar el conocimiento sobre determinados aspectos de su biología, ecología y fisiología. Estas medidas deben ir enfocadas a garantizar la conservación de las praderas y su hábitat, con el fin de revertir la tendencia regresiva que existe actualmente.

Desde el punto de vista científico, resulta esencial, primero, entender los mecanismos involucrados en alteraciones sobre la fisiología y morfología de la planta, como consecuencia de distintos estresores ambientales, algunos de índole natural (como los temporales y la competencia con otros macrófitos) y otros facilitados por acciones humanas, y conocer qué mecanismos (p.ej. diversidad genética, estructura de las praderas, edad de las manchas, etc.) pueden explicar su vulnerabilidad y resiliencia a distintas perturbaciones ambientales. En segundo lugar, resulta clave entender las interacciones entre *C. nodosa* y algas cianofíceas, p.ej. *Lyngbya* spp., cuyas proliferaciones parece afectar negativamente el bienestar de la planta y la salud de las praderas. De igual forma, resultará importante conocer que procesos desencadenan las floraciones masivas de dichas cianobacterias, para poder atajar posibles explosiones demográficas y proteger de forma más estricta las praderas más resistentes. En tercer lugar, es fundamental la optimización de protocolos que permitan garantizar la recuperación del hábitat a través de la reintroducción de plántulas germinadas *in vitro*, focalizando los estudios a la obtención de plántulas de forma sostenible y el aumento de la supervivencia de las plantas en el medio mediante técnicas de reintroducción. Finalmente, resultaría notable la evaluación económica de los bienes y servicios suministrados por las praderas de *C. nodosa*, como herramienta de gestión ambiental en la toma de decisiones por parte de las Administraciones competentes.

Estudios recientes han demostrado el efecto de la eutrofización (Tuya *et al*., 2013c) o del vertido de salmuera (Ruiz de la Rosa, 2012) sobre plantas de *C. nodosa*, estableciendo umbrales de tolerancia menores a los detectados para la misma especie en el mar Mediterráneo, por lo que es necesario implementar este tipo de estudios, que establezcan los límites que soportan las angiospermas marinas en Canarias y que permitan establecer herramientas de gestión fiables.

En cuanto a *Zostera noltii*, los resultados de Zarranz & Manent (2013 y datos sin publicar) advierten del riesgo elevado de extinción actual de la especie en Canarias, por ser la única población de tamaño poblacional efectivo crítico, sin capacidad de reproducirse sexualmente (Aldanondo-Aristizabal *et al*., 2005), sin posibilidad de colonizar nuevos hábitats óptimos para su desarrollo, y aislada tanto demográficamente como genéticamente. Así, para su conservación y gestión genética en Canarias por un lado, y ante las prioridades y particularidades de este caso, podrían valorarse dos estrategias que necesariamente incorporan acciones de restauración. En primer lugar, una replicación del pool genético local (*sensu* Falk *et al*., 2001) a través de la germinación *in vitro* de semillas y/o inducción del crecimiento en laboratorio de la bioma-

sa vegetativa a partir de fragmentos de rizomas y de esta forma prevenir los efectos genéticos deletéreos (depresión exogámica) que pudieran ocasionar genotipos externos. En segundo lugar, las praderas de la costa marroquí podrían ser viables como praderas donantes de semillas, tanto por sus niveles elevados de diversidad genética como por la multitud de inflorescencias con semillas y plántulas detectadas. Además, los primeros avances en este sentido han conseguido germinar semillas africanas *in vitro* hasta el desarrollo de las primeras hojas y raíces (Zarranz *et al*., datos no publicados).

Desde el punto de vista de la protección y gestión, como especie incluida en el Catálogo Canario de Especies Protegidas, es clave disponer de un sólido plan de conservación, que incorpore su continuo seguimiento o monitoreo por parte de las Administraciones competentes; un compromiso clave, tal y como la Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias desarrolló durante los años 2002-2004 y que podría involucrar a las áreas de Medio Ambiente de los Cabildos insulares. Estos datos son claves para estimar la evolución temporal de las praderas y la adopción de medidas rápidas de respuesta. A su vez, este plan debe incorporar medidas contundentes de gestión de las principales afecciones a las praderas de esta especie, especialmente en relación a las zonas de fondeo de embarcaciones y a las zonas con vertidos de aguas residuales y salmueras.

Por otro lado, es fundamental recopilar la información existente, no sólo la información ecológica de las diferentes especies, sino a nivel genético para poder definir estrategias de conservación a largo plazo, definiendo que praderas deben de tener un especial interés en función de su diversidad ecológica y genotípica.

Por último, el incremento de información para el resto de las especies de angiospermas marinas presentes en Canarias es fundamental para poder evaluar su estado de conservación y definir con mayor precisión sus estrategias de conservación.

Gobiesocidae.

Fotografía: Fernando Espino Rodríguez.

Cartografías

Islas Canarias

MAPAS DE DISTRIBUCIÓN DE LAS PRADERAS MARINAS, PRESIONES Y MEDIDAS DE GESTIÓN

MAPA 1A

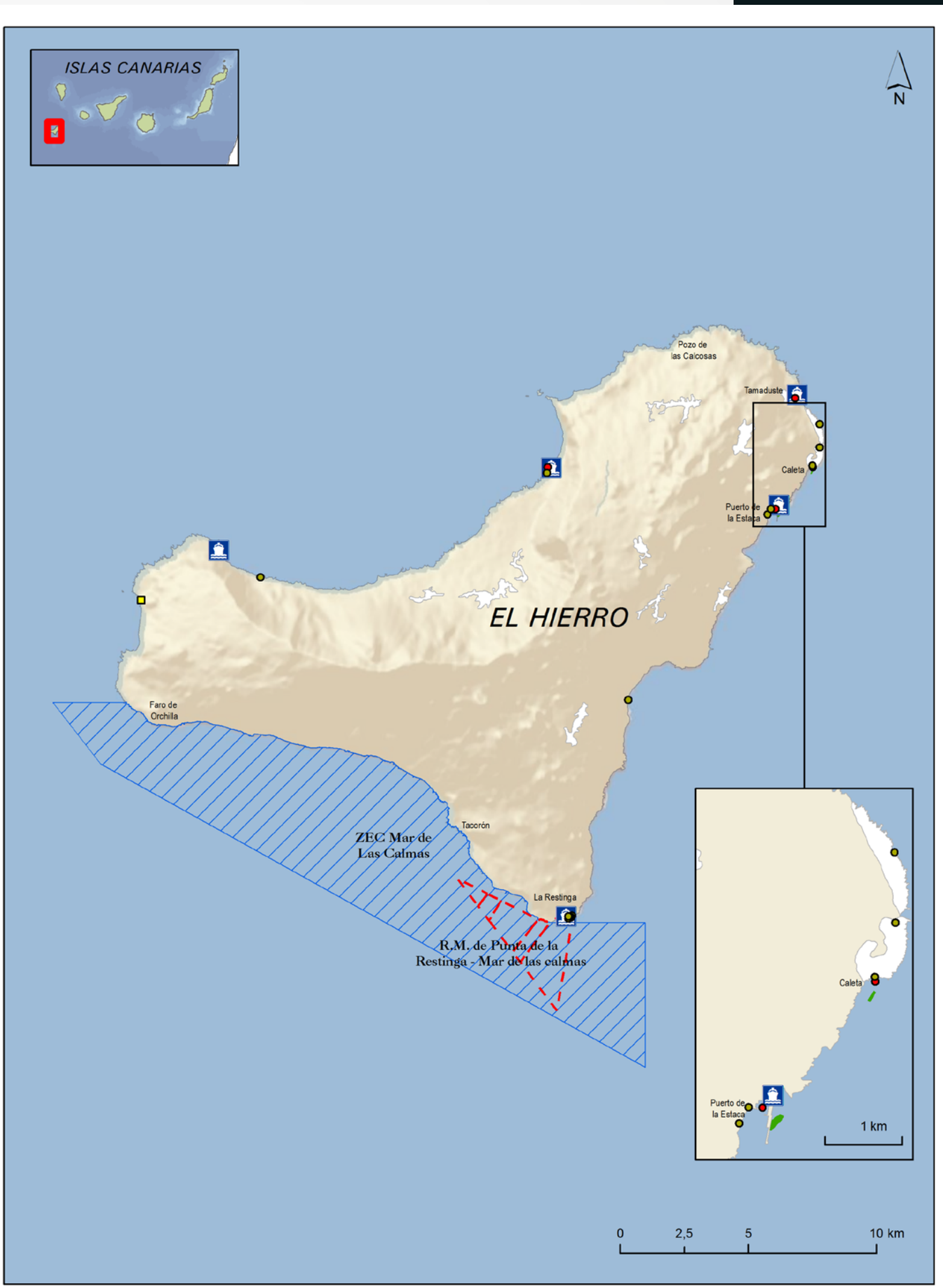
El Hierro

Distribución de praderas marinas en el litoral de El Hierro

Elaboración: IEO.

Fuentes: varios autores y entidades (ver texto), Ecocartografías del MAGRAMA. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: Word Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala: 1:180000



MAPA 1B

El Hierro

Presiones y medidas de gestión en el litoral de El Hierro

Elaboración: IEO.

Fuentes: Gobierno de Canarias, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala: 1:180000

MAPA 2A

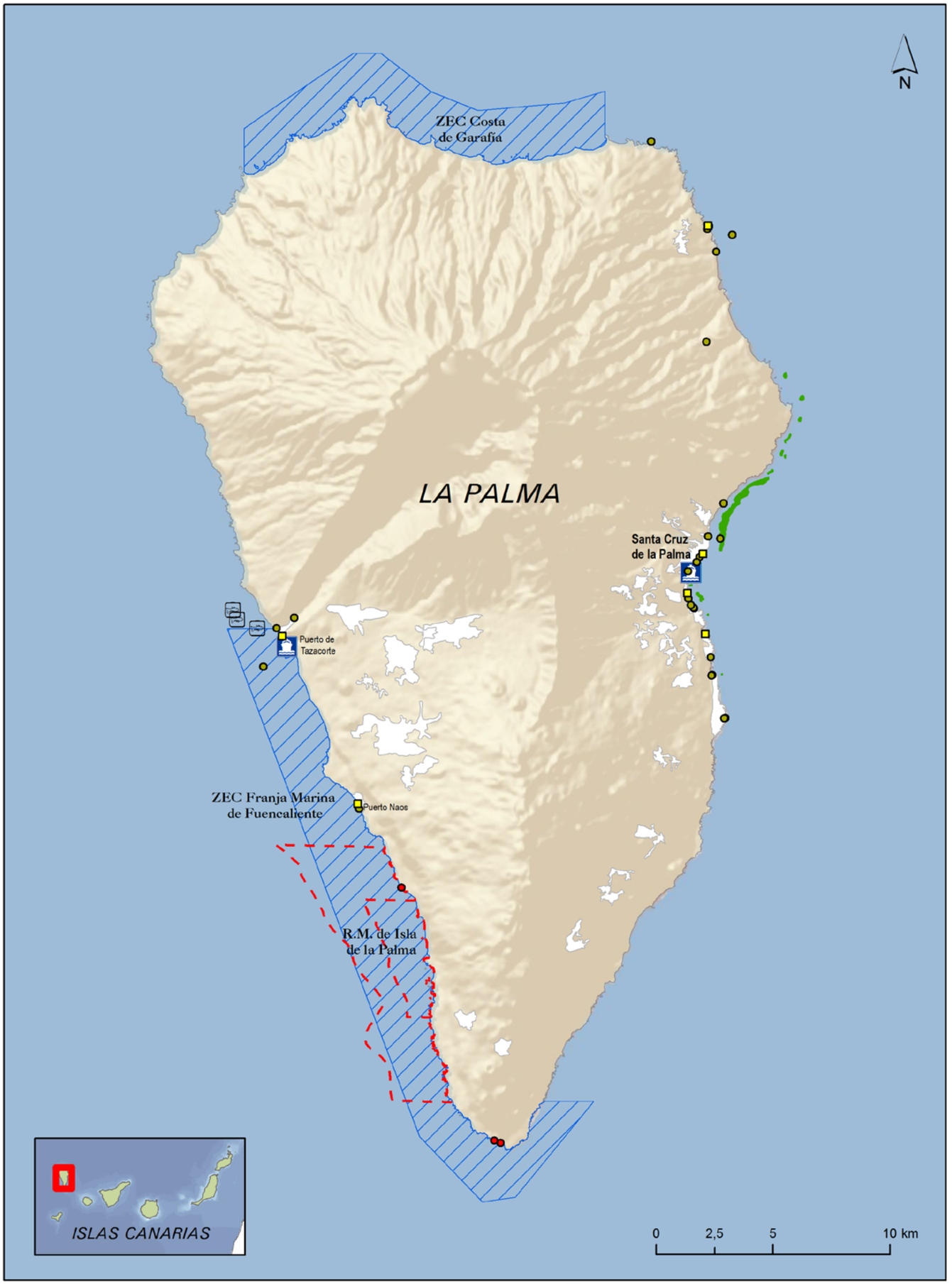
La Palma

Distribución de praderas marinas en el litoral de La Palma

Elaboración: IEO.

Fuentes: varios autores y entidades (ver texto), Ecocartografías del MAGRAMA Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: Word Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala: 1:200000



MAPA 2B

La Palma

Presiones y medidas de gestión en el litoral de La Palma

Elaboración: IEO.

Fuentes: Gobierno de Canarias, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala: 1:200000

MAPA 3A

La Gomera

Distribución de praderas marinas en el litoral de La Gomera

Elaboración: IEO.

Fuentes: varios autores y entidades (ver texto), Ecocartografías del MAGRAMA. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: Word Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala: 1:170000

MAPA 3B

La Gomera

Presiones y medidas de gestión en el litoral de La Gomera

Elaboración: IEO.

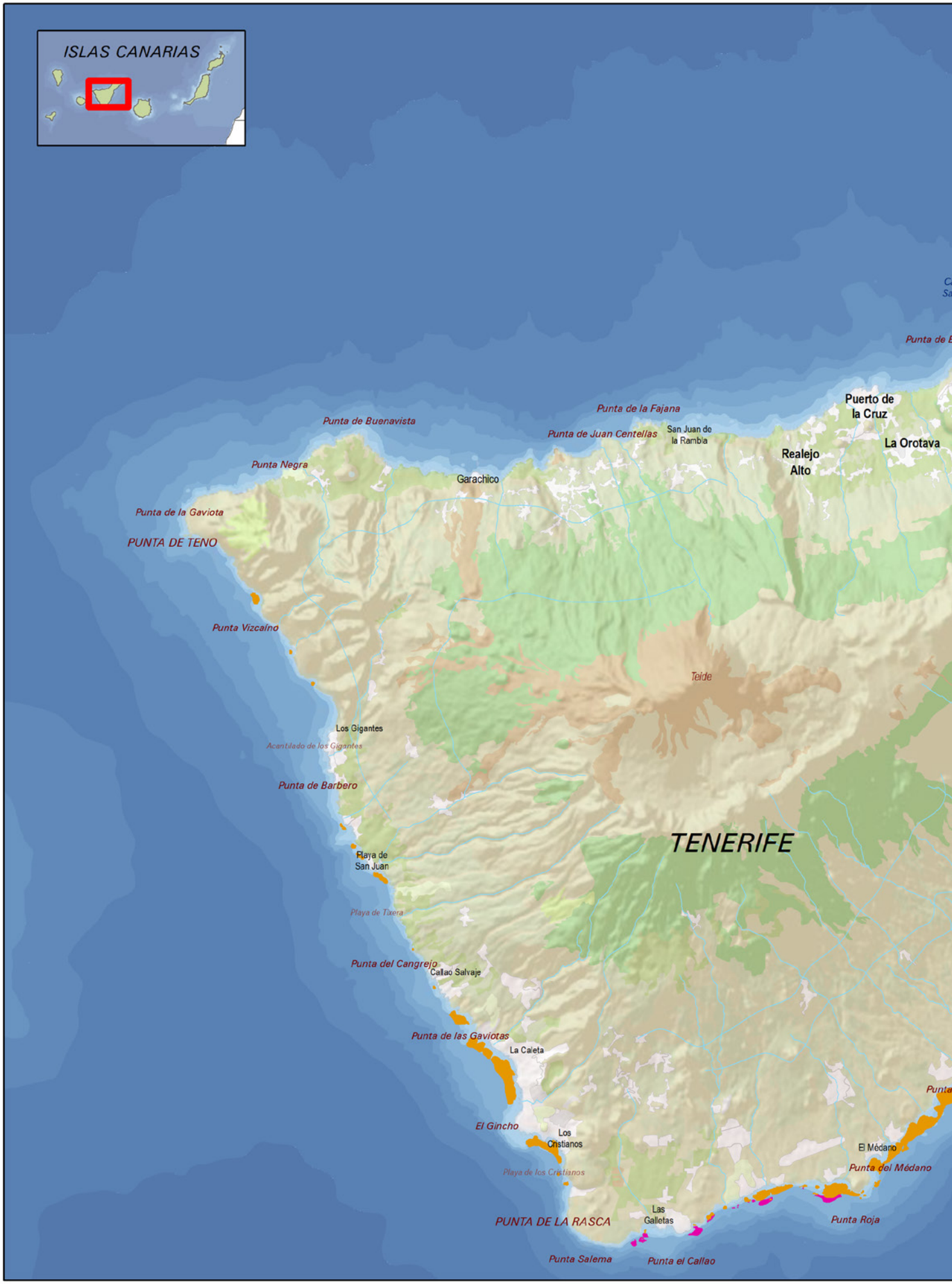
Fuentes: Gobierno de Canarias, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala: 1:170000

MAPA 4A

Tenerife

Distribución de praderas marinas en el litoral de Tenerife

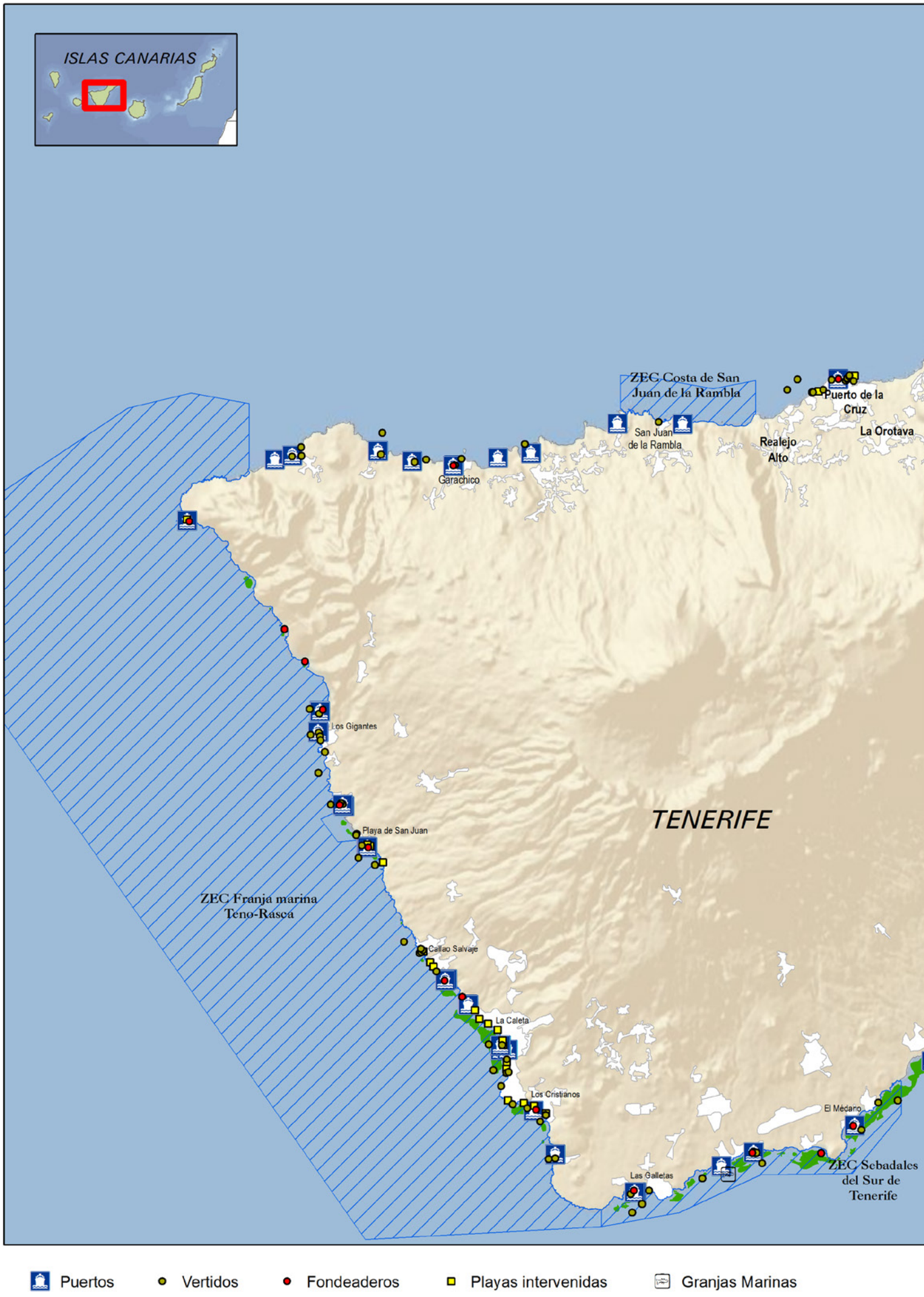


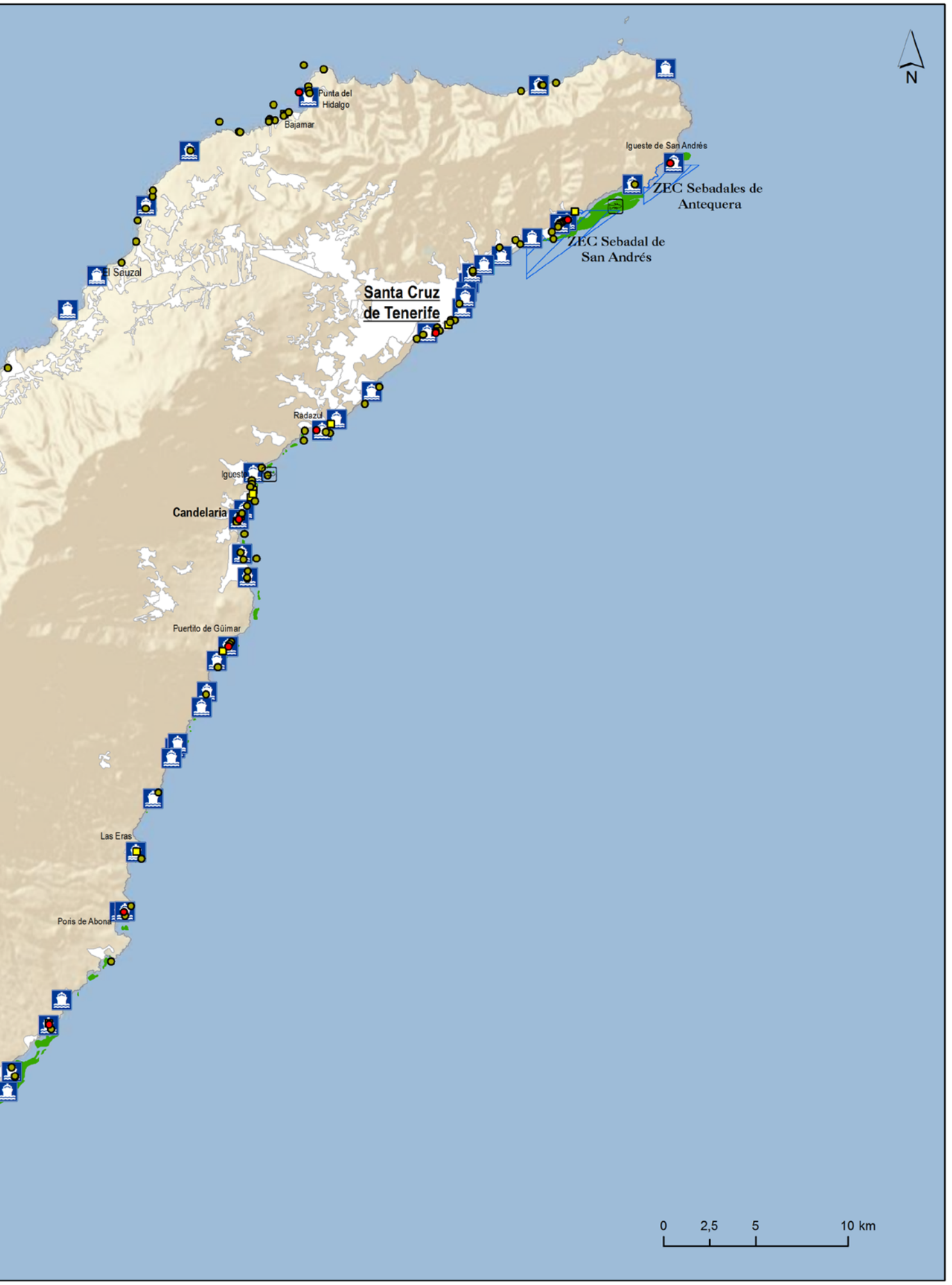
Elaboración: IEO.

Fuentes: varios autores y entidades (ver texto), Ecocartografías del MAGRAMA. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: Word Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala: 1:250000

Punta el Guingo
Punta Tamadite
Punta Bajo las Palmas
Punta del Hidalgo
Bajamar
Punta del Fraile
PUNTA DE ANAGA
Igueste de San Andrés
Punta de Antequera
Punta del Viento
Ensenada de Zapata
Punta de los Órganos
Playa de las Teresitas
El Sauzal
Santa Cruz de Tenerife
Barranco Hondo
Radazul
Punta de Guadamojete
Igueste
Playa de las Arenas
Candelaria
Punta de Güímar
Puertito de Güímar
Fondeadero del Escobonal
Playa de la Margallera
Fondeadero de Fasnia
Las Eras
Punta de la Ternera
Pons de Abona
Punta de Abona
Ensenada Piedra de la Sal
del Camello
Océano Atlántico
N
0
2,5
5
10 km


ISLAS CANARIAS
ZEC Costa de San Juan de la Rambla
Puerto de la Cruz
La Orotava
San Juan de la Rambla
Realejo Alto
Garachico
Los Gigantes
TENERIFE
Playa de San Juan
ZEC Franja marina Teno-Rasca
Callao Salvaje
La Caleta
Los Cristianos
El Médano
Las Galletas
ZEC Sebadales del Sur de Tenerife
Puertos
Vertidos
Fondeaderos
Playas intervenidas
Granjas Marinas



MAPA 4B

Tenerife

Presiones y medidas de gestión en el litoral de Tenerife

Elaboración: IEO.

Fuentes: Gobierno de Canarias, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala: 1:250000

MAPA 5A

Gran Canaria

Distribución de praderas marinas en el litoral de Gran Canaria

Elaboración: IEO.

Fuentes: varios autores y entidades (ver texto), Ecocartografías del MAGRAMA. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: Word Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala: 1:200000

Punta Morro Barranco de la Vieja
PUNTA DEL ROQUE
Punta del Confital
Punta del Camello
Punta de los Pollos
Bahía del Confital
Las Palmas de Gran Canaria
Playa de la Laja
La Garita
Melenara
Punta de Silva
Punta de Gando
El Burrero
Bahía de Gando
Playa de las Cruces
Punta de la Sal
Arinaga
Punta del Negro
Bahía de Formas
Punta Tenefé
Castillo del Romeral
Tarajalillo
Playa del Cardón
Las Burras
Bahía del Inglés
Playa del Inglés
Océano Atlántico
N
0
2,5
5
10 km

ISLAS CANARIAS
ZEC Costa de Sardina del Norte
Agaete
La Aldea
ZEC Sabadales de Güigüí
GRAN CANARI
Veneguera
Puerto de Mogán
Tauro
Puerto Rico
ZEC Franja marina de Mogán
Arguineguín
Faro de Maspalomas
Puertos
Vertidos
Playas intervenidas
Fondeaderos
Granjas marinas

MAPA 5B

Gran Canaria

Presiones y medidas de gestión en el litoral de Gran Canaria

Elaboración: IEO.

Fuentes: Gobierno de Canarias, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala: 1:200000

MAPA 6A

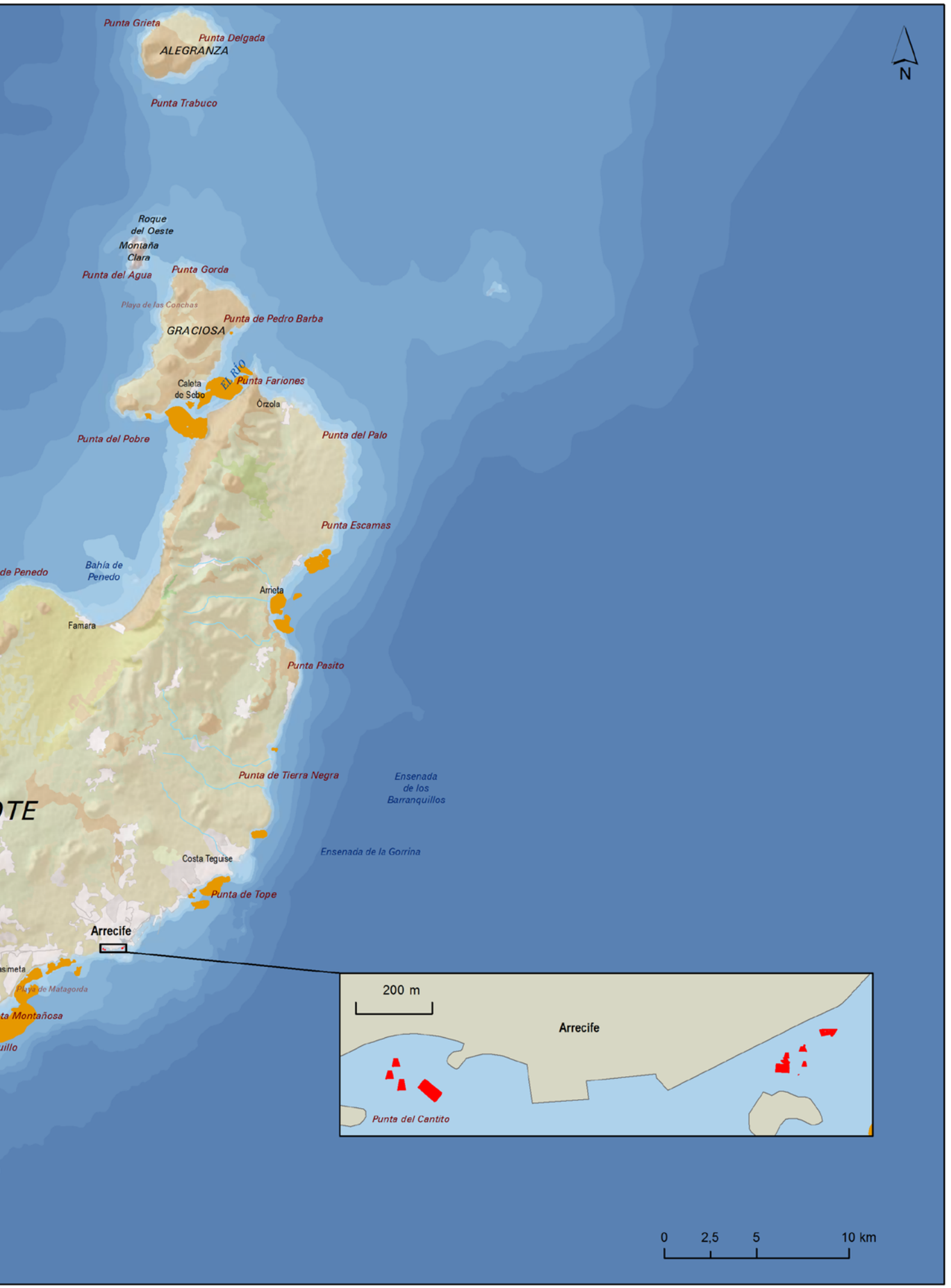
Lanzarote

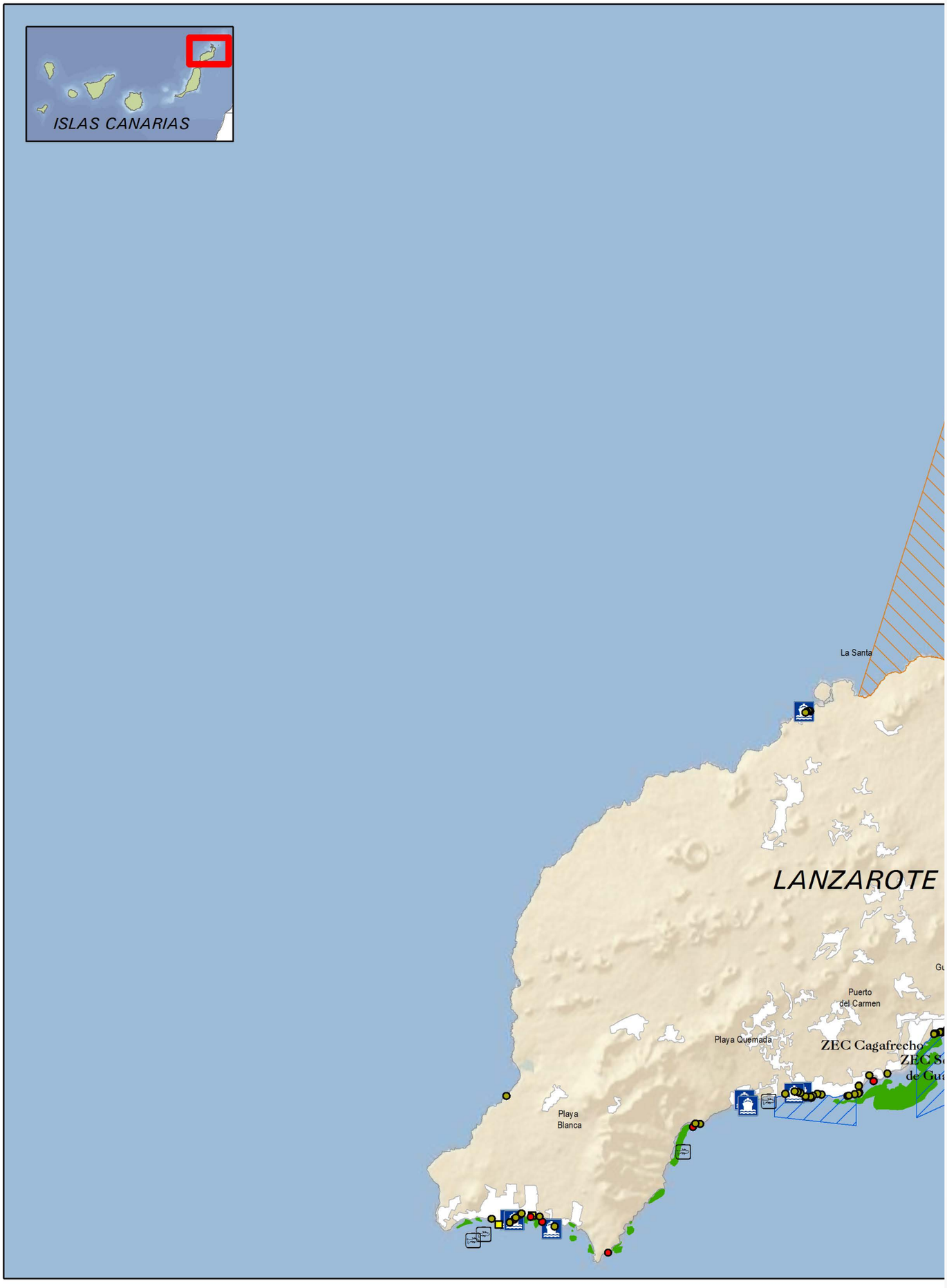
Distribución de praderas marinas en el litoral de Lanzarote

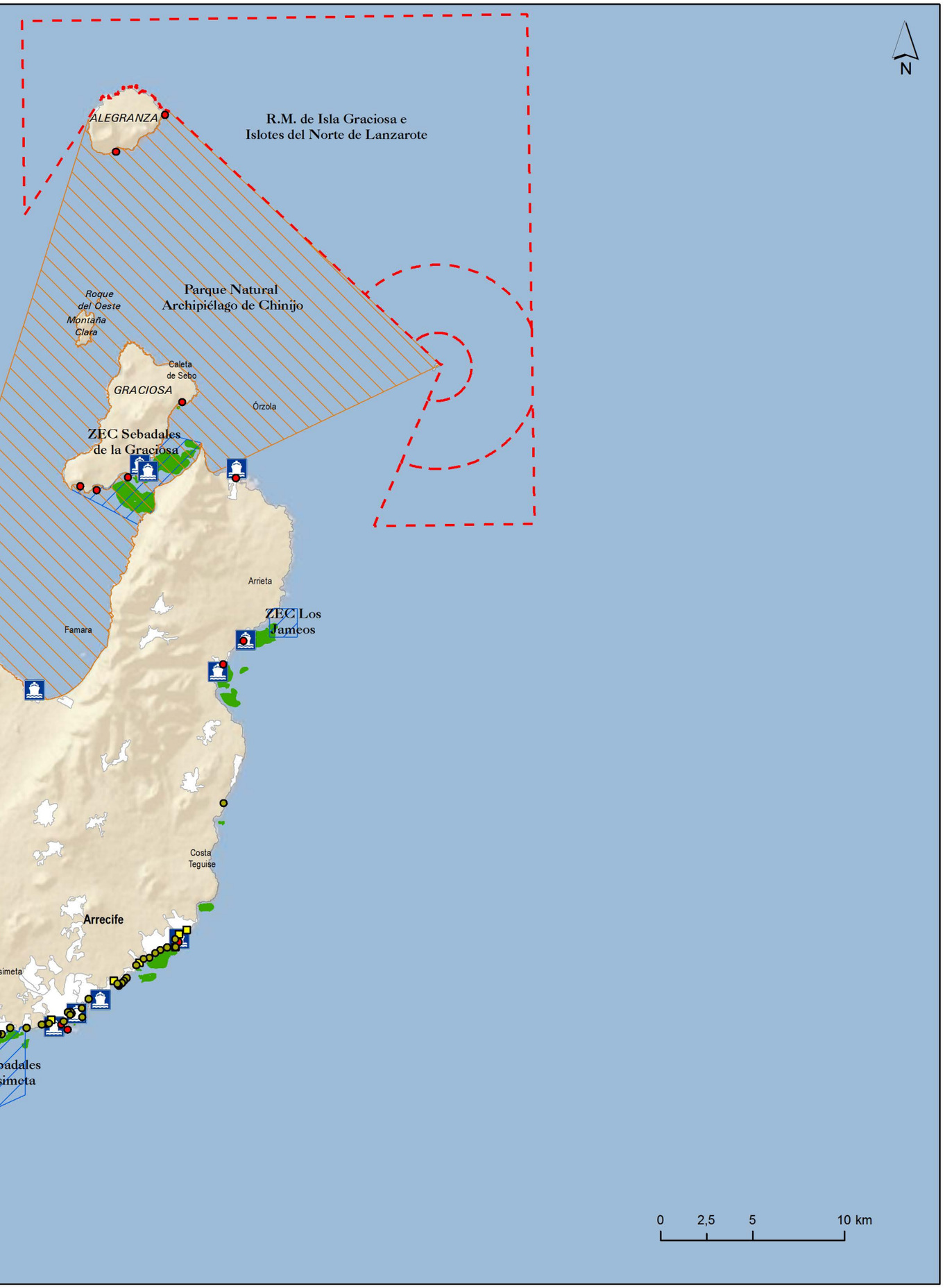
Elaboración: IEO.

Fuentes: varios autores y entidades (ver texto), Ecocartografías del MAGRAMA. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: Word Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala: 1:250000


Punta Grieta
Punta Delgada
ALEGRANZA
Punta Trabuco
Roque del Oeste
Montaña Clara
Punta del Agua
Punta Gorda
Playa de las Conchas
Punta de Pedro Barba
GRACIOSA
Caleta de Sebo
EL RÍO
Punta Fariones
Órzola
Punta del Pobre
Punta del Palo
Punta Escamas
de Penedo
Bahía de Penedo
Arrieta
Famara
Punta Pasito
Punta de Tierra Negra
Ensenada de los Barranquillos
TE
Costa Teguise
Ensenada de la Gorrina
Punta de Tope
Arrecife
asimeta
Playa de Matagorda
ta Montañosa
illo
N
200 m
Arrecife
Punta del Cantito
0
2,5
5
10 km


ISLAS CANARIAS
La Santa
LANZAROTE
Puerto
del Carmen
Playa Quemada
ZEC Cagafrecho
Playa
Blanca
Puertos
Vertidos
Fondeaderos
Playas intervenidas
Granjas marinas



MAPA 6B

Lanzarote

Presiones y medidas de gestión en el litoral de Lanzarote

Elaboración: IEO.

Fuentes: Gobierno de Canarias, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala: 1:250000

MAPA 7A

Fuerteventura

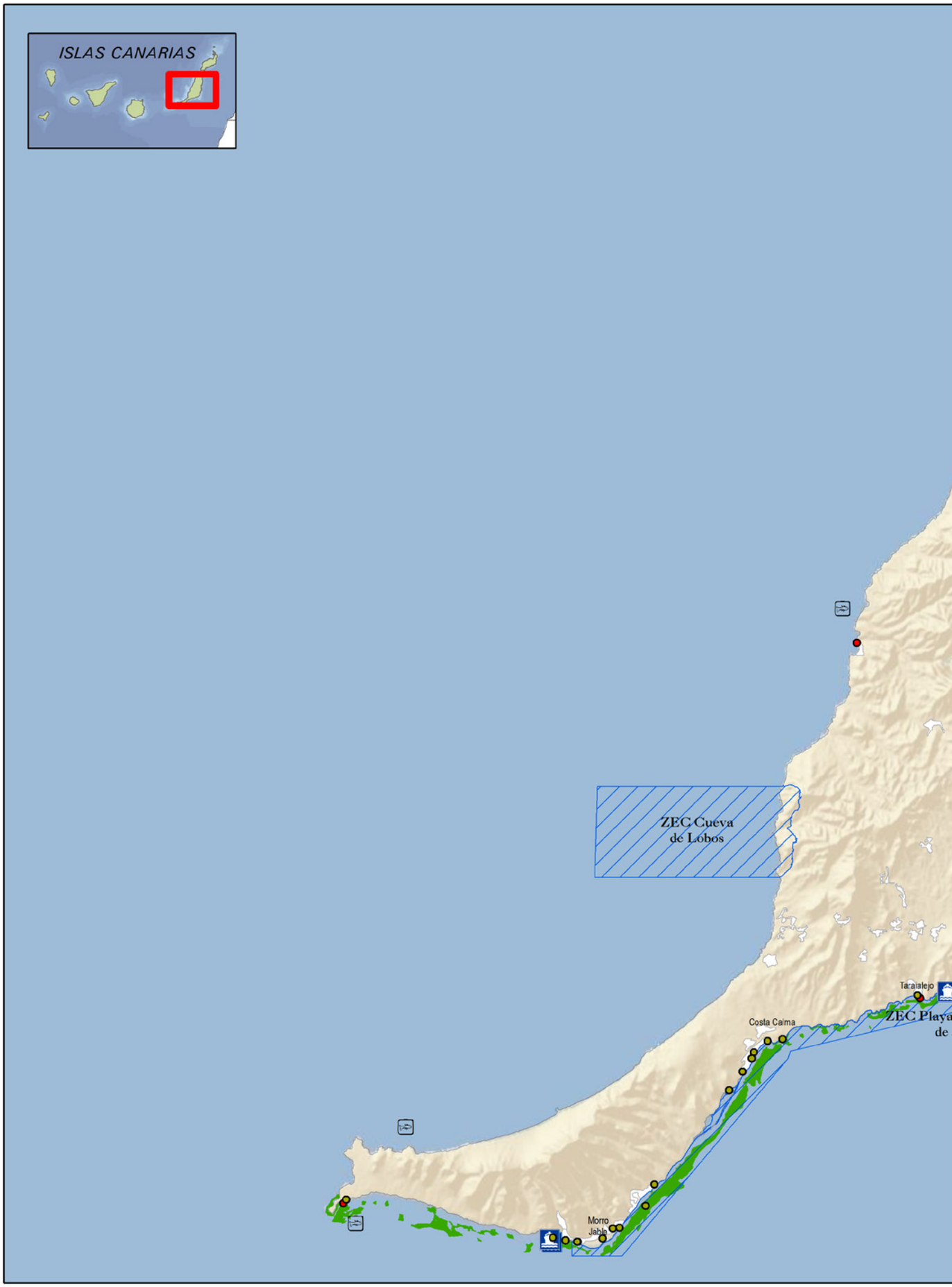
Distribución de praderas marinas en el litoral de Fuerteventura

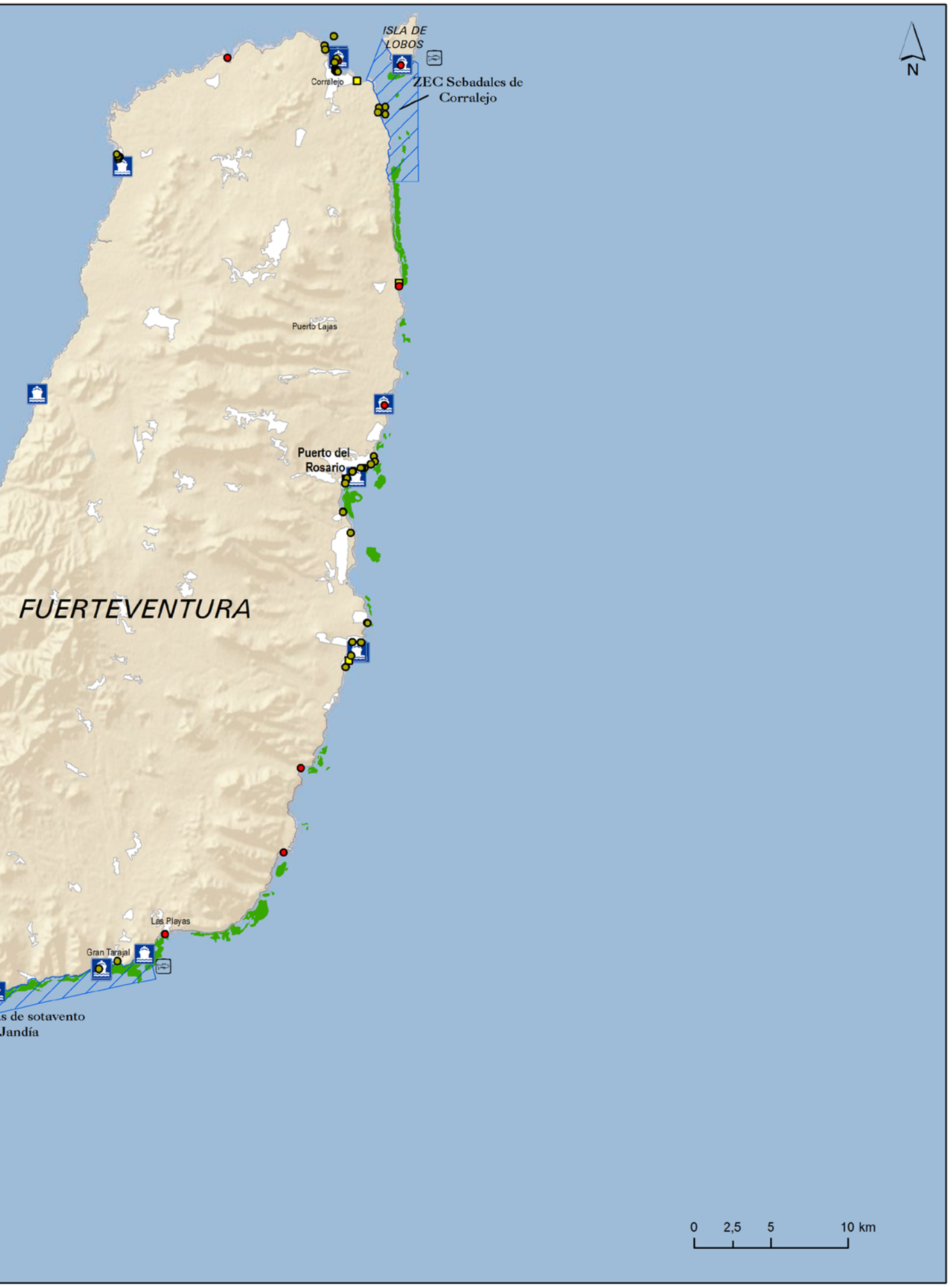
Elaboración: IEO.

Fuentes: varios autores y entidades (ver texto), Ecocartografías del MAGRAMA. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: Word Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala: 1:300000

Punta de la Tiñosa
Punta Martiño
ISLA DE LOBOS
Bajo de los Pinchos
Corralejo
Punta Aguda
Punta de la Ballena
Punta de la Barra
Playa de los Matos
Playa Alzada
Punta de los Caletones
Puerto Lajas
Punta del Tarajalito
Playa de Jarubio
Punta de la Tiñosa
Puerto del Rosario
Punta del Gavioto
Punta Gonzalo
FUERTEVENTURA
Caleta de Fuste
Ensenada de Pozo Negro
Punta Borriquillas
Ensenada de Valle Corto
Las Playas
PUNTA ENTALLADA
Gran Tarajal
Punta de Piedras Caídas
Tiñosa
N
0 2,5 5 10 km


ISLAS CANARIAS
ZEC Cueva de Lobos
Taraialejo
ZEC Playa de
Costa Calma
Morro Jable
Puertos
Vertidos
Fondeaderos
Playas intervenidas
Granjas marinas



MAPA 7B

Fuerteventura

Presiones y medidas de gestión en el litoral de Fuerteventura

Elaboración: IEO.

Fuentes: Gobierno de Canarias, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala: 1:300000

Zostera marina.

Fotografía: Manuel E. García.

Galicia

VIII

Praderas de angiospermas marinas de Galicia

Eva Cacabelos [1]
Patricia Quintas [2]
Jesús S. Troncoso [2]
José Sánchez [3]
Javier Amigo [4]
Inmaculada Romero [4]
Verónica García [5]
Javier Cremades [5]
Ignacio Bárbara [5]

[1] *Centro de Ecologia, Evolução e Alterações Ambientais (cE3c). Departamento de Biologia, Universidade dos Açores.*

[2] *Departamento de Ecología y Biología Animal, Universidad de Vigo.*

[3] *Departamento de Biología Vegetal y Ciencias del Suelo, Universidad de Vigo.*

[4] *Departamento de Botánica, Facultad de Farmacia, Universidad de Santiago de Compostela.*

[5] *Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología, Universidad de A Coruña.*

Descripción general del área

La intrincada y recortada costa de Galicia abarca más de 1700 km de longitud desde la desembocadura del río Miño hasta su límite occidental con Asturias. En ella se desarrollan una gran cantidad de actividades humanas, ya sean derivadas de actividades portuarias, industriales, agrícolas o acuícolas (Incera *et al.*, 2011), por lo que en el sistema costero gallego son numerosas las repercusiones sociales y económicas. Esta Comunidad Autónoma se caracteriza por poseer un clima de grandes contrastes, atlántico en sus costas y mediterráneo en zonas del interior, determinado por el frente polar y el anticiclón de las Azores. Las precipitaciones medias anuales en Galicia son de las más altas de España, con valores casi siempre por encima de los 800 mm, y numerosos ríos fluyen hacia la costa. El régimen de mareas es semidiurno, con amplitudes mareales que oscilan entre 1 y 4 metros, determinando por tanto un carácter mesomareal en la zona.

Las aguas marinas gallegas son particularmente ricas en nutrientes, debido principalmente a los fenómenos de afloramiento que tienen lugar frente a sus costas, siendo la segunda zona de producción de mejillón a nivel mundial. La estación de afloramiento de aguas profundas (o "upwelling", en inglés) se produce principalmente en los meses de primavera y verano, mientras que la llegada del otoño trae consigo la estación de hundimiento de las masas de agua. Durante el verano, los frentes principales del oleaje vienen determinados por los vientos del N y NE, y en otoño-invierno éstos rolan hacia el O-SO.

El litoral gallego se encuentra muy recortado debido a la presencia de rías, una singularidad geológica originada por dos sistemas de fracturas tectónicas con direcciones NE-SO y N-S, que generaron bloques levantados y hundidos, paralelos y perpendiculares a la línea de costa, durante la Orogenia Alpina. Siguiendo estas direcciones preferentes se encajaron ríos, originando valles costeros que se inundaron en su parte baja debido a que los bloques se hundieron hacia el oeste y a la subida del nivel del mar tras la última glaciación, dando lugar a las rías. El sustrato rocoso es muy antiguo, del Precámbrico, y está cubierto con sedimentos Paleozoicos que forman colinas de hasta 500 metros de altitud, las cuales bordean las rías (Nombela *et al.*, 1995). Estas rías, en las cuales se suelen encontrar praderas de angiospermas marinas, se pueden dividir en varios sectores: la zona externa, localizada en la boca y protegida en ocasiones de la influencia oceánica por la presencia de islas, la ría propiamente dicha, que consta de zonas diferentes en función de sus características hidrodinámicas y sedimentológicas, y el estuario en la zona más interna, situado en la desembocadura de los ríos.

Ecología y extensión de las praderas marinas

En Galicia existen tres especies de angiospermas marinas. Las más comunes son *Zostera marina* y *Zostera noltii* (*Nanozostera noltii*) que crean praderas en los intermareales y submareales someros de aguas tranquilas, mientras que *Ruppia maritima* es un halófito con manifestaciones mucho más restringidas, existiendo constancia de su presencia en sustratos arenosos de aguas salobres.

Las angiospermas marinas del género *Zostera* se localizan en Galicia en dos ambientes diferentes: (a) partes medias e internas de las rías, donde *Z. noltii* puede aparecer acompañada por *Z. marina*, colonizando hábitats intermareales protegidos, con fondos de naturaleza fangosa o fango arenosa y (b) zonas medias y externas de las rías, en fondos submareales someros de sustratos arenosos, colonizados por *Z. marina*.

Las praderas de *Z. marina* no superan generalmente los 5 metros de profundidad y están confinadas por sustratos rocosos, mientras que las praderas de *Z. noltii* presentan típicamente una distribución intermareal en los estuarios. *Z. noltii* forma poblaciones extensas y *Z. marina* suele formar pequeñas manchas submareales dispersas que pasan prácticamente desapercibidas. Sin embargo, ambas especies pueden formar extensas praderas mixtas como sucede en los fondos fango-arenosos de las rías de Arousa (Quintas *et al.*, 2012) o Pontevedra (Cochón & Sánchez, 2005).

El gran número de estuarios existentes en la comunidad gallega y la particular morfología e hidrodinamismo de los fondos de ría, donde se asientan estas comunidades, hacen que los mejores zosterales de la costa cántabro-atlántica española, tanto por extensión como por su estado de conservación, se encuentren probablemente en Galicia, y principalmente en las Rías

Pradera intermareal de Zostera marina *en la ría de Arousa. Fotografía: Ignacio Bárbara.*

Baixas. Sin embargo, hasta el momento no existen estudios integrales sobre la distribución de las angiospermas marinas en las costas de Galicia, y los estudios disponibles se ciñen principalmente a una especie concreta (p. ej. Laborda *et al.*, 1997), o a una zona geográfica determinada (p. ej. Izco & Sánchez, 1996, 2002; Cochón & Sánchez, 2005; de Paz *et al.*, 2008). Por tanto, el conocimiento de la distribución y extensión de las praderas marinas gallegas es variable, proviniendo de trabajos parciales y dependiendo mucho de la identidad de las especies y de la zona geográfica estudiada. Se han realizado trabajos desde perspectivas ambientales, faunísticas y florísticas, aunque pocos enfocados principalmente a las angiospermas marinas, y hasta la fecha no se ha acometido un estudio general de estas especies, ni existe una cartografía que englobe todo el territorio gallego. Para *Z. marina* en la costa de Lugo se conocen los trabajos de Fischer-Piette & Seoane-Camba (1962), Junoy (1988), Currás (1990), Currás & Mora (1991), Penedo (1999) y Bárbara *et al.* (2006). En la provincia de A Coruña hay datos bibliográficos de angiospermas marinas para las rías de O Barqueiro (Fischer-Piette & Seoane-Camba, 1962), Ortigueira (Izco & Sánchez, 1996), Ferrol (Souto, 2012), Ares (Souto, 2012), Betanzos (Troncoso, 1990) y A Coruña (Bárbara, 1994). En Pontevedra se conocen praderas en las rías de Arousa (Mora, 1982; Quintas, 2005; Peña, 2010), Pontevedra (Miranda, 1934; Cochón & Sánchez, 2005) y Vigo (Cacabelos, 2005; Moreira *et al.*, 2010). Además de estos trabajos, existen otros registros de *Z. marina* no publicados (ver Tabla 1). De *Z. noltii* se conocen más localizaciones, ya que Laborda *et al.* (1997) realizaron una revisión bibliográfica, aportando además nueva información para Galicia, e incluyendo la extensión de las praderas. Además, de norte a sur, hay datos publicados en las rías de Ribadeo (Currás & Mora, 1990; Flor *et al.*, 1993), Foz (Junoy, 1988, 1996; Junoy & Viéitez, 1989, 1990, 1992; Castellanos *et al,.* 2003, Hernández-Vega *et al.,* 2005), Ortigueira (Izco & Sánchez, 1996), Ares (Troncoso, 1990), Betanzos (Troncoso, 1990; Izco & Sánchez, 2002), A Coruña (Bescansa, 1948; Bárbara, 1994; Bárbara *et al.*, 1995), Corme (Pérez-Cirera, 1976), Arousa (Quintas *et al.*, 2012, 2013b,c) Pontevedra (Miranda, 1934; Cochón & Sánchez, 2005) y Vigo (Rodríguez, 1946; Cacabelos, 2005).

Fango intermareal colonizado por Zostera noltii *en la ría de Arousa. Fotografía: Ignacio Bárbara.*

Padina pavonica *con* Zostera marina *en la ría de Aldán. Fotografía: Ignacio Bárbara.*

Las angiospermas marinas gallegas abarcan una extensión aproximada de 28 km^2, dominando las praderas de *Z. noltii* (23,54 km^2) frente a las de *Z. marina* (2,64 km^2) y las praderas mixtas de *Z. noltii* y *Z. marina* (1,97 km^2). En el caso de las praderas de *R. maritima* no existen estimas del área que ocupan. Aparecen citadas en aguas someras (por ejemplo, a 1,5 m de profundidad en Valdoviño) en las rías de Ortigueira, Valdoviño, Ferrol, Traba, Muros-Noia, Arousa y Miño (Lange, 1861; Bellot & Casaseca, 1954; Laínz, 1952, 1967; Soñora, 1989; Valdés & Silva, 2004), pero en todo caso, presentando muy baja cobertura.

En los mapas 1A - 7A se muestra la distribución de las praderas por especies y sectores y en la tabla 1 se aporta la extensión de los zosterales, destacando las rías de Ortigueira, Arousa (Cuadro temático 1) y Vigo por la extensión de sus poblaciones.

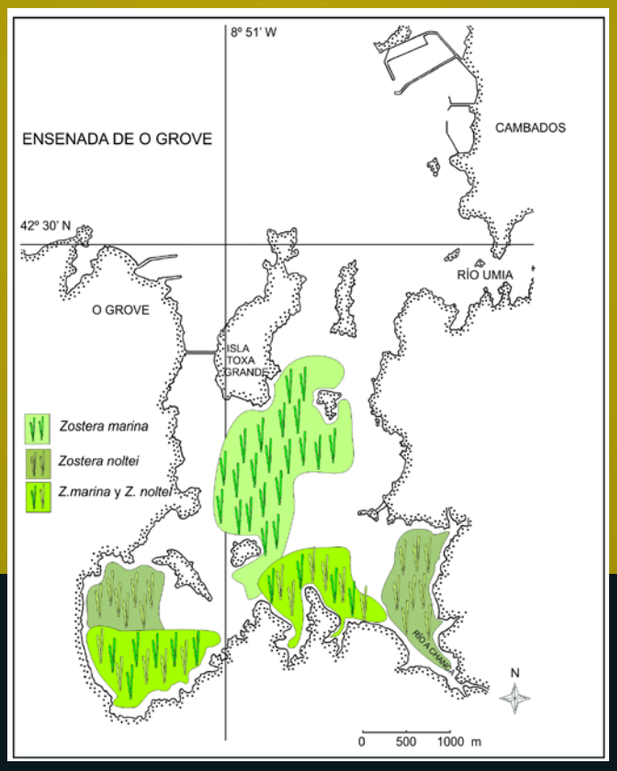
Localización por sectores y extensión (ha) de las praderas de angiospermas marinas en Galicia, realizada mediante revisión bibliográfica. Se han tomado los datos de extensión (hectáreas) más recientes disponibles para cada ría. (-) no registrada; (?) no existen datos de extensión disponibles; Inéd., inédito.

Tabla 1

SECTOR	*Z. marina*	*Z. noltii*	*Z . marina + Z. noltii*	*R. maritima*	Referencias Bibliográficas
Ría de Ribadeo	?	?	-	-	Inéd., Currás, 1990; Currás & Mora, 1990, 1991, 1992; Currás *et al.*, 1993; Flor *et al.*, 1993; Laborda *et al.*, 1997; Penedo, 1999; Castellanos *et al.*, 2003; De Paz *et al.*, 2008a,b
Ría de Foz	?	97,7	-	-	Inéd., Junoy, 1988, 1996; Junoy & Viéitez, 1989, 1990, 1992; Laborda *et al.*, 1997; Castellanos *et al.*, 2003; Hernández-Vega *et al.*, 2005
San Cibrao	0,4	-	-	-	Bárbara *et al.*, 2006
Ría de Viveiro	0,4	?	-	-	Inéd., Laborda *et al.*, 1997
Ría de O Barqueiro	0,8	?	-	-	Inéd., Fischer-Piette & Seoane-Camba, 1962
Ría de Ortigueira	?	465,1	-	-	Inéd., Pérez-Cirera, 1976; Sánchez, 1995; Izco & Sánchez, 1996; Laborda *et al.*, 1997
Valdoviño	-	-	-	?	Inéd., Laínz, 1967; Soñora, 1989
Ría de Cedeira	-	164,3	-	-	Pérez-Cirera, 1975; Laborda *et al.*, 1997
Ría de Ferrol	1,74	133,9	-	-	Inéd., Parapar, 1991; Parapar *et al.*, 1994; Laborda *et al.*, 1997; Moreira *et al.*, 2009; Souto, 2012
Ría de Ares	0,4	45,4	-	-	Inéd., Troncoso, 1990; Troncoso & Urgorri, 1991; Laborda *et al.*, 1997; Izco & Sánchez, 2002; Souto, 2012
Ría de Betanzos	9,45	50,8	14,8	?	Inéd., Lange, 1861; Troncoso, 1990; Laborda *et al.*, 1997; Izco & Sánchez, 2002; Bárbara *et al.*, 2012
Ría de A Coruña	0,2	10,0	-	-	Inéd., Bescansa, 1948; Bárbara, 1994; Bárbara *et al.*, 1995; Laborda *et al.*, 1997
Baldaio	-	-	-	?	Bellot & Casaseca, 1954
Ría de Corme e Laxe	-	31,3	-	-	Inéd., Pérez-Cirera, 1976; Laborda *et al.*, 1997
Laguna de Traba	-	-	-	?	Inéd.
Ría de Camariñas	244,4	31,4	-	-	Inéd., Laborda *et al.*, 1997
Ría de Muros e Noia	-	126,8	-	?	Laínz, 1967; Laborda *et al.*, 1997
Ría de Arousa	4,3	852,7	182,3	?	Inéd., Cadée, 1968; Laínz, 1967; Mora, 1982; Álvarez-Corbacho *et al.*, 1991; Laborda *et al.*, 1997; Valdés Bermejo & Silva-Pando, 2004; Quintas, 2005; Peña, 2010; Esquete *et al.*, 2011; Esquete, 2012; Esquete *et al.*, 2012a,b; Quintas *et al.*, 2012, 2013a,b
Ría de Pontevedra	?	231,4	?	-	Inéd., Miranda, 1934; Laborda *et al.*, 1997; Cochón & Sánchez, 2005
Ría de Aldán	1	-	-	-	Inéd.
Ría de Vigo	0,2	73,4	?	-	Inéd., Rodríguez, 1946; Seoane-Camba & Campo, 1968; Laborda *et al.*, 1997; Nombela & Vilas, 1986, Nombela *et al.*,1987; Alejo *et al.*, 1990; Nombela *et al.*, 1995; Cacabelos, 2005; Cacabelos *et al.*, 2008
Enseada de Baiona	0,2	30,9	-	-	Laborda *et al.*, 1997; Moreira, 2003; Moreira *et al.*, 2005; Moreira *et al.*, 2010
A Guarda	-	9,3	-	?	Laínz, 1952; Laborda *et al.*, 1997

Pradera de Zosteras en A Guia,
Ria de Vigo.

Fotografía: Mar Otero.



Distribución de Zostera marina, Zostera noltii ***y praderas mixtas en los fondos estudiados de la ensenada de O Grove. Fuente: Quintas, 2005.***

Figura 1.1

CUADRO TEMÁTICO 1

SITUACIÓN DE LAS PRADERAS DE *ZOSTERA* SPP. DE O GROVE (RÍA DE AROUSA)

En la ensenada de O Grove se realizó un estudio faunístico y sedimentológico (octubre y noviembre de 1996) en el que se describió la composición y distribución de los moluscos, anélidos poliquetos y crustáceos asociados a las praderas de *Zostera marina* y *Zostera noltii* (Quintas, 2005; Esquete *et al.*, 2011; Esquete, 2012; Quintas *et al.*, 2012; Quintas *et al.*, 2013a,b,c). Esta somera ensenada (<20 m de profundidad) de 1.500 ha de superficie y aguas tranquilas se encuentra ubicada en la zona más interna de la ría de Arousa, donde desembocan los ríos Umia y A Chanca. En esta conocida zona de recreo cercana a Cambados y Sanxenxo, coexisten una importante explotación marisquera, más intensa que en el resto de rías gallegas, dado su tamaño y morfología, e industrial (conserveras, salazón, depuradoras, etc.) con la presencia de importantes extensiones de praderas marinas (ver Figura 1.1 y Mapa 2B) y numerosos hábitats de gran riqueza natural y paisajística, que se encuentran al amparo de varias figuras de protección (RAMSAR, ZEPA, ZEPVN, LIC, ZEC, ver apartado Gestión y conservación).

El área submareal areno-fangosa, con numerosas cotas inferiores a los 5 metros, está colonizada exclusivamente por *Z. marina*, mientras que en la amplia llanura intermareal fango-arenosa aparecen praderas mixtas o exclusivas de *Z. noltii*.

Para caracterizar los fondos sedimentarios y la distribución espacial de la macrofauna bentónica, se recogieron muestras durante octubre y noviembre de 1996 con una draga cuantitativa tipo Van-Veen en 10 estaciones colonizadas por angiospermas marinas. Además, se recolectaron muestras bimensuales durante un año mediante buceo con escafandra autónoma en una estación colonizada por *Z. marina* para analizar posibles patrones temporales y de estratificación de la fauna (hoja y rizoma). Los sedimentos incluyeron los tipos sedimentarios fango, fango arenoso y arena fangosa, caracterizados por un contenido en pelitas moderado-alto (6-62%) y un mayor contenido en arenas en estaciones submareales. El contenido en carbonatos se mantuvo entre 5 y 10% y el contenido en materia orgánica fue bajo en las estaciones submareales (1,3-3,9%) y elevado en las intermareales (10,7-15,5%). La salinidad del agua fue baja (<33), particularmente en zonas cercanas a la desembocadura de los ríos (21-20).

La macrofauna bentónica encontrada fue muy diversa y abundante. Se contabilizaron durante el estudio espacial un total de 113 taxones de crustáceos, 91 de anélidos poliquetos y 68 de moluscos distribuidos en un área de 34,3 km^2 (Esquete *et al.*, 2011; Quintas *et al.*, 2012), mientras que durante el estudio temporal, se obtuvieron 83 taxones de crustáceos, 75 de anélidos poliquetos y 40 de moluscos en un área de 343 m^2 (Quintas, 2005; Esquete *et al.*, 2011), ascendiendo el número de taxones encontrados en la ensenada a un total de 302. Las densidades de moluscos y poliquetos fueron elevadas especialmente en verano-otoño, y la riqueza de ambos grupos fue bastante constante en el tiempo (Quintas, 2005), mientras que los crustáceos presentaron una densidad y riqueza muy elevada en otoño (Esquete *et al.*, 2011). Entre los crustáceos destacaron los tanaidáceos siendo el gran dominante *Apseudes latreillii*, mientras que los anfípodos fueron el grupo mejor representado en términos de riqueza en especies (83 especies, Esquete *et al.*, 2011). Los poliquetos fueron un grupo muy diverso, siendo las familias Syllidae, Capitellidae, Spionidae, Sabellidae y Maldanidae las más diversas. Las especies más abundantes fueron *Capitella capitata, Parapionosyllis elegans, Exogone naidina, Exogone (Parexogone) hebes, Sphaerosyllis campoyi, Microspio mezcnikowianus, Pseudopolydora* sp., *Platynereis dumerilii, Fabricia stellaris stellaris, Euclymene oerstedii y Janua pagenstecheri* (Quintas *et al.*, 2013a).

Aparecieron solamente 3 especies de poliplacóforos, siendo los bivalvos y los gasterópodos los moluscos que presentaron un mayor número de especies (38 y 26 respectivamente). Las familias de bivalvos más importantes fueron Veneridae y Lucinidae, siendo las especies *Abra alba, Loripes lucinalis* y *Kurtiella bidentata* las más abundantes, mientras que entre los gasterópodos destacaron las familias Trochidae, Nassaridae, Rissoidae y Littorinidae y las especies *Peringia ulvae, Retusa truncatula y Calyptraea chilensis* (Quintas *et al.*, 2013b). El análisis de los datos detectó tres asociaciones faunísticas: un grupo formado por estaciones exteriores de arenas fangosas colonizadas exclusivamente por *Z. marina*, con elevados valores de diversidad y de riqueza en especies, un segundo grupo de estaciones intermareales con *Z. noltii* ó pradera mixta en arenas fangosas o fangos arenosos, con diversidades altas e intermedias, y un tercer grupo, en fondo fangoso con *Z. noltii* cercano al río, con bajos valores de diversidad y riqueza de especies.

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto la elevada biodiversidad macrofaunística que albergan los fondos de zosteral en la ensenada de O Grove, cuyos patrones de distribución parecen condicionados por la salinidad del agua de fondo, la granulometría del sedimento (concretamente el coeficiente de selección y el contenido en pelitas) y la profundidad (Esquete *et al.*, 2011; Quintas *et al.*, 2013a,b,c).

Presiones y amenazas

En la costa de Galicia, los zosterales localizados en llanuras intermareales se encuentran muchas veces cercanos a núcleos urbanos densamente poblados, en áreas por tanto sometidas a una gran presión de origen humana, ya sea por su situación geográfica ventajosa, la calidad del clima o la gran productividad del mar y de las tierras colindantes (Mapas 1B a 7B). Tal como queda reflejado en la bibliografía, esta presión ambiental (marisqueo, pesca, dragados, modificación de la línea costera, cambio climático, eutrofización, bioinvasiones, efecto de contaminantes, etc.) ocasiona generalmente una reducción de la extensión y calidad de las praderas de *Zostera*.

Marisqueo y acuicultura

Además de los procesos de modificación de la línea de costa, que afectan directamente a los zosterales al provocar la completa desaparición de fondos blandos intermareales, en las zonas cercanas a las praderas gallegas se explotan tradicionalmente los recursos marinos mediante la pesca artesanal y el marisqueo. Estas actividades, realizadas a pie o desde embarcación, provocan la continua fragmentación de la planta y la degradación del sustrato, ya sea por efecto del pisoteo, movimiento del sustrato o introducción de maquinaria pesada en los parques de cultivo (Laborda *et al.*, 1997). Además, el sedimento se resuspende, lo que contribuye a aumentar la turbidez del agua y disminuir la penetración de la luz, repercutiendo negativamente en la capacidad fotosintetizadora de la pradera.

Alteración del zosteral tras la limpieza mecanizada previa a la siembra de bibalvos. Fotografía: Ignacio Bárbara.

Otros ejemplos concretos son el marisqueo desde embarcación con rastro de vara que afecta directamente al zosteral cercano a la isla de Toralla (ría de Vigo) desde hace años, o el acondicionamiento de los bancos de almeja en la ría de O Burgo, que conlleva la destrucción de la pradera (Morales *et al.*, 2009). En el banco arousano de "O Sarrido", explotado por la cofradía de pescadores de Cambados, existe una amplia pradera de *Zostera noltii* que según hemos podido comprobar personalmente este mismo año 2013, es regularmente arada con maquinaria pesada para facilitar la cría de moluscos y evitar que la angiosperma colonice rápidamente el área, pues su presencia dificulta las labores de siembra o recolección de bivalvos.

Esto viene a sugerir que al menos la presión mecánica por sí misma no es suficiente para comprometer la viabilidad de la pradera, ya que si esta presión cesa, la angiosperma reconquista con facilidad el área perdida. Además, la acuicultura en bateas o jaulas (mejillón u ostra y peces respectivamente) puede afectar a las praderas cercanas y su fauna asociada por la acumulación de residuos (pseudoheces, restos de alimentos, etc.; González-Garcés *et al.*, 2008), provocando su regresión.

Pradera de Zostera noltii *arada manualmente en la ría de Arousa. Fotografía: Javier Cremades.*

veces como parte de la construcción de infraestructuras y obras de ingeniería civil. Cochón & Sánchez (2005) estiman que la proporción de superficie ganada al mar hasta el año 2001 en esta ría supuso alrededor del 12% de la superficie original existente cincuenta años atrás; la extensión de zosteral perdida por esta causa rondaría el 7,5%.

- El segundo factor de origen humano es la actividad marisquera. Si bien no es tan grave como el anterior, ya que sus efectos son reversibles a medio plazo, supone un impacto continuo y difuso en toda el área. Además de la eliminación directa de parte del zosteral, supone una mayor fragmentación de las manchas de zostera (Tabla 2.1). Esto conlleva un descenso en la resistencia y resiliencia de las poblaciones a causa de la mayor vulnerabilidad de las manchas pequeñas cuando se encuentran expuestas a otros factores –de origen humano y natural- como por ejemplo las corrientes de marea, o la mayor exposición al aire y desecación de las zonas más elevadas del zosteral durante el verano.

Ambas actividades humanas aumentaron sensiblemente a partir de los años cincuenta del siglo pasado, asociadas al desarrollo económico de la zona. En conjunto, la pérdida neta estimada de superficie de zosteral en la ría de Pontevedra se situaría entre el 66 y el 50% desde los años 50 hasta la actualidad, correspondiendo estos extremos a las estimas menos y más conservadoras, respectivamente.

CUADRO TEMÁTICO 2

EVOLUCIÓN DE LAS PRADERAS EN LA RÍA DE PONTEVEDRA EN LOS ÚLTIMOS 50 AÑOS

Para entender cuál ha sido la evolución de los zosterales en Galicia durante los últimos cincuenta años, el ejemplo de los zosterales de *Z. noltii* de la ría de Pontevedra puede servirnos de caso paradigmático. Las praderas de esta zona han seguido la tendencia de disminución progresiva general en todo el territorio, respondiendo principalmente a las siguientes actividades humanas:

- En primer lugar, y como causa más grave ya que sus efectos son permanentes, los rellenos y las tierras ganadas al mar, la mayor parte de las

Año	Superficie de zosteral (km²)	Nº de manchas continuas	Superficie media de las manchas continuas (m²)
1947	2,48	43	57.500
2001	0,80	319	2.500

Variación de algunos parámetros de la superficie del zosteral en la ría de Pontevedra entre los años 1947 y 2001. Las estimas mostradas corresponden a la reducción más probable; las estimas más conservadoras dejan el descenso en el 50% (Modificado de Cochón & Sánchez, 2005).

Tabla 2.1

Especies exóticas y proliferaciones de algas

También relacionado con la acuicultura, en la ensenada de O Grove (ría de Arousa) se ha detectado la presencia de los gasterópodos no nativos *Cyclope neriteus, Nassarius pfeifferi* y *Hexaplex trunculus*, probablemente relacionada con la importación de ostra (Rolán *et al.*, 1985, Quintas *et al.*, 2005). En principio, la presencia de estas especies exóticas no es perjudicial ni para la planta ni para la fauna asociada, pero pone de manifiesto la necesidad de vigilar este tipo de actividades, estableciendo medidas de prevención y control, para reducir la introducción de especies no autóctonas que podrían causar daños ecológicos y, por tanto, económicos.

Es importante también la invasión de especies de algas exóticas en Galicia, que ocupando el espacio y compitiendo por los nutrientes con las angiospermas marinas, pueden tener efectos dramáticos en la estructura y el funcionamien to de las praderas (Martínez-Lüscher & Holmer, 2010; Cacabelos *et al.*, 2012). Las especies *Asparagopsis armata, Dasya sessilis, Heterosiphonia japonica* y *Sargassum muticum* afectan a las praderas de *Zostera marina*, mientras que las praderas de *Z. noltii*, pueden llegar a ser cubiertas por extensas masas sueltas del alga roja invasora *Gracilaria vermiculophylla*.

Pero no sólo las algas exóticas invasoras pueden afectar al funcionamiento de las praderas; las proliferaciones (o "blooms", en inglés) de algas verdes nativas oportunistas (p. ej. *Cladophora* spp., *Ulva* spp.), comunes en Galicia y relacionadas generalmente con el excesivo aporte de nutrientes a las rías gallegas (Villares *et al.*, 1999), pueden cubrir las praderas de *Zostera* spp. provocando su desaparición temporal y/o parcial.

El alga invasora Gracilaria vermiculophylla ***cubriendo*** Zostera noltii ***en la ría de Arousa. Fotografía: Ignacio Bárbara.***

Pradera de Zostera noltii *bajo influencia de maquinaria pesada en la ría de Arousa. Fotografía: Ignacio Bárbara*

Infraestructuras costeras y actividades industriales

En áreas limítrofes a las zonas colonizadas por angiospermas marinas es común que existan intensas actividades agrícolas explotaciones forestales o pequeñas industrias (depuradoras de mariscos, plantas de acuicultura, astilleros, etc.), que con sus vertidos y emisarios provocan contaminación del agua y eutrofización. Otro de los factores que acentúa las presiones a las que están sometidas las praderas es el aumento de población en determinadas zonas de interés turístico durante la época estival (p. ej. costa arousana de O Salnés).

Sin embargo, cabe destacar que las actividades humanas no siempre ocasionan una disminución de la abundancia o una reducción del área ocupada por la pradera, tal como demuestran Castellanos *et al.* (2003) en la ría de Foz. Estos autores describieron un notable incremento de la pradera de *Z. noltii* (período 1984-2002), tras la construcción de un espigón, que propició el desarrollo de hábitats más resguardados en la ría.

Paralelamente, detectaron un claro descenso de la población de berberecho, probablemente a consecuencia de la reducción de la velocidad de la corriente causada por la angiosperma, lo cual podría haber afectado negativamente a la alimentación de los bivalvos al contribuir a incrementar la deposición materiales finos y de materia orgánica del sedimento (Castellanos *et al.*, 2003).

Estado y tendencias

Son pocos los estudios que analizan el estado de conservación de las praderas de angiospermas marinas gallegas, claves para su correcta gestión, y la información disponible deriva generalmente de estudios más amplios sobre comunidades bentónicas asociadas a los zosterales (Quintas, 2005; Junoy, 1996; Cacabelos, 2005; Moreira *et al.*, 2010; Esquete, 2012).

La especie que más atención ha recibido es *Zostera noltii*, fundamentalmente por su mayor accesibilidad como objeto de estudio al ocupar posiciones intermareales, mientras que *Zostera marina* suele situarse en el submareal. Laborda *et al.* (1997) elaboraron el estudio de los zosterales de *Z. noltii* de mayor extensión en las costas atlánticas y cantábricas españolas. A pesar de sus limitaciones metodológicas –interpretación de fotografía aérea a escala 1:30.000– su trabajo ofrece una instantánea global de la extensión y estado de conservación de esta especie en las costas de Galicia. Los principales resultados que destacan de ese análisis son, por un lado, el altísimo número de zosterales presentes en Galicia, que diferentes autores cifran en 82 (Tabla 1), y por el otro, la alta calidad (en extensión y cobertura) de los mismos.

No existen estudios de evolución temporal de las praderas marinas a escala de toda Galicia, pero existen algunos estudios temporales o series de estudios sobre zonas o rías concretas. Aparte de casos puntuales, la mayor parte de estos estudios dejan claro que la superficie ocupada por las angiospermas marinas está en regresión en las costas de Galicia, *Z. noltii* aparecía en la laguna de las Islas Cíes, que forman parte del Parque Nacional Marítimo Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia, pero ha desaparecido recientemente debido a causas naturales y humanas, que provocaron una colmatación de la laguna. Para el conjunto de la ría de Pontevedra, Cochón & Sánchez (2005) han documentado una pérdida de superficie de los zosterales que rondaría de entre dos tercios a la mitad del área ocupada en un período aproximado de 50 años (Cuadro temático 2), en los cuales habrían alcanzado su máxima expresión algunas actividades muy agresivas, como son las asociadas con el marisqueo intensivo (acciones de desherbado mecánico o procesos de relleno destinadas a facilitar el marisqueo). Estas agresiones están relacionadas con procesos de fragmentación de las praderas, que forman manchas cada vez más pequeñas (Cochón & Sánchez, 2005). Por su parte, de Paz *et al.* (2008) documentan una reducción todavía mayor y más rápida en la ría de Ribadeo como consecuencia de las labores asociadas al cultivo de ostras. Además de la reducción de la superficie ocupada por las praderas de angiospermas marinas, es de destacar el incremento de la fragmentación de los zosterales como otro efecto perjudicial (Cochón & Sánchez, 2005). Cada vez es más frecuente la presencia de manchas pequeñas y aisladas de *Zostera* en las poblaciones alteradas, de manera similar a lo que sucede con los bancos gallegos de maërl (Peña & Bárbara, 2008). Por lo tanto, ambas comunidades presentan una menor resistencia a otros impactos, tanto de origen humano como naturales, lo que contribuiría a una mayor reducción de las poblaciones de *Zostera*.

En síntesis, Galicia, por la gran extensión de su costa y sus numerosas rías presenta las mayores extensiones de praderas marinas de la costa cántabro-atlántica de la península ibérica, pero esa riqueza se encuentra en regresión de manera notable, principalmente a causa de los rellenos llevados a cabo en el litoral, a las actividades asociadas al marisqueo intensivo y a la acuicultura.

Pradera de zostera en la Ría de Vigo.

Fotografía: Mar Otero.

Gestión y conservación

A continuación se detallan diferentes medidas de protección, tanto a nivel nacional como internacional, al amparo de las cuales se encuentran protegidos los zosterales gallegos, bien al protegerse *Zostera* spp. directamente ó al protegerse el hábitat donde aparece la angiosperma (Mapas 1B a 7B). En algunos casos los zosterales, debido a su integración en un área mayor de gran riqueza natural, están protegidos por varias figuras legales. Por ejemplo, los zosterales de la ensenada de O Grove, están dentro de la Red Natura 2000 (Zonas Especiales de Conservación, o ZEC), y como parte del complejo Ons-O Grove, considerado un humedal de importancia internacional por la Convención RAMSAR, que tiene como objetivo la conservación y el uso racional de los humedales. Galicia cuenta con una notable variedad de humedales, algunos de ellos de elevado valor ambiental y protegidos por esta convención.

A nivel nacional, *Zostera noltii* es una especie protegida catalogada como vulnerable tanto en el Atlántico como en el Mediterráneo (BOE 23-02-2011). En Galicia, el Decreto 72/2004, del 2 de abril, declara espacios protegidos las Zonas de Especial Protección de los Valores Naturales (ZEPVN; DOGA 2004). Integrando todos los LIC (en la actualidad ZEC) y lugares ZEPA. En estas zonas ZEC y ZEPVN no aparecen *Zostera* spp. ni *Ruppia maritima* protegidas como tales, pero sí los hábitats donde con probabilidad están presentes, como son los "bancos de arena poco profundos cubiertos permanentemente por agua marina" (hábitat 1110), los "llanos fangosos o arenosos que no están cubiertos de agua cuando hay marea baja" (hábitat 1140) y los "estuarios" (hábitat 1130) o las "lagunas costeras" (hábitat 1150).

Algunas angiospermas marinas se encuentran protegidas en zonas RAMSAR, por la Convención sobre los Humedales de Importancia Internacional: Hay cinco sitios RAMSAR en Galicia, al amparo además del Plan Hidrológico (aprobado por RD 103/2003) en el ámbito de la Demarcación Hidrográfica de Galicia-Costa, pero sólo en tres de ellos está presente *Zostera* spp.: RAMSAR-Ría de Ribadeo, RAMSAR-Ría de Ortigueira y Ladrido y en RAMSAR-Complejo intermareal Umia-O Grove, A Lanzada, punta Carreirón y laguna Bodeira. *R. maritima* aparece el RAMSAR-Ría de Ribadeo, RAMSAR-Ría de Ortigueira y Ladrido, RAMSAR-Lagoa e Areal de Valdoviño, en RAMSAR-Complejo Húmedo de Corrubedo y RAMSAR-Complejo intermareal Umia-O Grove, A Lanzada, punta Carreirón y laguna Bodeira.

En la tabla 2 se detallan las zonas marítimo-costeras en las que las praderas marinas se encuentran al amparo de diferentes figuras de protección (Tabla 2; ver Mapas 1B a 7B).

	ZEC	ZEPVN	RAMSAR
Ría de Ribadeo		X	X(1)
Ría de Foz-Masma	X	X	
Costa da Mariña Occidental	X	X	
Ría de Ortigueira-Ladrido		X	X(2)
Costa Ártabra	X	X	
Costa de Ferrolterra-Valdoviño		X	
Betanzos-Mandeo	X	X	
Lagoa e Areal de Valdoviño			X(2)
Costa da Morte-Norte		X	
Costa da Morte	X	X	
Carnota-Monte Pindo	X	X	
Complexo húmido de Corrubedo	X	X	X(2)
Complexo litoral de Corrubedo		X	
Complexo Ons-O-Grove	X	X	
Complexo Umia-O-Grove		X	
A Lanzada, Punta Carreirón, Laguna Bodeira			X(2)
Enseada de San Simón	X	X	
A Ramallosa	X	X	
Illas Cíes	X	X	
Estuario do Miño		X	

Tabla 2

Medidas de protección al amparo de las cuales se encuentran protegidas las praderas marinas gallegas. (1) = Zostera *spp., (2) =* Ruppia maritima

Futuras direcciones

Como ha quedado puesto de manifiesto en el presente capítulo, y ante la falta de información en la actualidad sobre la existencia, distribución y extensión de las praderas marinas en Galicia, para su correcta gestión sería necesaria la realización de cartografías detalladas y actualizadas de las distintas especies (de hecho, sobre *Ruppia maritima* se desconoce tanto la distribución como el tamaño de las poblaciones en Galicia). Estas cartografías se deberían actualizar cada pocos años, dado que se trata de poblaciones muy dinámicas. Para lograr una protección efectiva de los zosterales, sería necesario realizar acciones de divulgación sobre éstos y en especial sobre sus servicios ambientales, incidiendo especialmente en colectivos que desarrollen actividades en su hábitat o en las inmediaciones, ya sean socio-económicas (pesca, marisqueo, agricultura, etc.) o recreativas (turismo, buceo, etc.). De esta forma, a través de estas acciones se sensibilizaría al público sobre su importancia para el medio ambiente, la dinámica y la economía costera, identificándose los beneficios derivados de la existencia de las praderas (mantenimiento de la biodiversidad, zona de cría, zonas de invernada de aves, etc.).

Un mayor conocimiento de las figuras de protección existentes (ZEPVN) y de las normas que rigen en ellas, por parte de los diferentes sectores implicados en el uso y la conservación de las praderas marinas favorecería su conservación, estableciéndose una colaboración importante entre la administración y los usuarios.

Pero para que el estudio, la conservación, la divulgación de los valores y gestión de los zosterales fuese realmente eficaz, habría que dotar de herramientas de financiación adecuadas a las administraciones y los ayuntamientos. En muchas ocasiones en las costas gallegas, las áreas de gran importancia natural pertenecen a ayuntamientos pequeños y con pocos recursos, de manera que la falta de financiación se convierte en un gran obstáculo para su conservación, especialmente cuando el área a gestionar es muy extensa, por lo que el establecimiento de redes de seguimiento de las praderas marinas con voluntarios sería de gran utilidad. Por ejemplo, en el caso de la Ensenada de O Grove (ría de Arousa), los municipios cercanos más importantes son O Grove, Cambados e Illa de Arousa, ayuntamientos relativamente pequeños en comparación con la extensión del área natural protegida.

Al mismo tiempo, las medidas de protección propuestas deben ser técnica, social y económicamente factibles para que los municipios puedan ejecutarlas. Otra de las dificultades a la hora de proteger y recuperar estos ambientes naturales es que no tienen un beneficio económico a corto plazo, siendo en muchos casos los beneficios generados apreciables a largo plazo y de forma recreativa o en la calidad ambiental local, aunque no hay que olvidar que *el turismo de naturaleza o de calidad*, también genera riqueza, y la salud ambiental es necesaria para mantener la prosperidad en el tiempo. De hecho, a pesar de que los hábitats colonizados por *Zostera* son considerados como hábitats de interés por la Directiva *Hábitat*, muchas veces su eliminación mediante la "limpieza" mecánica con utilización de maquinaria pesada y arados, ha sido subvencionada por el gobierno autonómico para facilitar el marisqueo. El gobierno autonómico debe, por tanto, adoptar medidas de gestión y ordenación que compatibilicen el marisqueo con la conservación de los zosterales.

Ya se ha mencionado la usual proximidad de núcleos urbanos a los zosterales gallegos, lo que conlleva una difícil co-existencia de activi-

dades socio-económicas (pesca, agricultura, industria, turismo, etc.) entre sí y con los espacios de interés natural y ecológico. El equilibrio entre la integridad del hábitat (angiosperma, sustrato, fauna y flora asociada) y una explotación sostenible de los recursos no llega muchas veces a alcanzarse, como ya han señalado Cochón & Sánchez (2005). Según Mulero (2004), las medidas conservacionistas en estas zonas de interés socio-económico no deben de ser muy estrictas en toda la extensión del área marina protegida, sino que se deben establecer zonas de transición para desarrollar una explotación sostenible de los recursos y evitar en la medida de lo posible el continuo deterioro y desaparición de los ecosistemas. Una posible dirección hacia la que avanzar sería el establecimiento de distancias mínimas de la instalaciones de acuicultura con respecto a las praderas de *Zostera* spp. en la Estrategia Gallega de Acuicultura, similar a la propuesta establecida en la guía para el desarrollo sostenible de la acuicultura implantada en el Mediterráneo siguiendo las recomendaciones internacionales (UICN, 2004), que implanta distancias de la instalaciones de acuicultura con respecto a las praderas de *Posidonia oceanica*, basadas en la tasa de sedimentación de materia orgánica que estas praderas pueden soportar sin entrar en declive.

Además de la monitorización y regulación de actividades en las zonas cercanas a praderas, son necesarias otras medidas, como trabajos de restauración de las praderas o de sus hábitats, o erradicación de especies invasoras. Estas medidas, supeditadas a investigaciones que demuestren su viabilidad, y juntamente con el restablecimiento de condiciones ambientales adecuadas, podrían ser una posible opción de recuperación de los zosterales.

Ante el incremento del nivel del mar y temperatura asociado al cambio climático global, sería necesario estudiar las posibles tendencias de este hábitat en el futuro, en los que un mayor período de inundación supondrá un cambio de las condiciones fisicoquímicas del sustrato (Morales *et al.*, 2009).

Muchas de las prácticas que pueden poner en riesgo la supervivencia de las praderas de angiospermas marinas (explotación de los recursos marinos, obras marítimas, la acuicultura, etc.) pueden ser controladas y/o evitadas, consiguiéndose con ello una mejor conservación de estos hábitats en Galicia. Entre estas medidas de control, destaca la necesidad de eliminar los vertidos o al menos lograr una reducción sustancial de la concentración de los contaminantes. Para ello hace falta mejorar los sistemas de captación, depuración y tratamiento de las aguas residuales procedentes de los municipios ribereños y de las industrias. El cobro de un canon a las industrias destinado al financiamiento de la depuración de sus efluentes, o el dimensionamiento de las depuradoras a las épocas de verano, en las que aumenta el número de visitantes, serían algunas de las posibles soluciones. Esto también redundaría en un beneficio para las actividades económicas del marisqueo y la acuicultura en las rías.

Agradecimientos

Los autores agradecen encarecidamente a A. Laborda y J.M. Parada el aportar información referente a la distribución de la angiosperma *Zostera noltii* en Galicia.

Pradera de Zostera marina*.*
Fotografía: Javier Cremades.

Cartografías

Galicia

MAPAS DE DISTRIBUCIÓN DE LAS PRADERAS MARINAS, PRESIONES Y MEDIDAS DE GESTIÓN

MAPA 1A

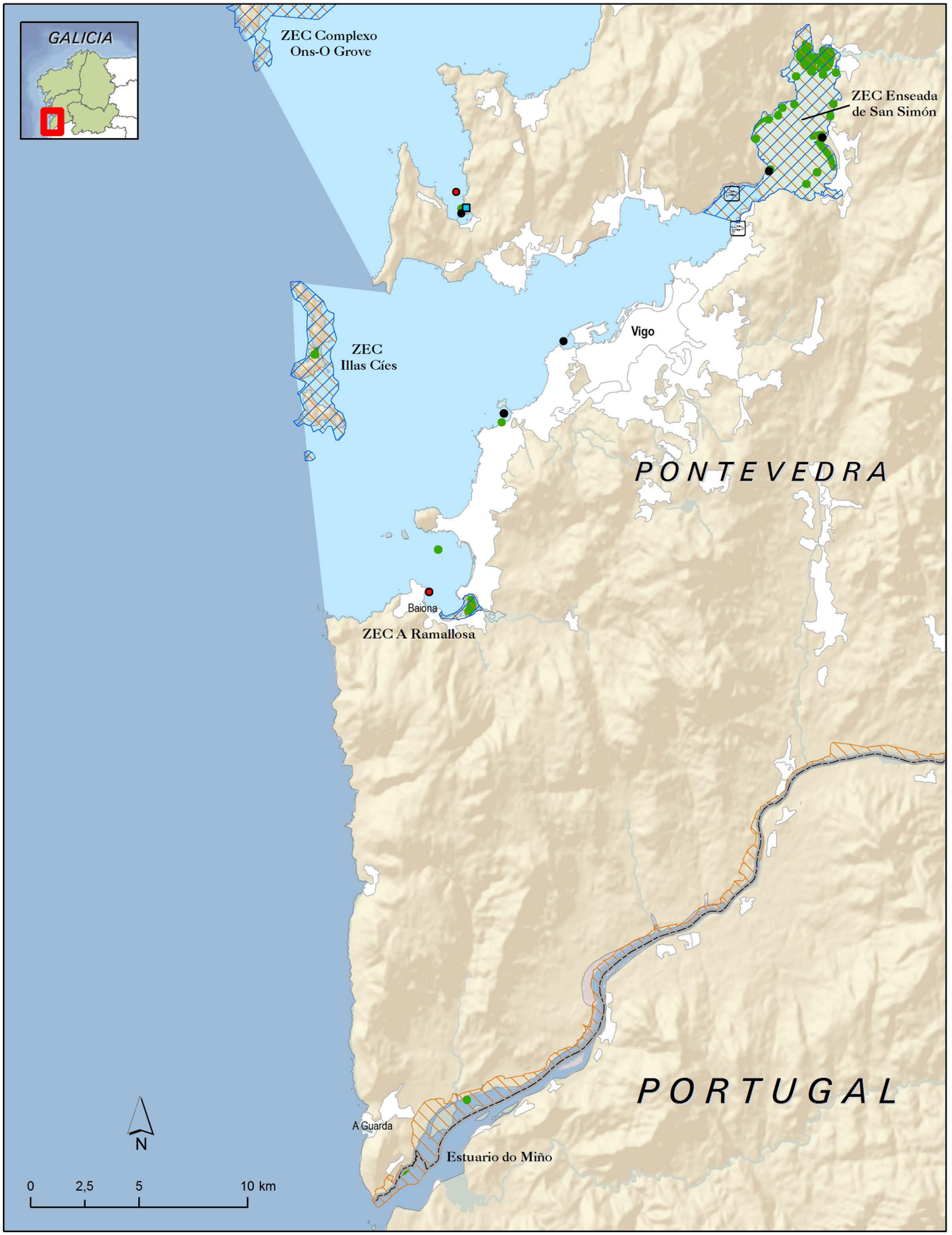
Pontevedra (sur)

Distribución de praderas marinas en el litoral sur de Pontevedra.

Elaboración: IEO.

Fuentes:
VV. AA. (ver tabla 1). Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: World Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala 1:210000



MAPA 1B

Pontevedra (sur)

Presiones y medidas de gestión en el litoral sur de Pontevedra.

Elaboración: IEO.

Fuentes:
VV. AA. (ver tabla 1), CEDEX, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala 1:215000

MAPA 2A

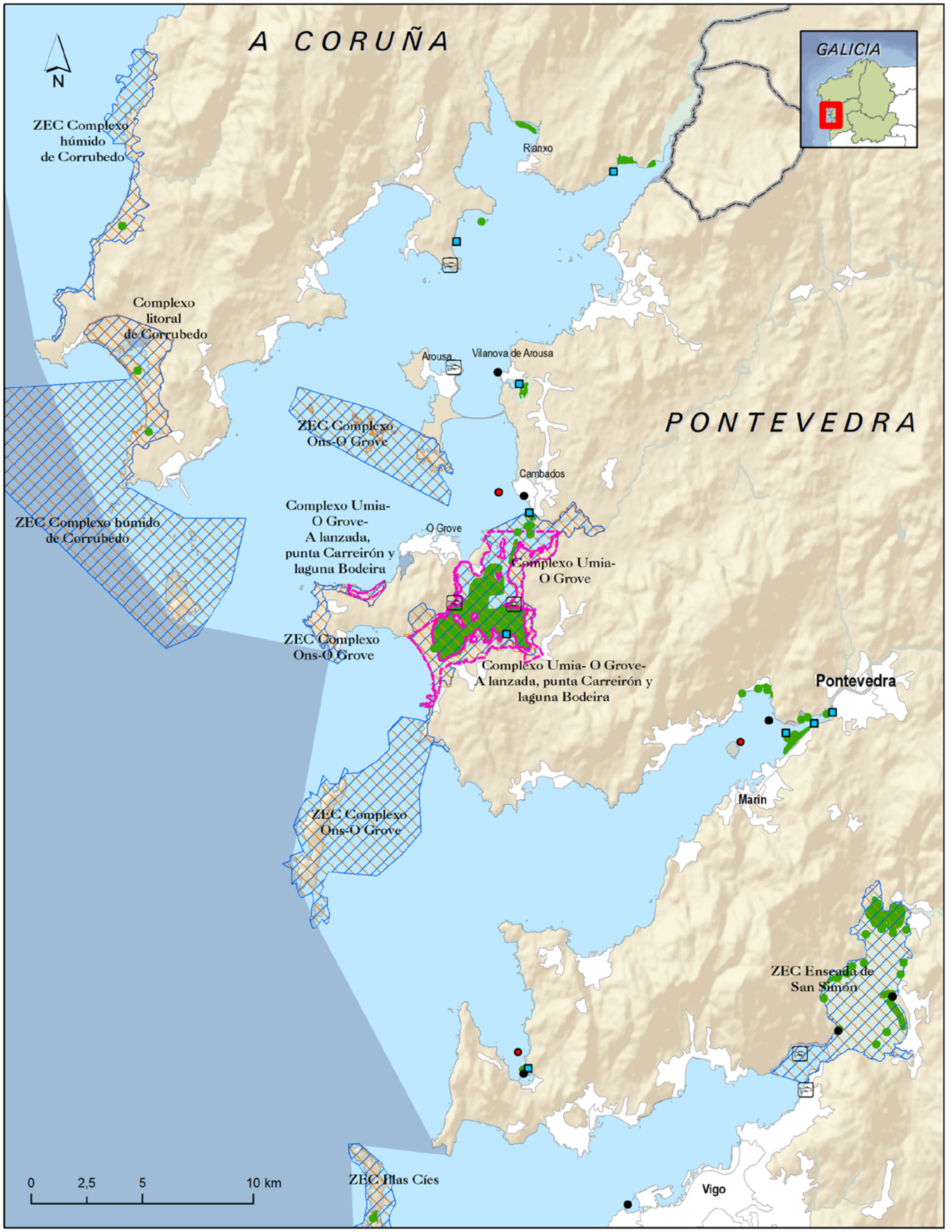
Pontevedra (norte)

Distribución de praderas marinas en el litoral norte de Pontevedra.

Elaboración IEO.

Fuentes:
VV. AA. (ver tabla 1). Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: World Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala: 1:210000



MAPA 2B

Pontevedra (norte)

Presiones y medidas de gestión en el litoral norte de Pontevedra.

Elaboración IEO.

Fuentes:
VV. AA. (ver tabla 1), CEDEX, IHM, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala: 1:210000

MAPA 3A

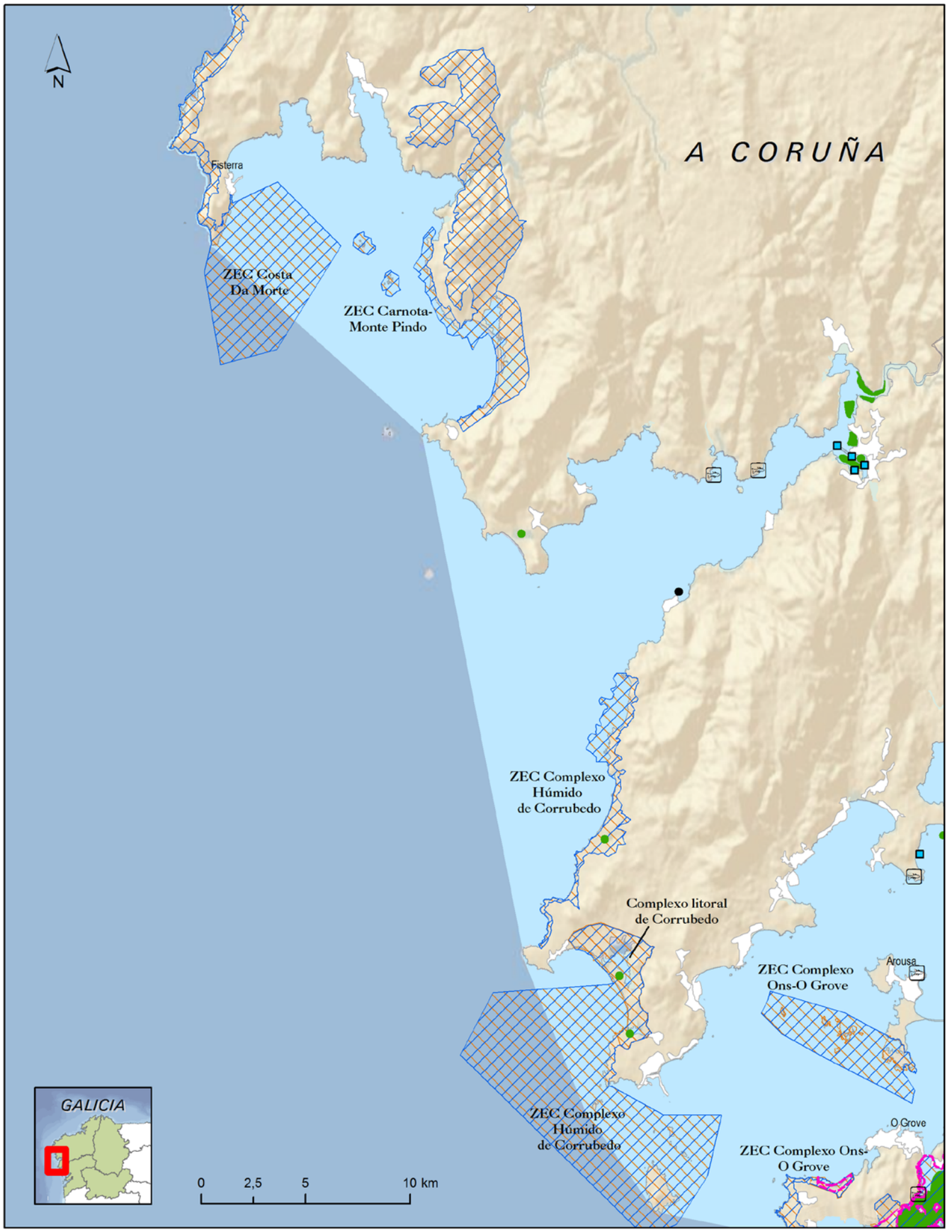
A Coruña (oeste)

Distribución de praderas marinas en el litoral oeste de A Coruña (Fisterra y ría de Muros e Noia).

Elaboración IEO.

Fuentes:
VV. AA. (ver tabla 1). Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: World Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala: 1:210000



MAPA 3B

A Coruña (oeste)

Presiones y medidas de gestión en el litoral oeste de A Coruña (Fisterra y ría de Muros e Noia).

Elaboración IEO.

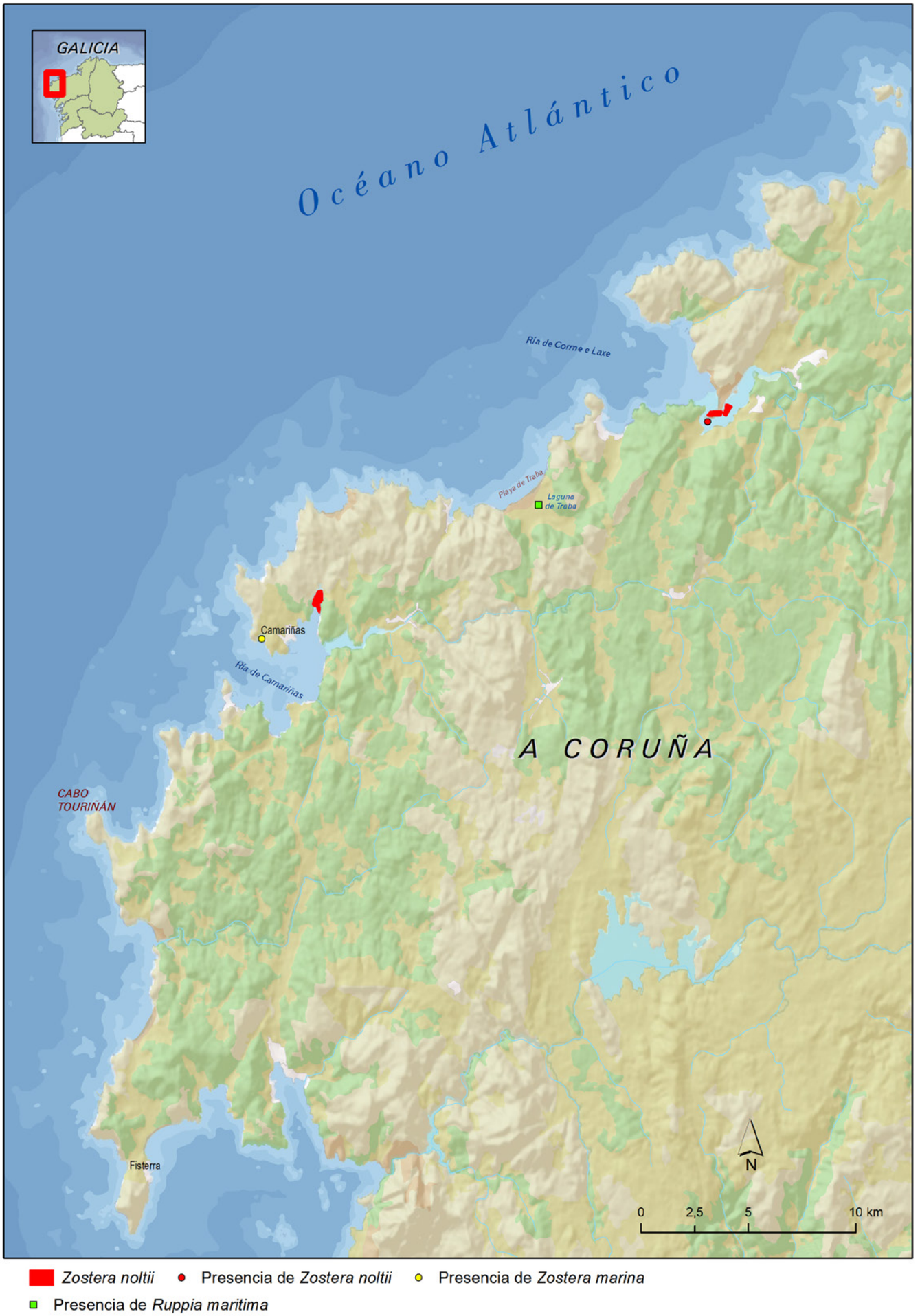
Fuentes:
VV. AA. (ver tabla 1), CEDEX, IHM, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala: 1:223000

MAPA 4A

A Coruña (oeste)

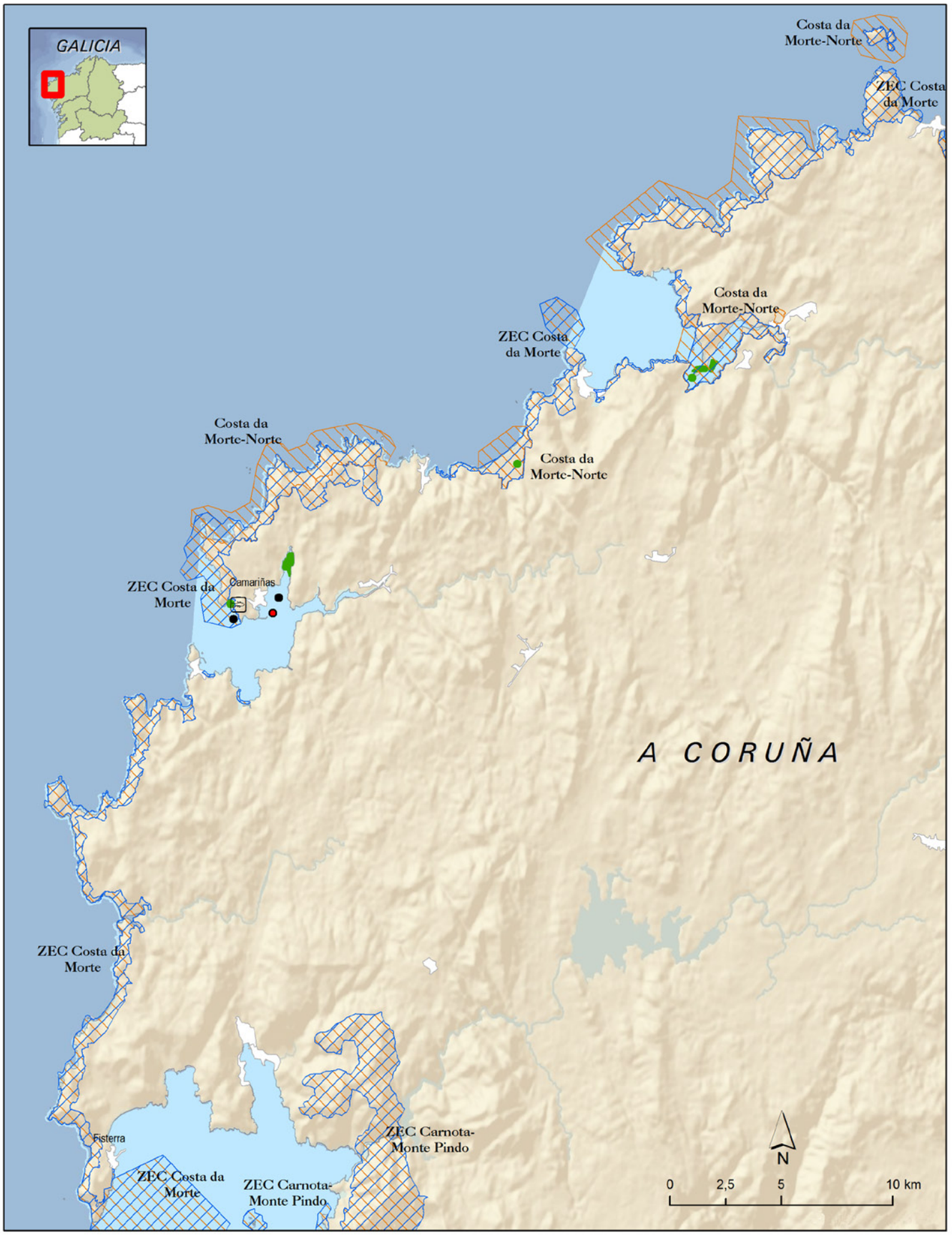
Distribución de praderas marinas en el litoral oeste de A Coruña (ría de Camariñas y ría de Corme e Laxe).



Elaboración IEO.

Fuentes:
VV. AA. (ver tabla 1). Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: World Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala: 1:210000



MAPA 4B

A Coruña (oeste)

Presiones y medidas de gestión en el litoral oeste de A Coruña (ría de Camariñas y ría de Corme e Laxe).

Elaboración IEO.

Fuentes:
VV. AA. (ver tabla 1), CEDEX, IHM, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala: 1:210000

MAPA 5A

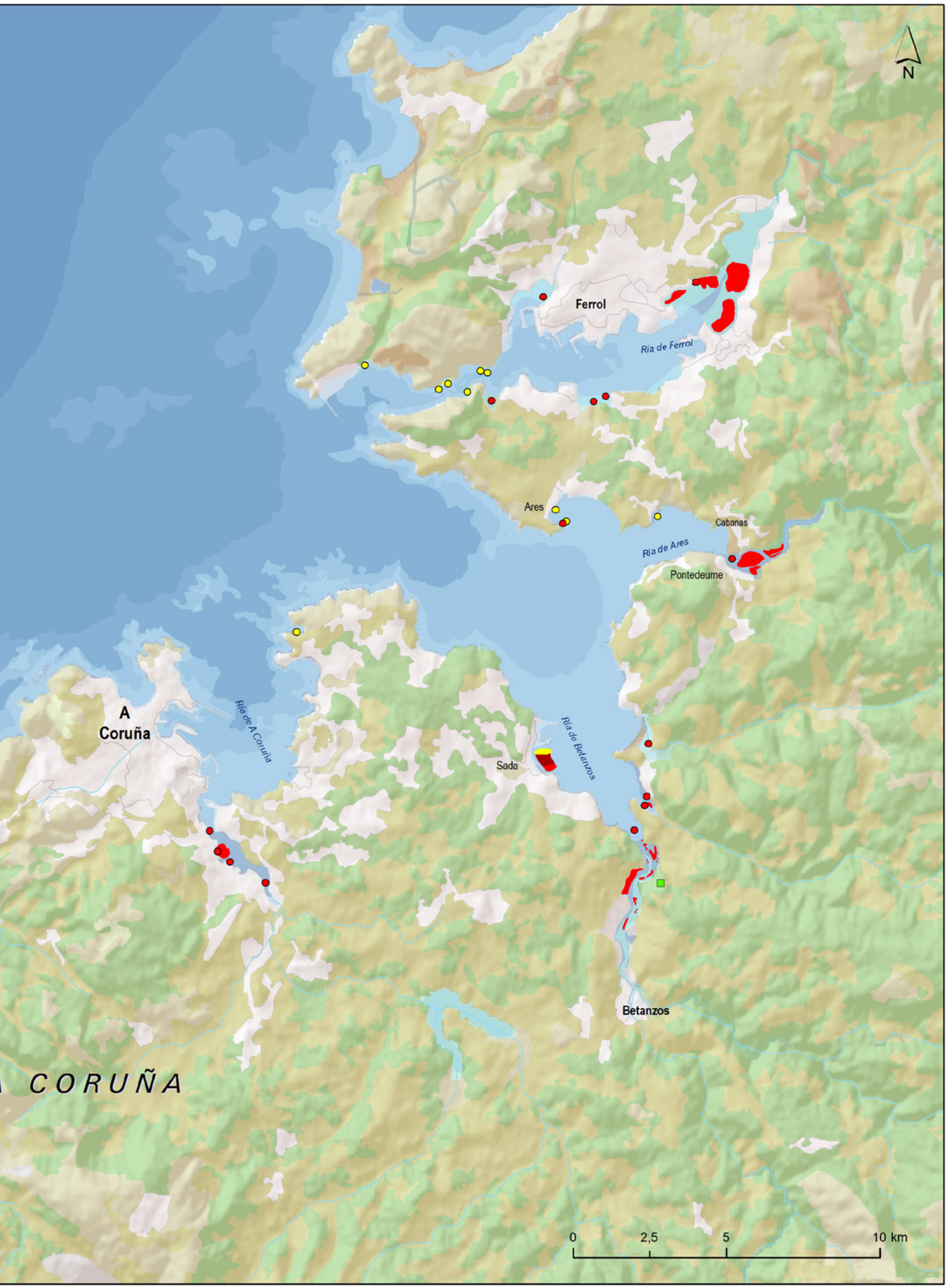
A Coruña (noroeste)

Distribución de praderas marinas en el litoral noroeste de A Coruña.

Elaboración IEO.

Fuentes:
VV. AA. (ver tabla 1). Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: World Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

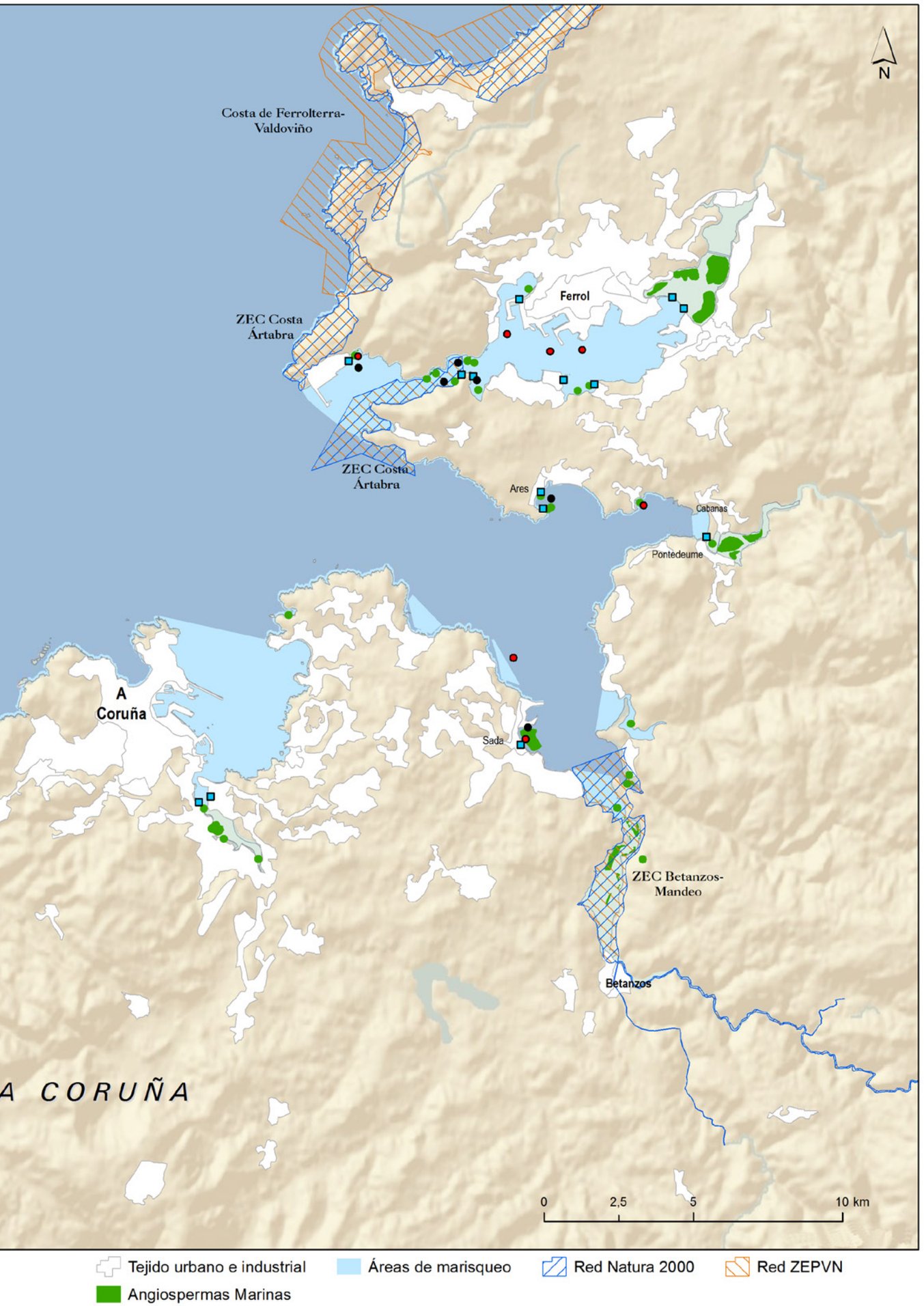
Escala: 1:150000



Presencia de *Zostera marina*

Presencia de *Ruppia maritima*

GALICIA
ZEC Costa da Morte
Costa da Morte-Norte
Fondeaderos regulados
Fondeaderos no regulados
Escolleras, muros, diques y otros



MAPA 5B

A Coruña (noroeste)

Presiones y medidas de gestión en el litoral noroeste de A Coruña.

Elaboración IEO.

Fuentes:
VV. AA. (ver tabla 1), CEDEX, IHM, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala: 1:150000

MAPA 6A

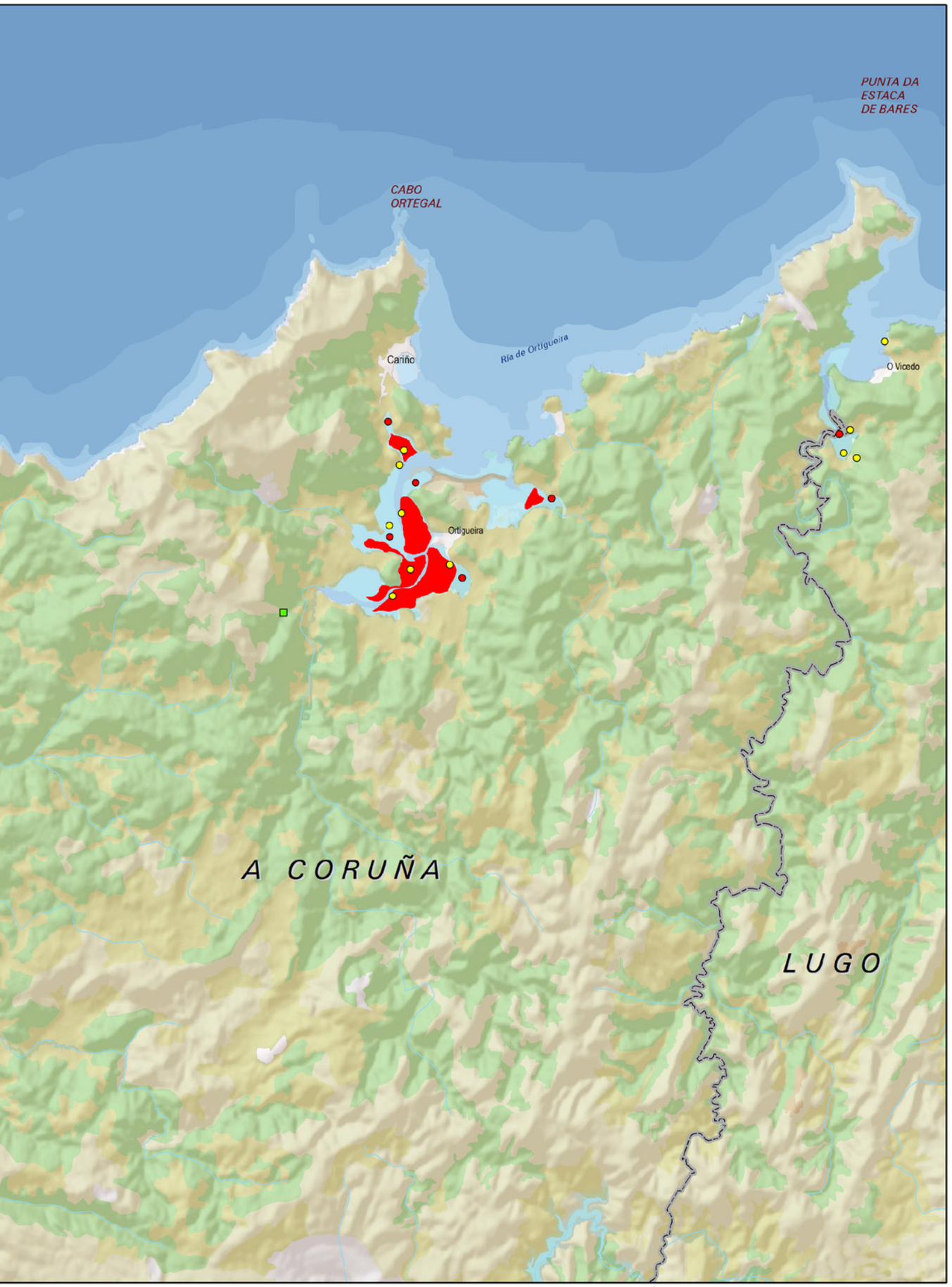
A Coruña (norte)

Distribución de praderas marinas en el litoral norte de A Coruña.

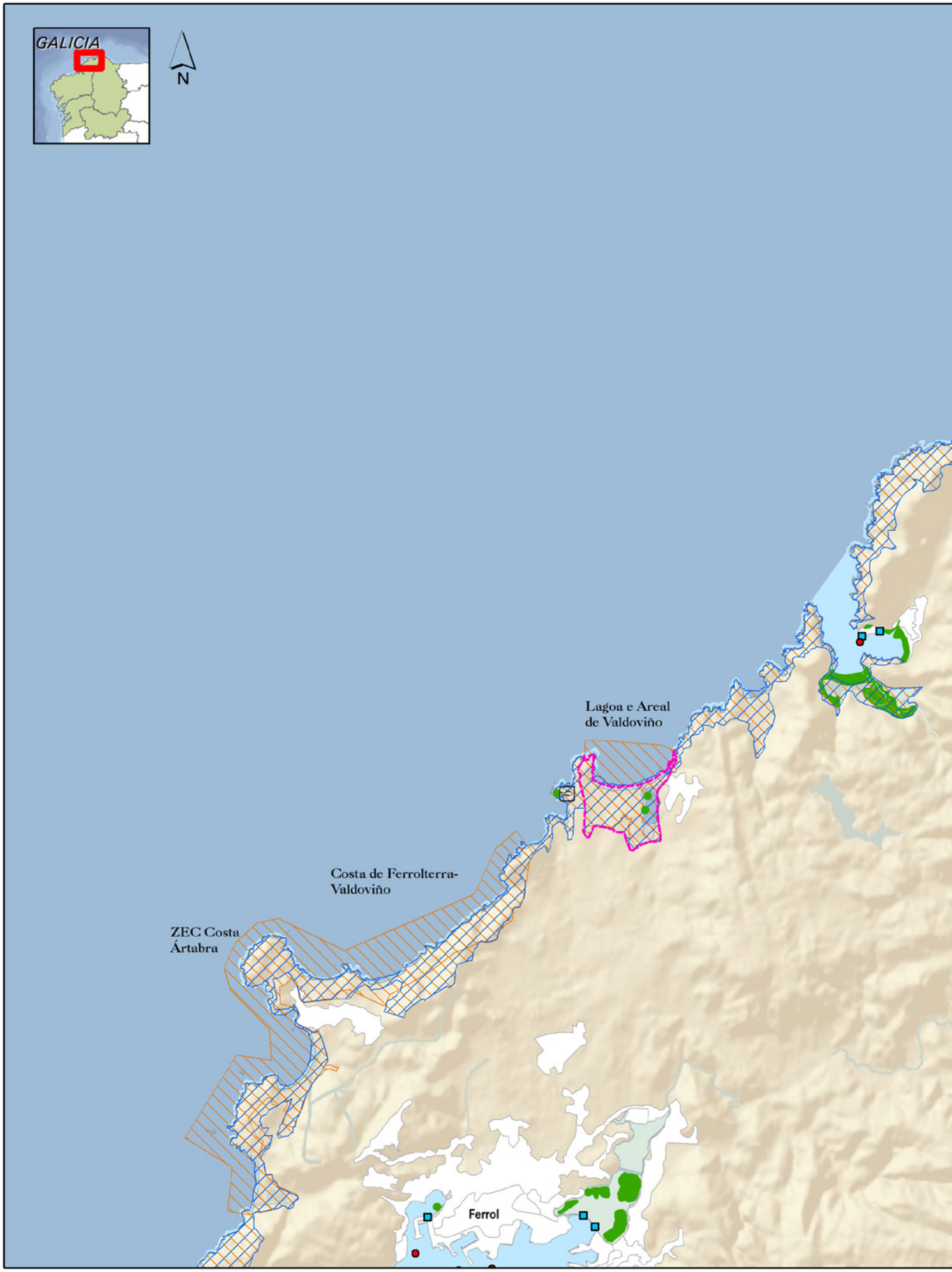
Elaboración IEO.

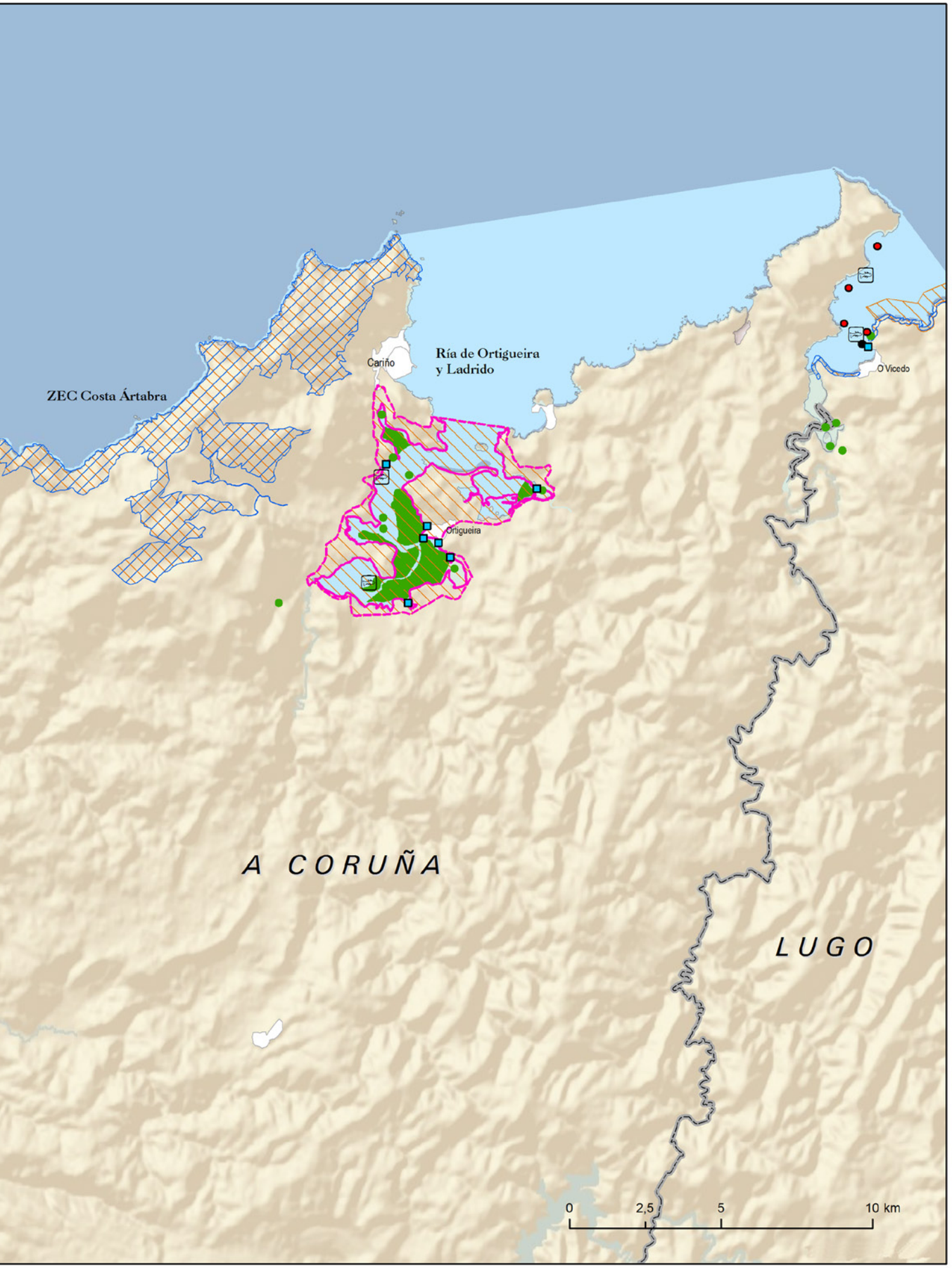
Fuentes:
VV. AA. (ver tabla 1). Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: World Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala: 1:150000



Presencia de *Ruppia maritima*


GALICIA
N
Lagoa e Areal de Valdoviño
Costa de Ferrolterra-Valdoviño
ZEC Costa Ártabra
Ferrol
Fondeaderos regulados
Fondeaderos no regulados
Escolleras, muros, diques y otros
Cultivos marinos
Áreas de marisqueo
Tejido urbano e industrial



MAPA 6B

A Coruña (norte)

Presiones y medidas de gestión en el litoral norte de A Coruña.

Elaboración IEO.

Fuentes:
VV. AA. (ver tabla 1), CEDEX, IHM, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala: 1:152000

MAPA 7A

Litoral de Lugo

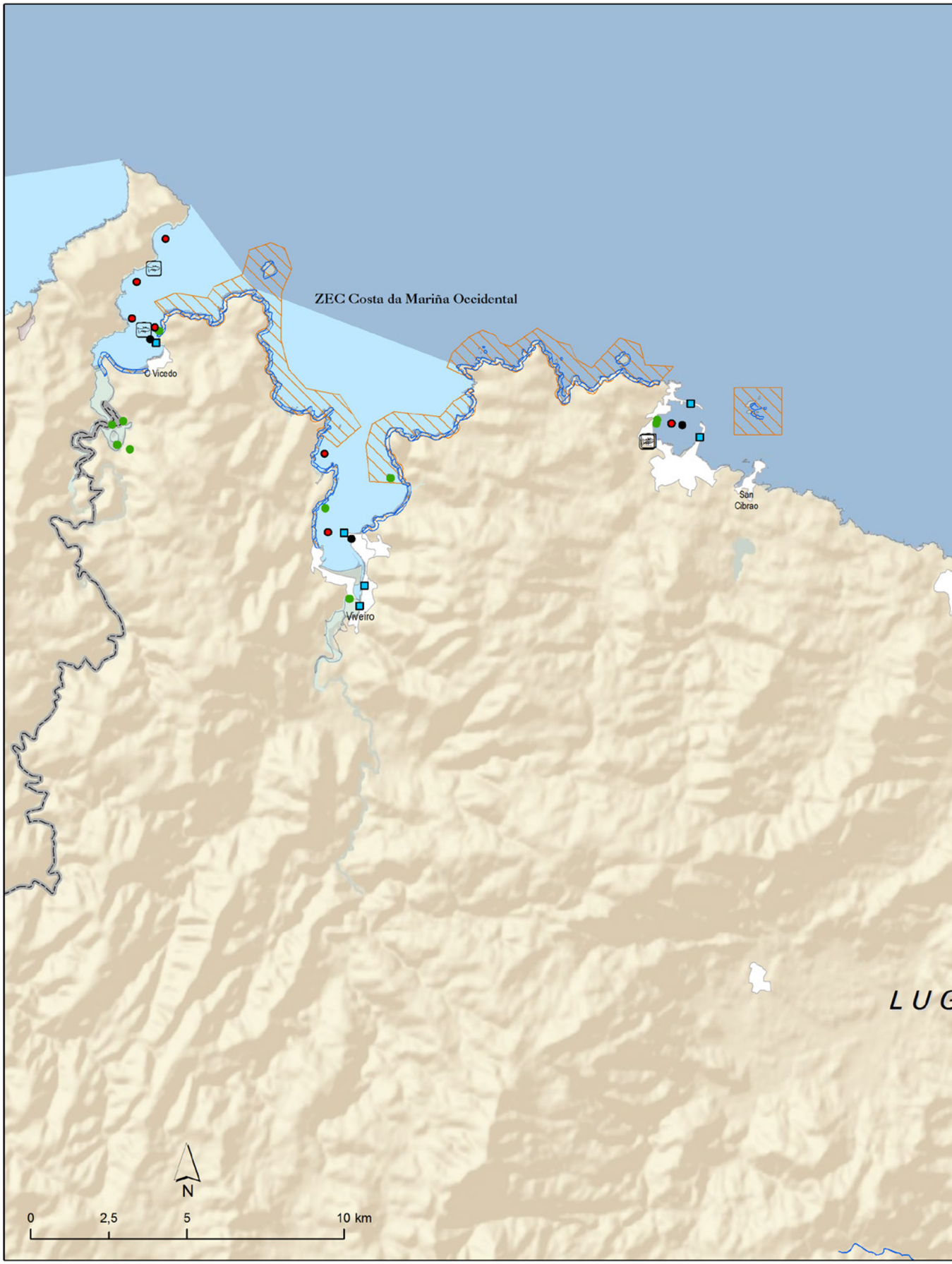
Distribución de praderas marinas en el litoral de Lugo.

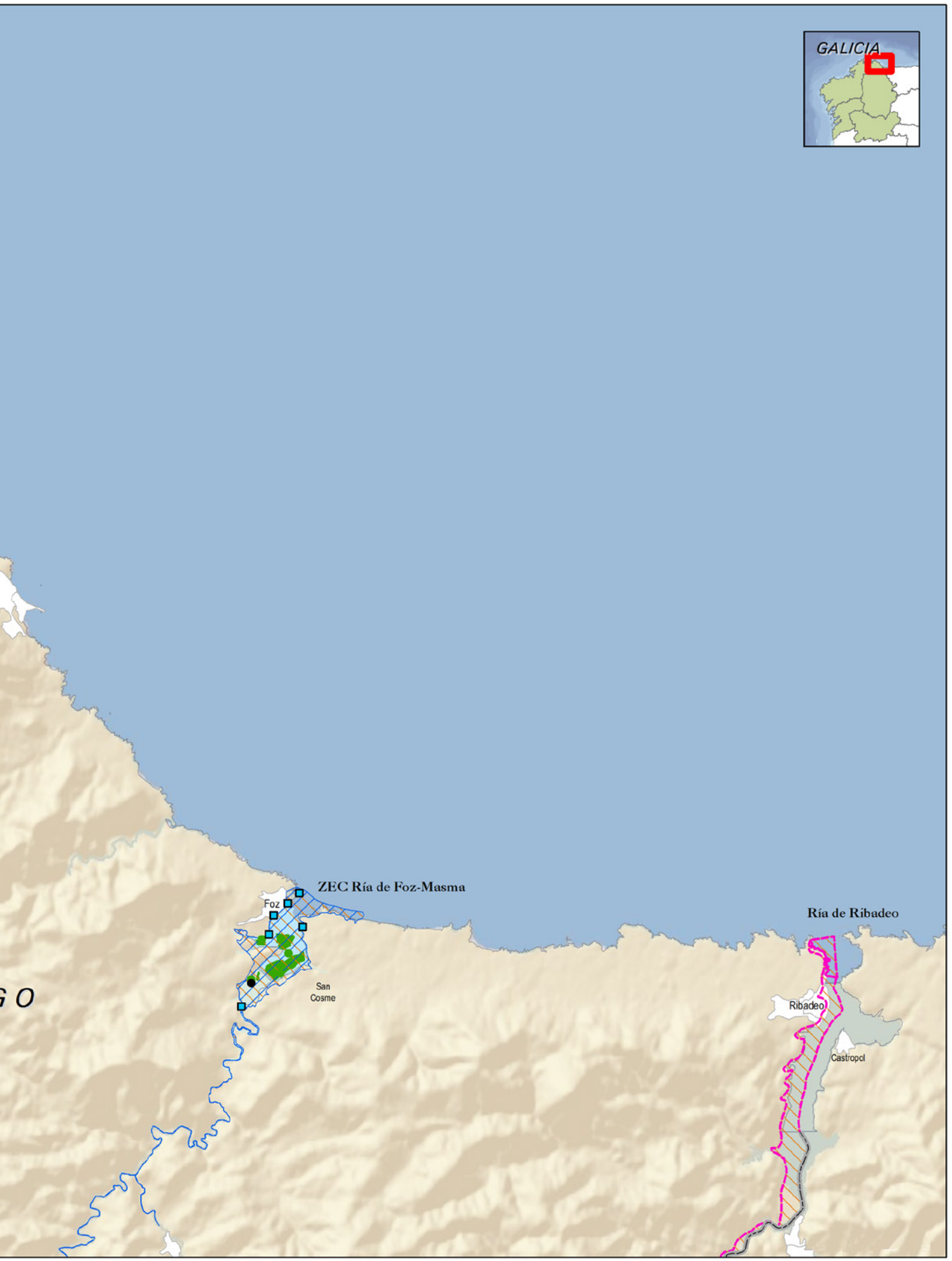
Elaboración: IEO.

Fuentes: VV. AA. (ver tabla 1). Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: Word Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala: 1: 145000

GALICIA
Mar Cantábrico
Ría de Foz
Foz
San
Cosme
Ría de Ribadeo
Ribadeo
Castropol


ZEC Costa da Mariña Occidental
O Vicedo
Viveiro
San Cibrao
LUG
N
0
2,5
5
10 km
Fondeaderos regulados
Escolleras, diques, muros y otros
Áreas de marisqueo
Cultivos marinos
Fondeaderos no regulados
Tejido urbano e industrial



MAPA 7B

Litoral de Lugo

Presiones y medidas de gestión en el litoral de Lugo.

Elaboración IEO.

Fuentes:
VV. AA. (ver tabla 1), CEDEX, IHM, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN

Escala: 1:148000

Praderas de Nanozostera noltii *en la ría del Eo.*

Fotografía: Salvador Rodríguez Ambres.

Asturias

IX

Praderas de angiospermas marinas de Asturias

Álvaro Bueno Sánchez [1]
José Antonio Fernández Prieto [2]
Paloma Peón Torre [3]
Susana García Díaz [3]
Teresa Sánchez Corominas [3]
Víctor M. Vázquez [3]

[1] *Jardín Botánico Atlántico de Gijón-Universidad de Oviedo.*

[2] *Departamento de Biología de Organismos y Sistemas. Universidad de Oviedo.*

[3] *Dirección General de Recursos Naturales. Principado de Asturias.*

Descripción general del área

En el litoral asturiano, las praderas de angiospermas marinas que encontramos en la actualidad, viven en los suelos fangosos del infraestero, en el seno de marismas que se forman exclusivamente en las desembocaduras de los estuarios. Se trata, además, de ecosistemas con una alta productividad biológica, derivada de las peculiares características de los mismos. La confluencia en ellos de las aguas marinas y fluviales no solo origina la existencia de gran cantidad de nutrientes sino también la presencia de importantes sedimentos, lo que da pie a que sobre ellos se desarrollen variadas y nutridas comunidades vegetales y animales. Si tenemos en cuenta las especiales características de estos medios no es raro que en ellos se desarrollen un importante conjunto de fitocenosis y una peculiar flora halófila exclusiva de estos. Pero además son sistemas muy dinámicos que aportan una valiosa información geológica y que tienen un alto valor geomorfológico.

Estos lugares, además, reúnen unas características muy apreciadas por el hombre: cercanía al mar, clima benigno, existencia de puertos naturales, agua dulce en abundancia y posibilidad de obtener suelos llanos y con fácil acceso, entre otros. Ello ha determinado que en su entorno y sobre ellos se hayan instalado importantes po-

Aspecto de Ruppia maritima *en la ría de Navia. Fotografía: Víctor M. Vázquez.*

blaciones humanas y zonas industriales, que entran en conflicto con los ecosistemas naturales de los estuarios. De hecho, estos han sido considerados sistemáticamente como zonas insalubres y hasta fechas muy recientes el objetivo primordial era desecarlos para "sanear" el entorno y obtener, a su costa, nuevos suelos agrícolas, industriales o residenciales.

En Asturias, el litoral es predominantemente acantilado y los estuarios poco frecuentes y de pequeña extensión. Todos, sin excepción, han sufrido notables alteraciones que en ocasiones han provocado incluso la total desaparición de las marismas que albergaban; tal es el caso de los estuarios de Aboño y del Piles, en el primero de los cuales se instaló un complejo industrial y el segundo ha sido totalmente ocupado por la expansión urbana de la ciudad de Gijón. Los estuarios de Avilés y de Navia han sufrido importantes alteraciones por las causas similares, mientras que el del Nalón padeció durante décadas los efectos de la contaminación industrial y de la minería del carbón de la zona central asturiana.

En el resto, salvo contadas excepciones, la construcción de diques y posterior "*polderización*" de las llanuras salobres para transformarlas principalmente en prados y en cultivos ha sido una práctica generalizada. La mayoría ha sufrido una importante disminución de las marismas por este proceso, pero en los de Villaviciosa, Ribadesella y Navia la superficie reclamada fue especialmente extensa.

Esta situación de fuerte alteración se manifiesta en que un importante conjunto de comunidades vegetales y especies estuarinas están seriamente amenazadas de desaparición. Entre ellas las praderas de angiospermas, que en el litoral asturiano están representados por formaciones de *Zostera marina* L., *Zostera noltii Hornem. [=Nanozostera noltii* (Hornem.) Toml. & Posl.], *Ruppia maritima* L. y *Eleocharis parvula* (Roem. & Schult.) Link ex Bluff, Nees & Schauer, todas ellas incluidas desde 1995 en el Catálogo Regional de las Especies Amenazadas de Flora del Principado de Asturias.

El medio físico

La costa asturiana se extiende de oeste a este, entre la ría del Eo , fronteriza con Galicia y la ría de Tina Mayor, en el límite con Cantabria, en una longitud que supera los 400 km. Esta costa es predominantemente alta, acantilada y muy batida por el fuerte oleaje del Cantábrico; en esas condiciones, los esteros suelen ser rocosos, estar desprovistos de suelo y albergar exclusivamente comunidades vegetales dominadas por algas. Son excepcionales las zonas de costa con esteros de suelos salobres donde se instalan comunidades vegetales de angiospermas, que en este caso se reducen a los estuarios, a diferencia de lo que ocurre en otras costas de la Europa occidental.

Debido a que la orografía regional condiciona el que los ríos asturianos sean cortos y de gran

Localización geográfica de los estuarios estudiados.

Figura 1

pendiente, los estuarios que generan son, en general, poco extensos y de forma triangular, con el vértice del triángulo hacía el continente y con anchuras que pueden alcanzar varios centenares de metros y longitudes de hasta 15 km en el estuario del Eo, el mayor de todos ellos.

En la costa occidental y central (del Eo al cabo Peñas) son comunes los substratos cuarcíticos y pizarrosos del Precámbrico y Devónico, con estructuras perpendiculares a la costa que determinan la existencia de grandes cabos. Estas estructuras modelan la dirección de los numerosos cursos de agua en cuyas desembocaduras se forman estuarios que son relativamente frecuentes en esta zona. Sin embargo, en la zona oriental, de Ribadesella a Bustio, las grandes estructuras corren paralelas a la costa y la mayoría de los estuarios tienen un origen cárstico, este es el caso de los de Garaña, La Huelga, Niembro, Poo y Cobijero.

Es frecuente en los estuarios de la región que su bocana esté cerrada por una barra arenosa: Serantes, Navia, Frejulfe, Barayo, Nalón, Avilés, Verdicio, Villaviciosa y Ribadesella; en otros casos, como en el Eo y Tina Mayor, lo está por un estrechamiento rocoso. Los de origen cárstico del oriente suelen tener una boca larga y estrecha confinada por paredes rocosas calcáreas en forma de cañón. Un caso peculiar y único en la región es el de Cobijero, en el que la unión del estuario con el mar se hace a través de una cueva, tratándose de una dolina cerrada que aún no ha sido capturada por el océano.

Bioclima del litoral asturiano

Una estrecha franja costera del litoral cantábrico, donde se localizan los estuarios, forma parte del piso bioclimático termocolino que ocupa muy poca superficie en Asturias y que únicamente se separa de la costa siguiendo el curso bajo de algunos ríos; los datos suministrados por algunas de las estaciones meteorológicas de la costa asturiana se corresponden con el horizonte inferior del piso colino. Los inviernos en esta área son muy suaves (de tipo templado o cálido) y, en general, están libres de heladas o éstas son muy débiles y exclusivas de enero y febrero. El período de actividad biológica (meses con temperatura media superior a 7,5 °C) abarca todo el año, lo que indica que no existe una parada invernal en

Ría de Navia. Fotografía: Víctor M. Vázquez.

Ría de Avilés. Fotografía: Víctor M. Vázquez.

la actividad de las plantas.

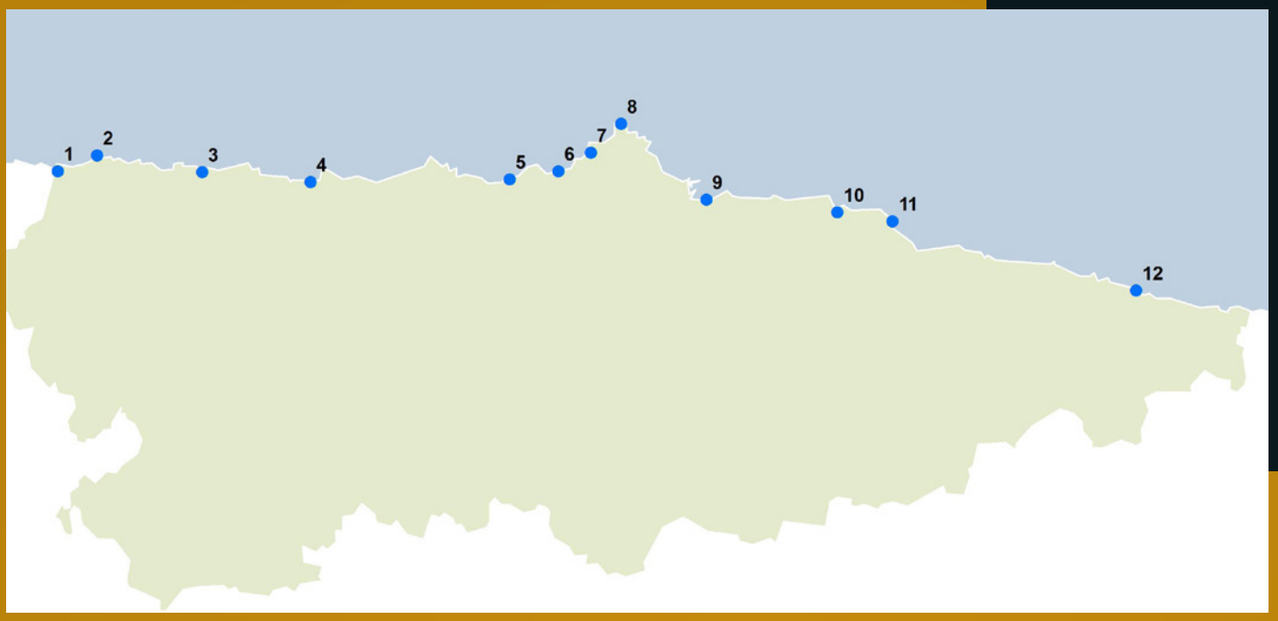
Se trata de un termoclima muy oceánico con índices de continentalidad (Ic) muy bajos, propios de los climas de tipo oceánico (20 < Ic < 33) y sólo de forma ocasional de los suboceánicos (33 < Ic < 43).

El ombroclima es en general húmedo, superior o inferior según en qué zonas, y sólo la estación de Tapia de Casariego corresponde al horizonte subhúmedo superior. En la provincia Cántabro-Atlántica, en general, se observa un descenso de las precipitaciones coincidiendo con los meses veraniegos más cálidos y este descenso es más acusado hacia el occidente de la cornisa cantábrica; en algunas localidades costeras asturianas incluso hay un pequeño periodo de sequía estival.

En la tabla 1 se presentan datos climáticos correspondientes a algunas estaciones del litoral asturiano cuya localización se precisa en la figura 2.

Díaz & F. Prieto (1994) proponen la existencia de varios sintaxones indicadores del piso termocolino en la región. Entre ellos, los encinares costeros con acebuche (*Lauro nobilis-Quercetum ilicis* var. con *Olea europaea*), acebuchales litorales (*Lithodoro diffusae-Oleteum europeae*), lauredales calcícolas costeros (*Hedero helicis-Lauretum nobilis*), lauredales silicícolas costeros (*Calluno vulgaris-Lauretum nobilis*), comunidades viarias pisoteadas (*Crassulo tillaceae-Saginetum apetalae y Poo annuae-Spergularietum salinae*) y comunidades silicícolas de taludes, repisas y muros del *Anogrammo-Davallietum canariensis*.

Las grandes diferencias termoclimáticas y ombroclimáticas de las costas europeas explican en buena medida las diversidad existente en la vegetación de las marismas. Es evidente que la presencia de praderas de la clase *Zosteretea marinae,* predominantemente eurosiberianas, son una de la características de nuestras marismas asturianas.



Localización de las estaciones meteorológicas en el litoral asturiano, señaladas en la tabla 1.

Figura 2

Estación	Alt.	Años	T	M	m	It	Imv	Ic	P	Termotipo-Ombrotipo
1. Castropol	27	20	13,9	10,8	6,2	309	2,0	28,4	1019	Colino inferior- Húmedo inferior
2. Tapia de Casariego	18	15	13,0	12,4	6,2	316	2,1	27,5	793	Termocolino - Subhúmedo superior
3. Navia	80	8	13,3	13,0	4,2	261	2,0	33,5	1090	Colino inferior - Húmedo inferior
4. Barcia	60	14	13,0	12,5	5,5	310	1,4	28,1	1366	Termocolino - Húmedo superior
5. Soto del Barco	90	6	13,8	12,3	5,7	318	1,5	31,1	1126	Termocolino - Húmedo inferior
6. Arnao	26	15	13,3	13,4	4,7	314	2,4	31.4	957	Termocolino - Húmedo inferior
7. El Mugarón	26	19	13,2	13,0	4,5	307	2,0	31,3	1010	Colino inferior - Húmedo inferior
8. Cabo de Peñas	101	24	13,9	12,0	7,1	330	2,4	26,0	942	Termocolino - Húmedo inferior
9. Gijón	29	39	13,9	12,5	6,1	325	1,9	29,3	1041	Termocolino - Húmedo inferior
10. Villaviciosa	10	12	12,8	13,6	2,9	293			1242	Colino inferior - Húmedo superior
11. Lastres	93	25	14,5	14,1	5,7	343	1,8	31,9	1175	Termocolino - Húmedo superior
12. Llanes	12	7	13,1	11,1	5,2	294	1,7	30,1	1136	Colino inferior - Húmedo inferior

Datos climáticos y tipología bioclimática de las estaciones meteorológicas del litoral asturiano.
Alt – altitud
T – temperatura media anual
M – temperatura media de las máximas
m – temperatura media de las mínimas
It – índice de termicidad
Imv – índice de mediterraneidad
Ic – índice de continentalidad

Tabla 1

Ecología y extensión de las praderas marinas

Probablemente la primera referencia a la presencia de angiospermas marinas en la costa asturiana sea la cita en Gijón de *Zostera marina* que hace el botánico francés M. Ch. Durieu de Maissoneuve en 1835 (Gay, 1836; Jáuregui, 1958; Winch, 1836) y que también recoge Colmeiro (1889). Casi un siglo después, Faustino Miranda (1931) confirma nuevamente la presencia de *Zostera* en la bahía gijonesa, concretamente en Jove y cerca del Cervigón. El hecho de que en la primera localidad refiera que se halla presente en la zona litoral superior y en la segunda en la inferior, rodeada de rocas con *Himantalia* sp., parece sugerir que se tratase de *Nanozostera noltii* y *Z. marina*, respectivamente.

Por otra parte y en lo referente a las Zosteráceas que existen en el Principado de Asturias, siguiendo a Vázquez *et al*. (2014) hemos de aceptar la presencia de *Z. marina* y *N. noltii* que son las reconocidas por Talavera (2010) en el ámbito ibérico, aunque ambas sistematizadas en el género *Zostera*. No obstante en la ría del Eo, en los ambientes donde medra *N. noltii* pero hacia las zonas más profundas, aparecen, no con demasiada frecuencia ni abundancia, plantas del grupo con hojas algo más anchas, de dos a cuatro milímetros, claramente diferenciables por su morfología de las de esta. También, pero en forma muy escasa, en la ría de Villaviciosa, en la que se había señalado la presencia de *Z. marina* (Fernández-Prieto & Bueno-Sánchez, 1997), en poblaciones mixtas con *N. noltii*, aparece una planta muy similar a la detectada en los mismos ambientes de la ría del Eo, es decir plantas de porte distinto a las de *N. noltii* y con hojas algo más anchas pero que no alcanzan los 4-5 mm indicados como anchura foliar mínima indicada para *Z. marina* (Talavera, 2010).

En las costas atlánticas europeas al norte de la península ibérica y en el litoral de la antigua Yugoslavia (Euro+Med PlantBase, 2006) se reconoce la presencia de otra especie del género *Zostera: Zostera angustifolia* (Hornem.) Rchb.,

Aspecto de una pradera formada por Zostera marina f. angustifolia *(hojas anchas) y* Nanozostera noltii *(hojas estrechas). Fotografía Víctor M. Vázquez.*

Detalle de los rizomas de Zostera marina f. angustifolia ***(gruesos) y N***anozostera noltii ***(delgados). Fotografía: Víctor M. Vázquez.***

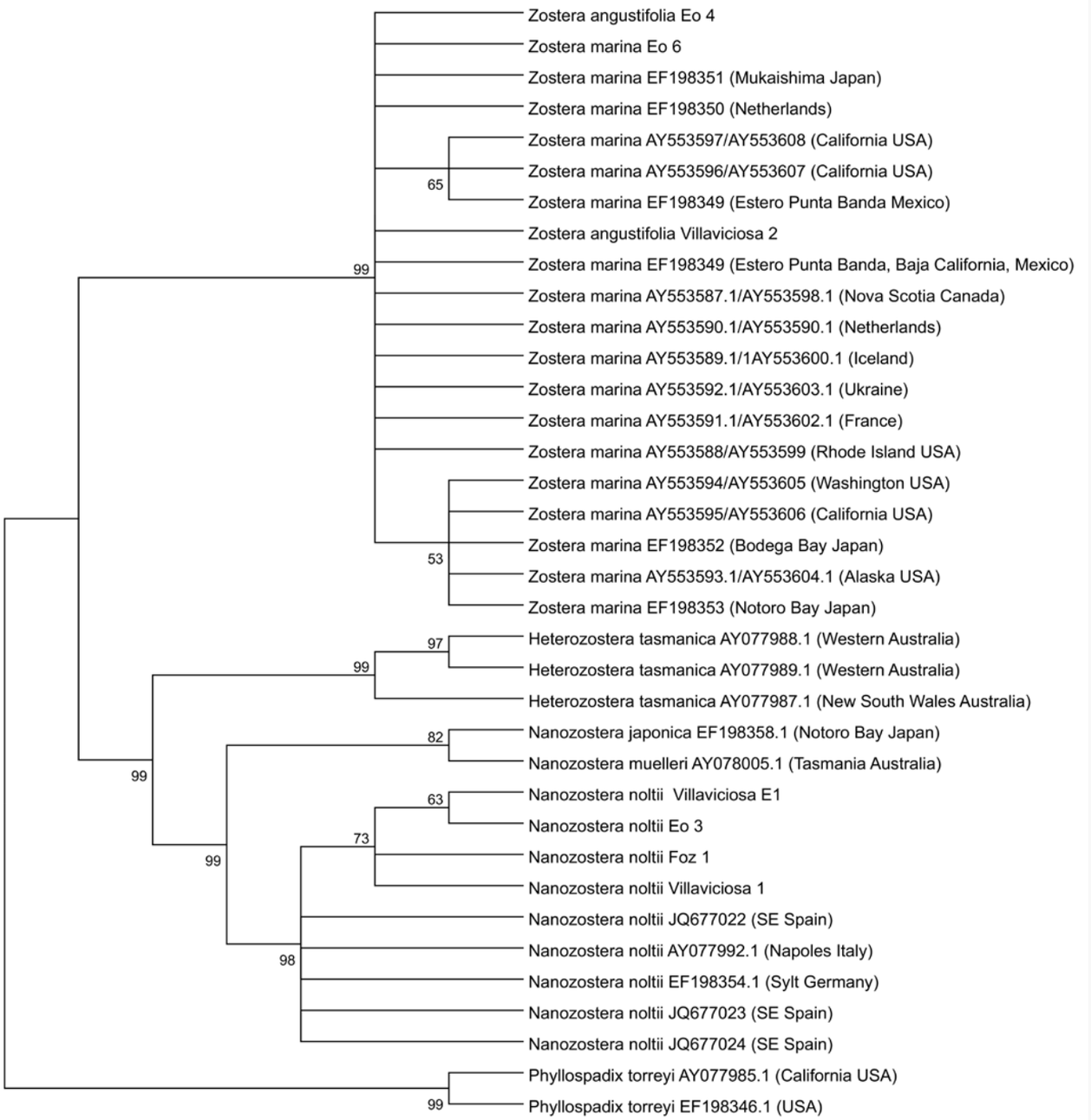
(=*Zostera marina* var. *angustifolia* Hornem., =*Zostera hornemanniana* Tutin).

Z. angustifolia es tratada como especie independiente de *Z. marina* en diversas floras (Clapham *et al.*, 1984; Tutin, 1968; Stace, 1991) y los criterios diagnósticos indicados en ellas nos permiten identificar como tal las plantas con hojas de entre dos, o algo menos, y cuatro milímetros de anchura que medran tanto en la ría del Eo como en la de Villaviciosa, en las llanuras fangosas localizadas a mayor profundidad de la cintura litoral.

No obstante, el análisis de secuencias ITS de plantas de las rías de Villaviciosa y del Eo (Fernández-Prieto *et al.*, inéd.; Figura 3) ponen en claro la existencia de dos grupos bien diferenciados: por una lado las correspondientes a las muestras de *N. noltii* y por otro las identificadas como *Z. marina* y *Z. angustifolia.* La identidad específica entre *Z. marina* y *Z. angustifolia* ha sido apoyada por resultados de análisis genéticos, mediante el uso de microsatélites, en poblaciones de Bretaña (Becheler *et al.*, 2010) y Noruega (Olsen *et al.*, 2013) cuyos resultados apoyan la idea de que se trata de ecotipos relacionados con ambientes varios y que esta plasticidad fenotípica evidenciada en *Z. marina* s. l., es muy probablemente una característica de los ambientes fuertemente estresantes en que se desarrolla. En consecuencia, los citados autores proponen su sistematización como *Z. marina* var. *angustifolia* Hornem. (Vázquez *et al*., 2014), y como sugiere den Hartog (1972) considerar estas plantas como una mera forma de de *Z. marina*: *Z. marina f. angustifolia*.

En la actualidad, los estuarios asturianos en los que se conoce la presencia de praderas de angiospermas marinas formadas por *Z. marina* son los de Villaviciosa y el Eo; estuarios en lo que también se encuentra *Z. marina f. angustifolia* que convive con *N. noltii.* Esta última especie, que es la más abundante de todas, se encuentra en los de la ría de Tina Mayor, Cobijero, ría de Niembro, ría de Ribadesella, ría de Villaviciosa y ría del Eo, habiendo desaparecido, casi con seguridad y tal como se indicó anteriormente, en la ría de Navia en tiempos recientes.

Precisamente en Navia ha aparecido una importante población de *Ruppia maritima* que también



Árbol filogenético de máxima parsimonia (MP) representando la robustez en la parte inferior del agrupamiento, método de aleatorización "Bootstrap" de 10000 réplicas, realizado con secuencias ITS de muestras de diversas especies de los géneros Zostera, Heterozostera, Nanozostera *y* Phyllospadix *(Zosteraceae). De las muestras propias se destaca su procedencia en negrita y en el caso de las identificadas como* Zostera angustifolia *aparecen con tal nombre; el resto de las secuencias proceden del GenBank ® y de ellas se indica el código de la accesión, además de su procedencia geográfica.*

Figura 3

Estuario	Cobertura	Superficie (m^2)	
Estuario de Niembro	RODALES DISPERSOS	3.074	
El Cobijero	DISCONTINUA	396	
Ría de Ribadesella	DISCONTINUA	5.949	54.278
	CONTINUA	48.328	
Ría de Villaviciosa	RODALES DISPERSOS	13.976	560.160
	DISCONTINUA	159.027	
	CONTINUA	387.157	
Ría del Eo*	DISCONTINUA		1.562.880
Ría de Tina Mayor	DISCONTINUA		5.546

*Resumen de las superficies ocupadas por las praderas de Zosteráceas en Asturias y tipo de poblamiento. *Fuente: Confederación Hidrográfica del Cantábrico.*

Tabla 2

está presente en los estuarios del Eo, Tapia de Casariego, Frejulfe, Barayo, Nalón y Villaviciosa. En Frejulfe, además, está presente *Eleocharis parvula*, ciperácea que en España solo se conoce en tres localidades de la costa cántabro-atlántica (Díaz-González *et al.*, 2004) y que parece haber desaparecido de la ría de Villaviciosa, donde se citaba en los años setenta del siglo pasado (Bueno-Sánchez, 1997).

En la tabla 2 se resume, para cada uno de los estuarios asturianos con presencia de praderas marinas de Zosteráceas, la superficie ocupada por las praderas y los tipos de cobertura que presentan.

Presiones y amenazas

Como en tantos otros lugares de Europa occidental, los estuarios asturianos han estado sometidos a drásticos cambios producidos por el desarrollo urbano e industrial acontecido desde la llamada Revolución Industrial. Desecación, contaminación, canalizaciones, rellenos, dragados, instalaciones portuarias, diques, complejos industriales, urbanización y construcciones constituyen una nómina de actuaciones humanas que han influido negativamente, a lo largo de la historia, en nuestros ciertamente pequeños estuarios. A ellas deberíamos unir más recientemente las ocupaciones para el desarrollo de la acuicultura e incluso la extracción de cebos para su uso en pesca deportiva.

Las obras para el desarrollo de infraestructuras han causado cambios en el régimen de circulación del agua dentro de las marismas, lo que ha llevado a modificaciones en la sedimentación, en la inundabilidad y en la salinidad del agua; un caso muy peculiar es el de la ría de Navia, en cuya margen derecha se desarrolla una laguna salobre que estaba colonizada por *Nanozostera noltii* (Bueno-Sánchez, 1997) y que en la actualidad, tras un recrecimiento del espigón de la bocana de la ría que dificulta la entrada de agua salada ha ido eutrofizándose hasta el punto de que ahora dicha planta ha sido sustituida por *Ruppia maritima.*

La ría de Avilés, con todo un desordenado pasado de industrialización y ocupación portuaria, dragados y contaminación industrial y urbana, no posee actualmente ninguna población de angiospermas marinas. Algo parecido ocurre en el estuario del Nalón, en donde se ha constatado la presencia de *R. maritima*, tras más de un siglo de contaminaciones debidas principalmente a la actividad minera desarrollada en las cuencas carboneras asturianas. La ría de Navia también padeció décadas de contaminación industrial que puede estar en el origen de la ausencia de

praderas marinas en lugares que, en apariencia, son favorables para su desarrollo.

Acumulaciones de residuos en la ría de Navia. Fotografía: Víctor M. Vázquez.

Efectos de la recogida de cebos vivos para la pesca deportiva (ría de Tina Mayor). Fotografía: Víctor M. Vázquez.

Perturbación mecánica de la pradera de Nanozostera noltii *para la recogida de cebo vivo (ría de Villaviciosa). Fotografía: Víctor M. Vázquez.*

Las actividades de extracción de poliquetos ("xorra") para su uso como cebo en la pesca deportiva causan una alteración física de las praderas. En las de tamaños grandes, rías del Eo, de Villaviciosa y de Ribadesella los huecos abiertos por las excavaciones parecen recuperarse, aunque en las poblaciones pequeñas sus efectos pueden causar una disminución drástica de la población, este fenómeno puede observarse en los pequeños rodales de *N. noltii* existentes en El Cobijero y en la ría de Tina Mayor, así como en algunos lugares marginales de Villaviciosa.

En la ría del Eo, la implantación de cultivos de moluscos supone una ocupación del suelo del estuario, por lo que se eliminan las praderas preexistentes, afectando a importantes superficies de *N. noltii* y, probablemente, de *Z. marina f. angustifolia*. En este estuario, las praderas de *Z. marina* podrían verse afectadas por los dragados periódicos que se realizan para facilitar la operatividad de la industria naval o por los proyectos de ampliaciones de puertos deportivos.

	Dragado	Puertos	Diques	Cebos	Cultivos	Contaminación	Pisoteo
Eo	X	X	X	X	X	X	
Tapia						X	
Navia			X			X	
Frejulfe						X	
Barayo							
Nalón						X	
Villaviciosa	X			X	X	X	
Ribadesella	X	X		X			
Niembro				X			
Cobijero				X			X
Tina Mayor				X			X

Principales amenazas para las praderas de angiospermas marinas en Asturias.

Tabla 3

La facilidad de acceso, desde los terrenos limítrofes con el estuario, de ganado mayor provoca la fragmentación por pisoteo de los rizomas y crean huecos en los pequeños rodales de angiospermas; este hecho se puede observar actualmente en Cobijero y Tina Mayor, donde el ganado bovino y equino provocan este efecto en las poblaciones de *N. noltii*.

En la tabla 3 se resume, para cada uno de los estuarios asturianos con presencia de praderas marinas, el tipo de principales amenazas detectadas a las que se enfrentan.

Gestión y conservación

Tal y como indicamos con anterioridad, el inicio de la conservación de las angiospermas marinas en Asturias se produce de forma efectiva con su inclusión en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Flora, aprobado por el Decreto 65/1995, de 27 de abril. En este catálogo se incluyen las cuatro especies de angiospermas marinas presentes en nuestra región: *Zostera marina* incluida como planta Sensible a la Alteración de su Hábitat, *Nanozostera noltii* y *Ruppia maritima* incluidas como plantas Vulnerables y *Eleocharis parvula*, que lo está en la categoría de En peligro de extinción. Esto implica la imposibilidad de realizar cualquier actuación que suponga la recogida, corta, desenraizado o cualquier agresión a dichas plantas o parte de ellas, incluidas sus semillas, así como la modificación deliberada del sustrato que las soporte.

Si bien es cierto que no se encuentran desarrollados sus respectivos planes de conservación del hábitat, de conservación y de recuperación, esta situación legal supone que cualquier actuación susceptible de amenazar a las poblaciones conocidas, tiene que ser valorada adecuadamente desde la administración regional, garantizando su protección en todo caso.

En la tabla 4, se resume para cada uno de los estuarios asturianos con presencia de praderas marinas, el tipo de espacio protegido en que se ubican.

Como se ve, todos los estuarios asturianos que poseen praderas de angiospermas marinas han sido incluidos en Zonas Especiales de Conservación de la Red Natura 2000; en la tabla 5, se recogen las normas de declaración de cada una de las ZEC costeras que albergan estuarios.

Además, la Red Regional de Espacios Naturales Protegidos del Principado de Asturias incluye de forma efectiva las poblaciones de la Ría de Villaviciosa, declarada como Reserva Natural Parcial mediante Decreto 61/95, de 27 de abril y

Tabla 4

Grado de protección de los estuarios asturianos con presencia de pradera marinas.

Estuario	RN2000	RRENPA	Ramsar	RBiosfera
Ría del Eo	X		X	X
Tapia	X			
Ría de Navia	X			
Frejulfe	X	X		
Barayo	X	X		
Ría del Nalón	X			
Ría de Villaviciosa	X	X	X	
Ría de Ribadesella	X			
Niembro	X			
El Cobijero	X	X		
Ría de Tina Mayor	X			

ZEC	Norma de declaración	Publicación BOPA
Ría del Eo (ES1200016)	Decreto 166/2014, de 29 de diciembre, por el que se declara la Zona Especial de Conservación Ría del Eo (ES1200016) y se aprueba el I Instrumento de Gestión Integrado de diversos espacios protegidos en la Ría del Eo.	5/01/2015
Penarronda-Barayo (ES0000317)	Decreto 160/2014, de 29 de diciembre, por el que se declara la Zona Especial de Conservación Penarronda-Barayo (ES0000317) y se aprueba el I Instrumento de Gestión Integrado de diversos espacios protegidos en el tramo costero entre Penarronda y Barayo.	3/01/2015
Cabo Busto-Luanco (ES0000318)	Decreto 154/2014, de 29 de diciembre, por el que se declara la Zona Especial de Conservación Cabo Busto-Luanco (ES1200055) y se aprueba el I Instrumento de Gestión Integrado de diversos espacios protegidos en el tramo costero entre Cabo Busto y Luanco.	3/01/2015
Ría de Villaviciosa (ES1200006)	Decreto 164/2014, de 29 de diciembre, por el que se declara la Zona Especial de Conservación Ría de Villaviciosa (ES1200006) y se aprueba el I Instrumento de Gestión Integrado de diversos espacios protegidos en la Ría de Villaviciosa.	5/01/2015 (9/01/2015)
Ría de Ribadesella-Ría de Tina Mayor (ES0000319)	Decreto 165/2014, de 29 de diciembre, por el que se declara la Zona Especial de Conservación Ría de Ribadesella-Ría de Tina Mayor (ES0000319) y se aprueba el I Instrumento de Gestión Integrado de diversos espacios protegidos en el tramo costero entre Ribadesella y Tina Mayor.	3/01/2015

Zonas Especiales de Conservación declaradas en el Principado de Asturias que poseen estuarios con presencia de praderas de angiospermas marinas

Tabla 5

las de El Cobijeru, declarado como Monumento Natural por el Decreto 140/2001, de 5 de diciembre. Por otra parte, las rías del Eo y de Villaviciosa están incluidas en el Convenio de Ramsar y la primera de ellas forma parte de la Reserva de la Biosfera de los Oscos, Eo y Terras de Burón.

Antiguo parque de cultivos marinos en la ría del Eo.

Fotografía: Salvador Rodríguez Ambres.

Cartografías

Asturias

MAPAS DE DISTRIBUCIÓN DE LAS PRADERAS MARINAS, PRESIONES Y MEDIDAS DE GESTIÓN

MAPA 1A

Asturias (oeste)

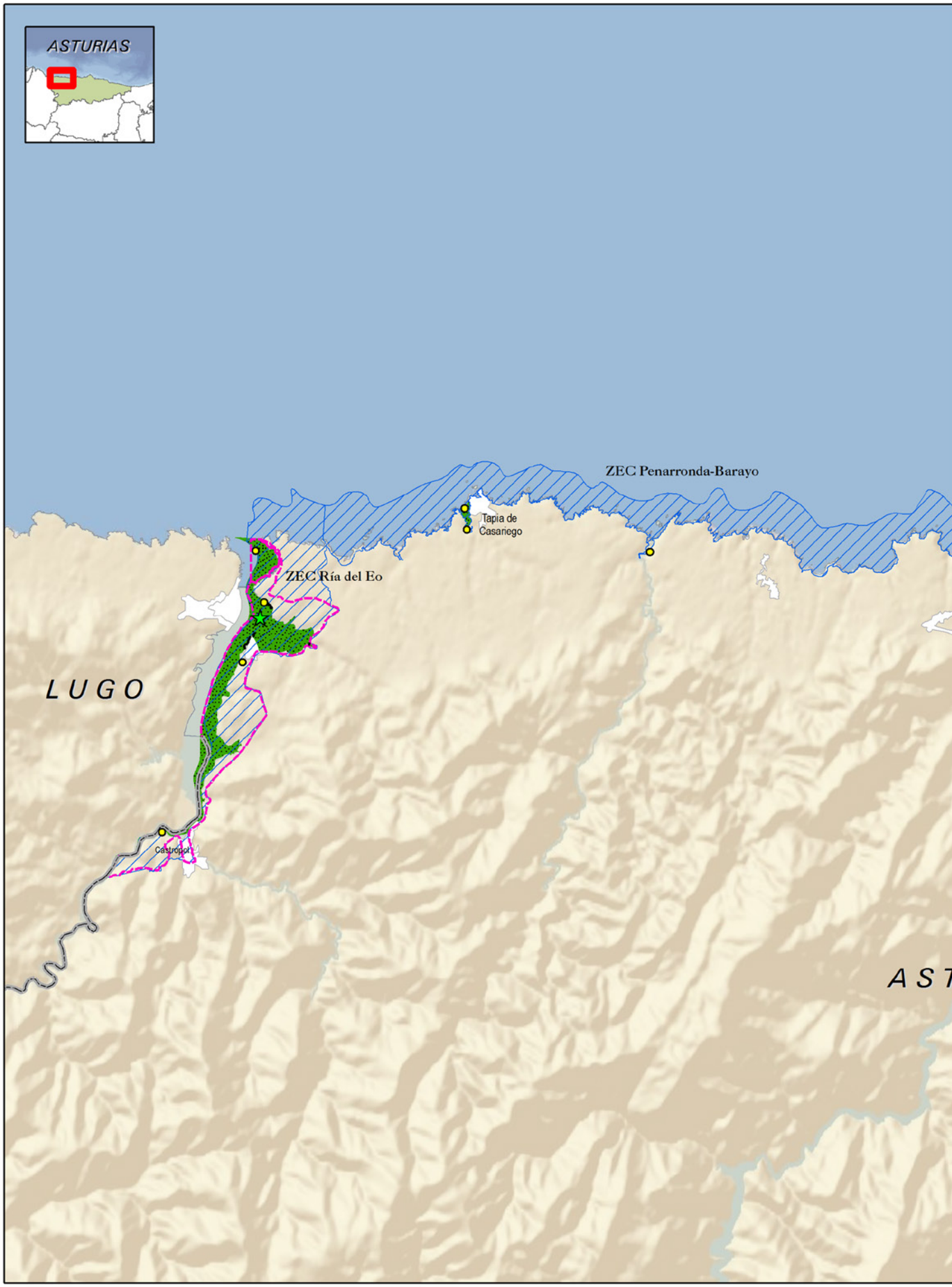
Distribución de praderas marinas en el litoral oeste de Asturias (de ría del Eo a cabo Busto)

Elaboración: IEO.

Fuentes: Dirección General de Recursos Naturales (Principado de Asturias). Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: Word Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500–IGN.

Escala 1:145000

N
ntábrico
Punta el
Castro
Cabo
Busto
Ria de Navia
Puerto
de Vega
Fexulfe
Barayo
Navia
TURIAS
0
2,5
5
10 km


ASTURIAS
ZEC Penarronda-Barayo
Tapia de Casariego
ZEC Ría del Eo
LUGO
Castropol
AST
Costa artificial (diques y puertos)
Extracción de cebo
Dragados
Vertidos urbanos

MAPA 2B

Asturias (oeste)

Presiones y medidas de gestión en el litoral oeste de Asturias (de ría del Eo a cabo Busto)

Elaboración: IEO.

Fuentes: Dirección General de Recursos Naturales (Principado de Asturias), MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500–IGN.

Escala 1:145000

MAPA 2A

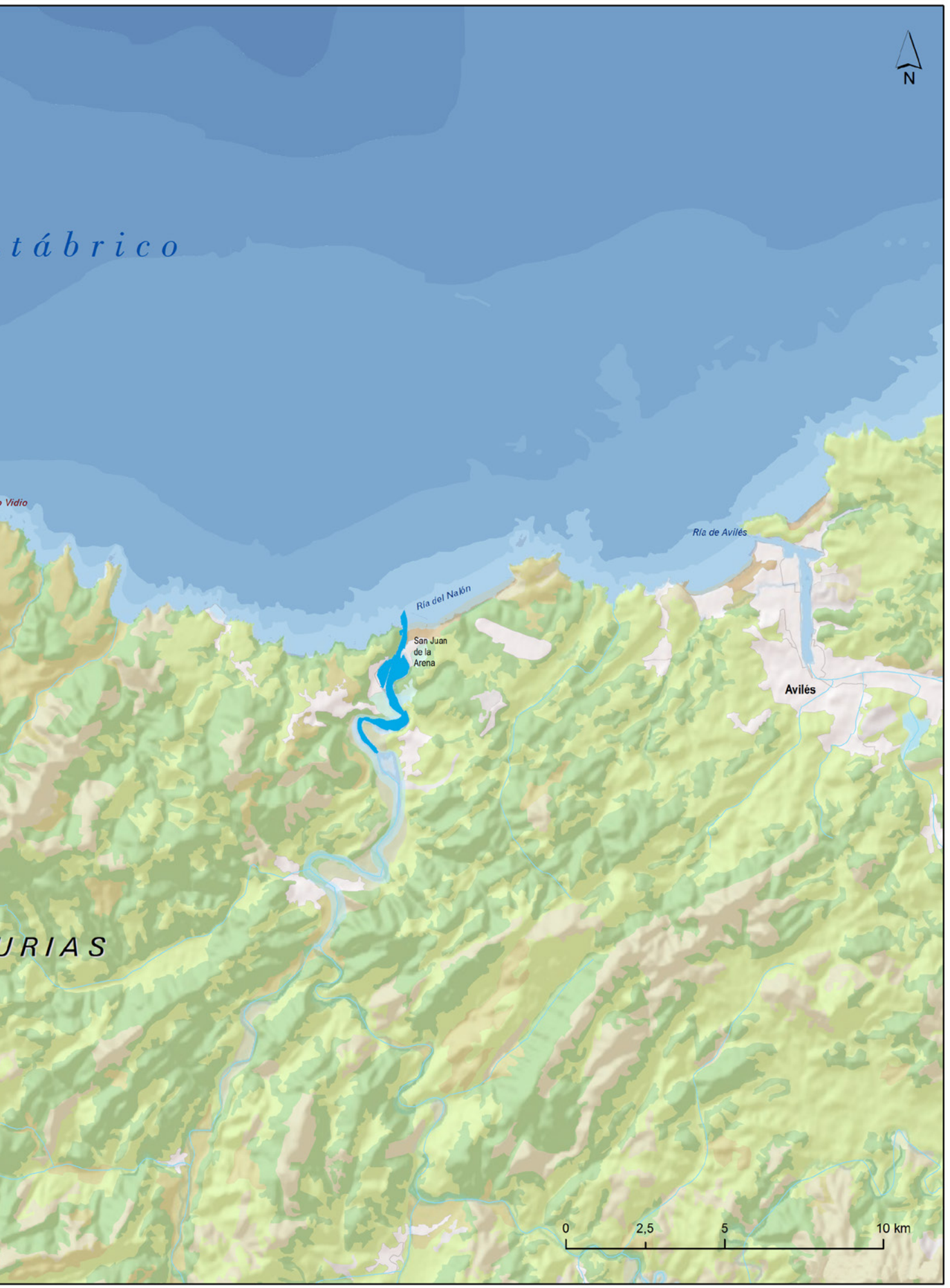
Asturias (oeste)

Distribución de praderas marinas en el litoral oeste de Asturias (de cabo Busto a ría de Avilés)

Elaboración: IEO.

Fuentes: Dirección General de Recursos Naturales (Principado de Asturias). Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: Word Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500–IGN.

Escala 1:145000


N
tábrico
Vidio
Ría de Avilés
Ría del Nalón
San Juan
de la
Arena
Avilés
URIAS
0
2,5
5
10 km

ASTURIAS
Extracción de cebo
Vertidos urbanos
Tejido urbano e industrial
Red Natura 2000

MAPA 2B

Asturias (oeste)

Presiones y medidas de gestión en el litoral oeste de Asturias (de cabo Busto a ría de Avilés)

Elaboración: IEO.

Fuentes: Dirección General de Recursos Naturales (Principado de Asturias), MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500–IGN.

Escala 1:145000

MAPA 3A

Asturias (este)

Distribución de praderas marinas en el litoral este de Asturias (de cabo de Peñas a ría de Villaviciosa)

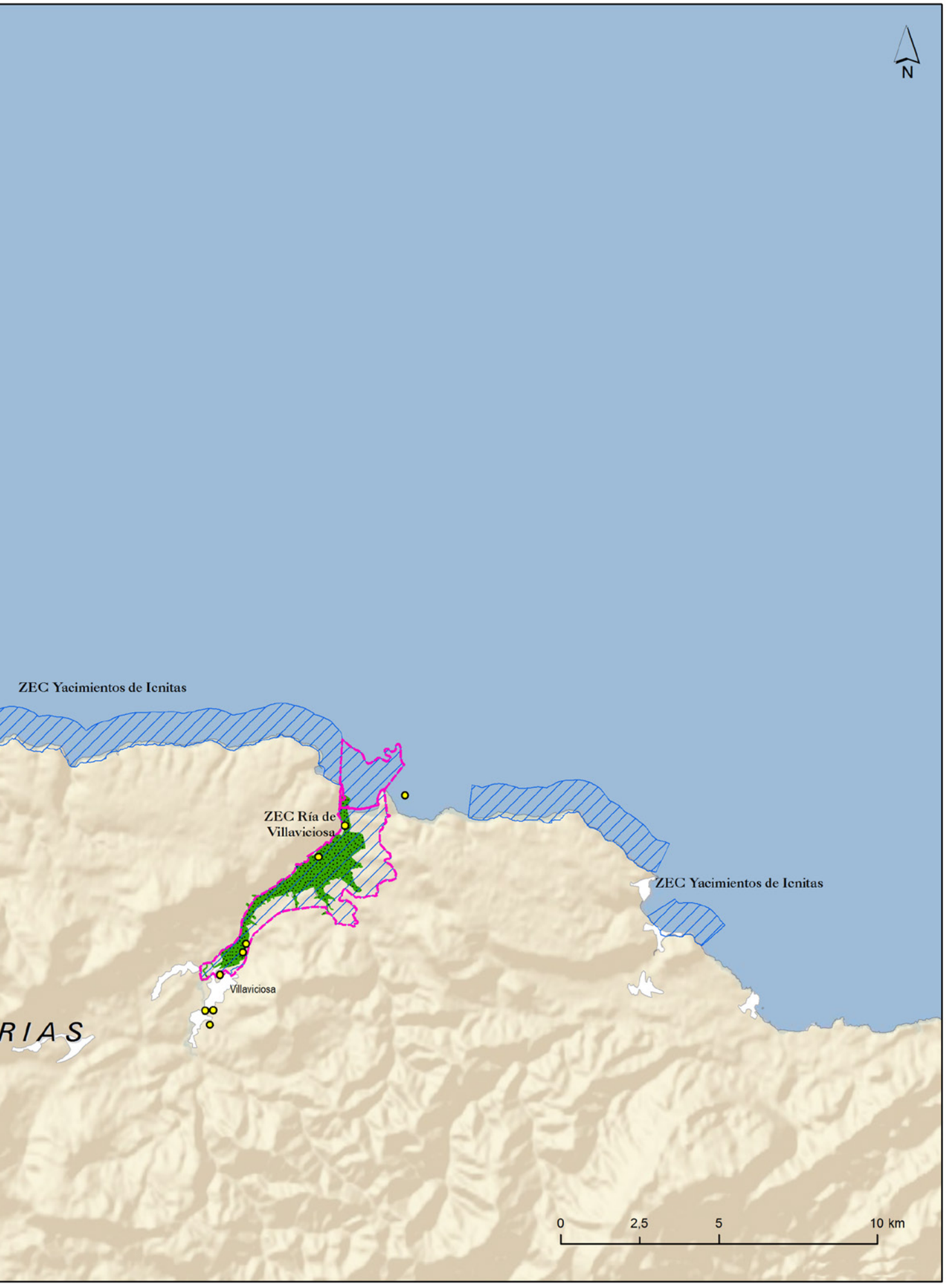
Elaboración: IEO.

Fuentes: Dirección General de Recursos Naturales (Principado de Asturias). Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: Word Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500–IGN.

Escala 1:145000

N
Cantábrico
Playa España
Ría de Villaviciosa
Cabo Lastres
Playa de la Griega
Villaviciosa
RIAS
0
2,5
5
10 km

ASTURIAS
ZEC Cabo Busto-Luanco
Gijón /
Xixón
ASTU
Extracción de cebo
Vertidos urbanos
Tejido urbano e industrial
Red Natura 2000



MAPA 3B

Asturias (este)

Presiones y medidas de gestión en el litoral este de Asturias (de cabo de Peñas a ría de Villaviciosa)

Elaboración: IEO.

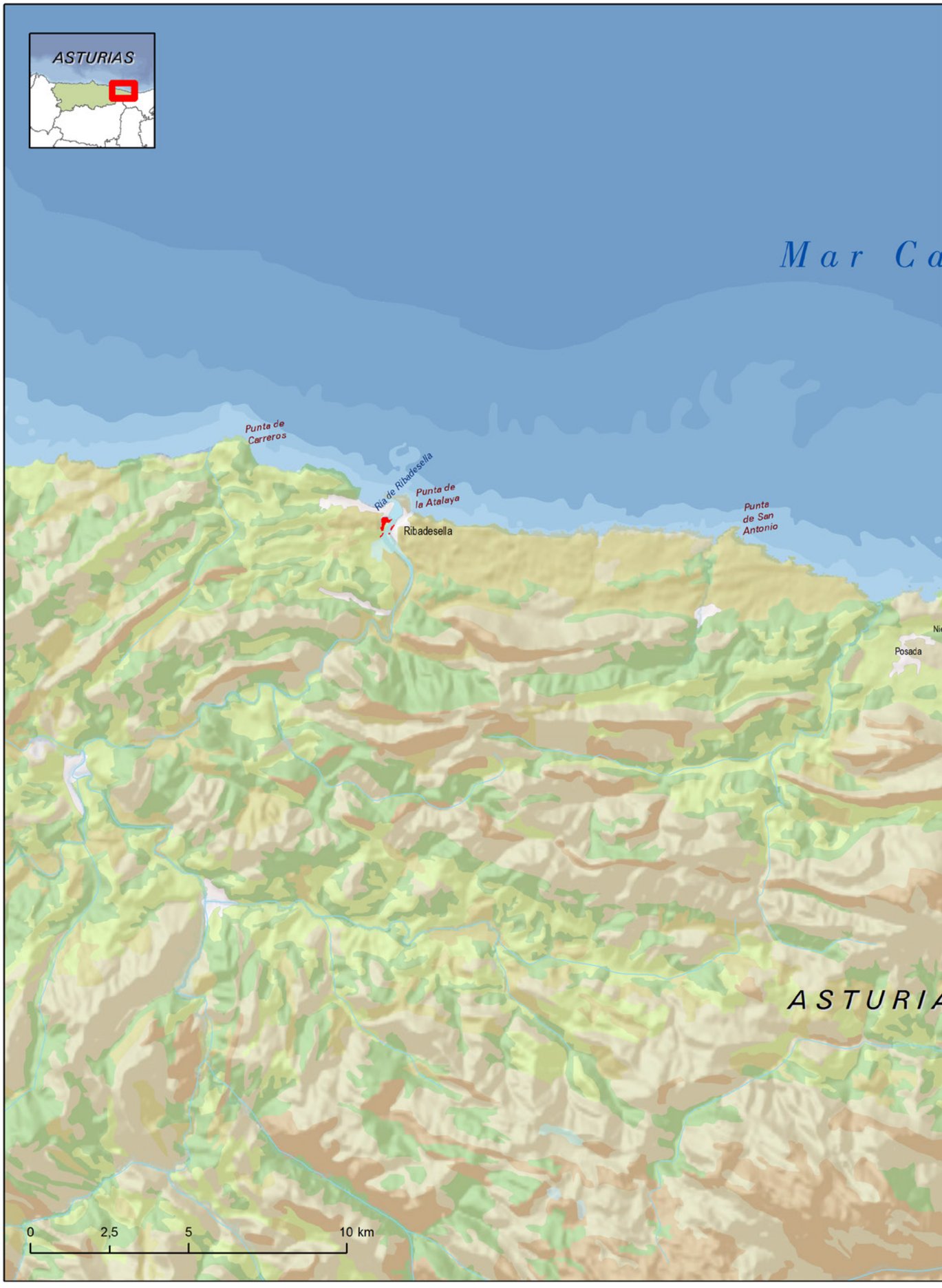
Fuentes: Dirección General de Recursos Naturales (Principado de Asturias), MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500–IGN.

Escala 1:145000

MAPA 4A

Asturias (este)

Distribución de praderas marinas en el litoral este de Asturias (de ría de Ribadesella a ría de Tina Mayor)



Elaboración: IEO.

Fuentes: Dirección General de Recursos Naturales (Principado de Asturias). Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: Word Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500–IGN.

Escala 1:145000

N
ntábrico
Cabo
Prieto
Llanes
Punta
Mohosa
Punta de
San Emetero
Ria de Tina Mayor
El cobjero
Unquera
CANTABRIA

ASTURIAS
ZEC Yacimientos de Icnitas
Ribadesella
Posada
ASTURIA
0
2,5
5
10 km
Costa artificial (diques y puertos)
Vertidos urbanos
Ganadería (pisoteo)

MAPA 4B

Asturias (este)

Presiones y medidas de gestión en el litoral este de Asturias (de ría de Ribadesella a ría de Tina Mayor)

Elaboración: IEO.

Fuentes: Dirección General de Recursos Naturales (Principado de Asturias), MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500–IGN.

Escala 1:145000

Detalle de Zostera marina *en la zona intermareal de la bahía de Santander.*

Fotografía: Bárbara Ondiviela.

Cantabria

X

Praderas de angiospermas marinas de Cantabria

Bárbara Ondiviela[1]

Gerardo García-Castrillo[2]

María Recio[1]

Araceli Puente[1]

José A. Juanes[1]

[1] *Instituto de Hidráulica Ambiental de la Universidad de Cantabria, IH Cantabria.*

[2] *Museo Marítimo del Cantábrico (MMC).*

Descripción general del área

El litoral de Cantabria presenta una elevada complejidad estructural, fruto de la combinación de sus características geológicas y de la elevada energía que recibe del oleaje. El resultado es una línea de costa dominada por un abrupto perfil de acantilado constituido por rocas calizas o cuarcitas que conforman, según su dureza y la orientación de los estratos, costas tortuosas y escarpadas de mayor o menor altura. En este perfil costero destaca el cabo de Ajo, por ser el segmento más septentrional, el punto más cercano al declive del talud continental y la parte más estrecha de la plataforma cantábrica. A lo largo del litoral, la costa se ve interrumpida con frecuencia por zonas abrigadas, playas, campos dunares y estuarios, formados por la inundación de antiguos valles fluviales, en los que confluyen las aguas continentales y las aguas costeras. Los ríos de Cantabria se caracterizan por una elevada pendiente, corto trazado, bajo caudal y un régimen hidrológico irregular y altamente torrencial (García *et al.*, 2008). Por su parte, el régimen mareal dominante en los estuarios es semidiurno y mesomareal, es decir, con dos pleamares y dos bajamares al día, y un rango de marea mayor de 4 m. La combinación de ambas dinámicas determina que en la mayoría de los estuarios de Cantabria el componente mareal domine frente al fluvial (Galván *et al.*, 2010), dando lugar a masas de agua bien mezcladas, en algunos casos parcialmente estratificadas.

En Cantabria hay 12 estuarios con superficies que oscilan entre 82,1 y 2.346 ha y que según su localización de oeste a este son los siguientes: ría de Tina Mayor, ría de Tina Menor, marismas de S. Vicente de la Barquera, ría de Oyambre, ría de San Martín de la Arena, ría de Mogro, bahía de Santander, ría de Ajo, marismas de Joyel, marismas de Victoria, marismas de Santoña y ría de Oriñón. En su mayor parte se caracterizan por amplias superficies intermareales (más del 50%), fondos blandos constituidos mayoritariamente por fangos y arenas medias y finas y profundidades máximas de 13 m.

Ecología y extensión de las praderas marinas

Especies y ecología

De las diferentes especies de angiospermas marinas presentes en Europa, tres se encuentran en aguas cantábricas (*Zostera marina, Zostera noltii y Ruppia maritima*) y dos en el litoral de Cantabria (*Z. marina y Z. noltii*). Como en el resto del Cantábrico, la presencia de angiospermas marinas se reduce exclusivamente a los ambientes polihalinos o eurihalinos de la zona media y exterior de los estuarios. *Z. marina* puede llegar a formar importantes praderas monoespecíficas sobre suelos fangosos a profundidades que, dependiendo de la claridad del agua, varían entre 1-10 metros (Ondiviela *et al.*, 2014). De acuerdo con trabajos desarrollados en la bahía de Santander (ACEM, 2002), los haces de *Z. marina* tienen entre 3 y 4 hojas, con una longitud media máxima de 30 cm en los meses de agosto a octubre y una anchura que oscila entre 3-4 mm (Tabla 1). La densidad de las praderas varía entre 2000 y 3000 haces por metro cuadrado y la biomasa foliar entre 150 mg PS/m^2 en los meses de otoño e invierno y 400 mg PS/m^2 en primavera-verano. *Z. noltii,* por su parte, crece preferentemente sobre suelos fangosos y arenosos, en zonas intermareales de estuarios protegidos, formando densas praderas monoespecíficas que en las cotas más someras pueden ser mixtas con *Ulva* sp. y en las más profundas (1 a 2 metros) con *Z. marina*. Los haces de *Z. noltii* tienen 2 ó 3 hojas, de entre 5 y 15 cm de longitud y 1,5 mm de anchura máxima (Tabla 1, Figura 1). La densidad de las praderas oscila entre 3000 y 4500 haces/m^2 y la biomasa foliar entre 50 y100 mg PS/m^2.

En los estuarios de Cantabria las formaciones de *Zostera* presentan marcados patrones estacionales de biomasa y, en menor medida, de densidad de haces, con valores máximos en el período estival (julio, agosto, septiembre y octubre) y mínimos en invierno. Primavera es la época de producción de haces y hojas nuevas, y de crecimiento de las hojas en longitud y anchura, de forma que durante el verano, cuando se encuentran en plena actividad, las praderas marinas alcanzan valores máximos de biomasa (ACEM, 2002). A partir de septiembre las dos especies sufren un cese en su actividad y se inicia la pérdida de haces y hojas de las plantas más maduras y, por tanto, las de mayor longitud y biomasa.

Detalle de planta de Zostera noltii.

Fotografía: Bárbara Ondiviela.

Figura1

	Zostera marina	***Zostera noltii***
Hábitat	Estuarios protegidos	Estuarios protegidos
Nivel de marea	Intermareal inferior y submareal somero	Intermareal
Profundidad máxima (m)	1-10	1-2
Número medio de hojas/haz	3-4	2-3
Longitud media de hojas (cm)	10-30	5-15
Anchura media de hojas (mm)	3-5	1-1,5
Densidad media (nº haces/m^2)	2000-3000	3000-4500
Biomasa foliar (mg PS/m^2)	150-400	50-100

Hábitat, nivel de marea, profundidad y características morfológicas de Zostera marina y Zostera noltii *en la bahía de Santander.*

Fuente: ACEM, 2002; Ondiviela et al., *2014.*

Tabla 1

Distribución y extensión

La información disponible en Cantabria sobre la presencia de *Z. marina y Z. noltii* permite identificar los estuarios en los que están presentes estas angiospermas. No obstante, la escala espacial no alcanza el nivel de detalle requerido para reconocer las zonas concretas de cada estuario en las que se asientan, o para analizar con suficiente precisión su posible evolución espacial o temporal.

En la actualidad se tiene constancia de la presencia de praderas de angiospermas marinas en 11 de los 12 estuarios de Cantabria. *Z. marina* está presente exclusivamente en las marismas de Santoña y la bahía de Santander. *Z. noltii*, por su parte, está presente en todos los estuarios de la región, con la excepción de la laguna litoral de Victoria. Esta laguna representa una singularidad dentro de los estuarios de Cantabria al presentar un estado de eutrofización condicionado por su escasa comunicación con el mar y, consecuentemente, por unas condiciones hidrodinámicas y físico-químicas únicas.

Las mayores extensiones de angiospermas marinas se registran en la bahía de Santander y en el estuario de Santoña.

En conjunto, ambos estuarios comprenden el 100% y el 92% de la extensión total ocupada por *Z. marina y Z. noltii,* respectivamente, en toda la región (Tabla 2; GESHA, 2005). Estos dos enclaves constituyen los dos mayores sistemas de estuario de Cantabria y se caracterizan por una elevada complejidad morfológica (Galván *et al.*, 2010), amplias zonas intermareales, una importante red de canales de drenaje y un aporte significativo de agua dulce.

Tal y como señalaron Menoyo *et al.* (1998), los estudios publicados sobre la flora y vegetación marina de la Comunidad de Cantabria son escasos. La primera referencia sobre la presencia de angiospermas marinas en Cantabria se remonta probablemente a las anotaciones recogidas en los cuadernos de campo de la Estación Marítima de Zoología y Botánica Experimentales de Santander (1906). En los años 1972 y 1973 Loriente (1974) realizó un estudio de toda la costa de Cantabria en el que constató la presencia de *Z. marina* en Oyambre, bahía de Santander y marismas de Santoña y de *Z. noltii* en los estuarios de Tina Menor, San Vicente, Oyambre, San Martín de la Arena, Mogro, bahía de Santander, Ajo, marismas de Santoña y Oriñón.

Los trabajos cartográficos realizados posteriormente se han llevado a cabo en una esca-

Tabla 2

Superficie (ha) ocupada por Zostera marina *y* Zostera noltii *en los estuarios de Cantabria.*

Fuente: GESHA, 2005.

Estuario	*Zostera marina (ha)*	*Zostera noltii (ha)*
Tina Mayor	0	Sin datos
Tina Menor	0	19,30
San Vicente	0	25,08
Oyambre	0	Sin datos
San Martín de la Arena	0	2,42
Mogro	0	6,70
Bahía de Santander	56,42	453,50
Ajo	0	0,53
Joyel	0	7,93
Marismas de Santoña	291,09	307,40
Oriñón	0	3,46

la local centrada en analizar la distribución de las praderas de angiospermas marinas en la bahía de Santander (ACEM, 2002; IH Cantabria, 2012a), las marismas de Santoña (MMA, 2004), San Vicente de la Barquera (IH Cantabria, 2013) y Oriñón (Menoyo *et al.,* 1998). El único trabajo cartográfico a escala regional que después de Loriente (1974) ha abordado la distribución de las angiospermas marinas en el litoral de Cantabria se enmarcó dentro de una cartografía general de angiospermas marinas realizada por la Universidad de Cantabria en el año 2005, a escala 1:5000 (GESHA, 2005; Mapas 1A y 2A).

Desde 2005 los esfuerzos cartográficos se han centrado en identificar, delimitar y evaluar el estado de conservación de los hábitats de interés comunitario presentes en los Lugares de Importancia Comunitaria (LICs) litorales de la Red Natura 2000 en Cantabria (CETYMA, 2005; IH Cantabria, 2011). Además de reconocer los límites de distribución del hábitat 1110, "Fondos arenosos cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda" (que puede albergar la asociación fitosociológica de *Zosteretum marinae*) y el hábitat 1140 "llanos fangosos o arenosos que no están cubiertos de agua cuando hay marea baja" (que en la región puede albergar asociaciones fitosociológicas de *Zosteretum noltii; Ruppieteum cirrhosae; Enteromorpho intestinales-Ruppieteum maritimae y Eleocharidetum parvulae)*.

CUADRO TEMÁTICO 1

EVOLUCIÓN DE LAS ANGIOSPERMAS MARINAS EN LA BAHÍA DE SANTANDER

Bajo el localismo de "Porreto" se denominan las plantas o hierbas marinas que forman las praderas de zosteráceas de la bahía de Santander (Fig. 1.1), como figura en los cuadernos de campo de la Estación Marítima de Zoología y Botánica Experimentales de Santander (1906). Dichas anotaciones aportan información histórica de la biodiversidad y abundancia de las comunidades bentónicas de la bahía de Santander en las últimas décadas del siglo XIX y primeras del siglo XX y, consecuentemente, de las angiospermas marinas presentes en este entorno.

Las praderas de angiospermas marinas en Cantabria sufrieron una regresión general en la última mitad del siglo XX, comparable al descrito en aguas europeas, y cuya causa se relacionó, entre otras, con el incremento de nutrientes y de la turbidez del agua (Hauxwell *et al.,* 2000), el apantallamiento causado por el exceso de epibiontes (Baden & Boström, 2001; Borum *et al.,* 2004), la intensificación del marisqueo, o la aparición de enfermedades degenerativas (Rasmussen, 1977; Thayer *et al.,* 1984).

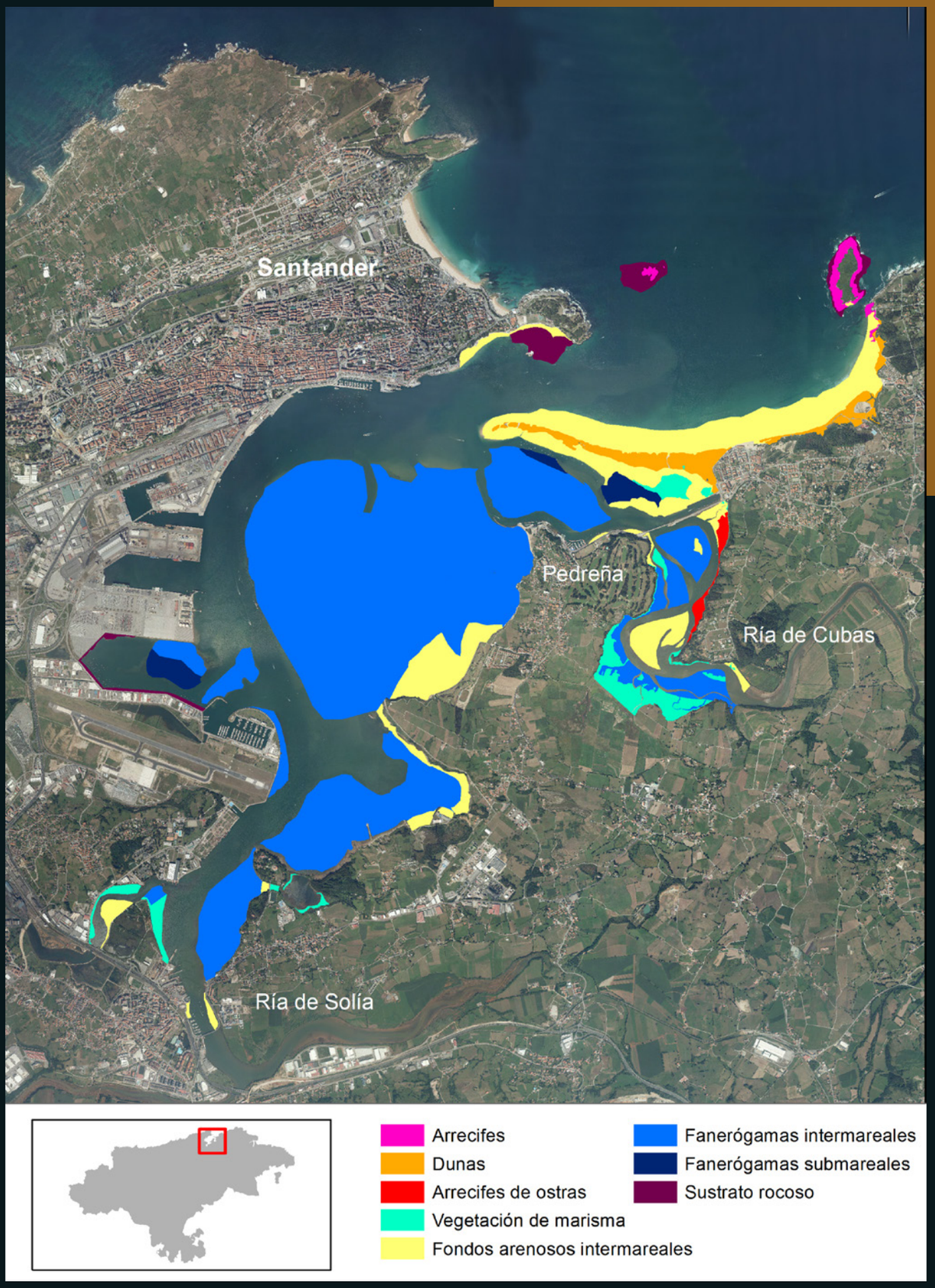
En este contexto de regresión, surge la primera gran contribución al estado de conocimiento de las comunidades de *Zostera* de la bahía de Santander (ACEM, 2002). Este trabajo, pionero en la región, se centró en estudiar la dinámica de crecimiento de las praderas, inventariar la biocenosis asociada a las praderas de *Zostera marina y Zostera noltii* y desarrollar una metodología para la restauración ambiental de zonas degradadas mediante técnicas de trasplantes.

Coincidiendo con la puesta en funcionamiento del saneamiento de la bahía de Santander se detectó en las praderas de angiospermas un primer indicio de recuperación de sus dominios primitivos e, incluso, de otros sobre los que no había constancia de asentamientos previos (Ondiviela *et al.,* 2005). No obstante, al no existir una serie histórica completa y carecer de información científica rigurosa, no es posible determinar las causas de esta recuperación, que en términos cualitativos, sin embargo, sí es constatable.

Figura 1.1

Praderas de Zostera *en bancos de arena de la zona intermareal de la bahía de Santander.*

Fotografía: Lina Fernández.



Mapa de distribución de la vegetación acuática de la bahía de Santander.

Fuente: IH Cantabria, 2012a.

Figura 1.2

Este proceso ininterrumpido de expansión ha supuesto que en el año 2012 las praderas ocupen la práctica totalidad de su área de distribución potencial: desde la bocana de la bahía (Barquería y Pedreña), hasta los márgenes intermareales de la península de Pedrosa, dársena sur de Raos, ría de Solía y ría de Cubas. En la figura 1.2 se muestra la última cartografía de detalle de la distribución de *Z. marina y Z. noltii* en la bahía de Santander (IH Cantabria, 2012a).

Presiones y amenazas

En Cantabria, las presiones con una incidencia más notable en el estado de conservación de las angiospermas marinas son los rellenos históricos efectuados en gran parte de los estuarios de la región y los dragados que periódicamente se llevan a cabo en los principales canales de navegación (Mapas 1B y 2B). Otras presiones que, al menos en Cantabria, parecen tener una menor afección sobre las praderas de angiospermas son los vertidos, la navegación, el fondeo de embarcaciones de recreo y el marisqueo.

Rellenos

Los rellenos efectuados históricamente en todos los estuarios de la región han limitado la extensión del hábitat potencial de las praderas de angiospermas marinas y modificado las condiciones del entorno, incluyendo la dinámica sedimentaria, tan estrechamente ligada al desarrollo de este tipo de comunidades (Recio *et al.,* 2013a). Aunque a día de hoy las actuaciones de relleno están muy controladas y solo se permiten en casos excepcionales, la pérdida global estimada está en torno al 34% de la superficie original de los estuarios de Cantabria, destacando especialmente la bahía de Santander (1403 ha) y las marismas de Santoña (997 ha) (IH Cantabria, 2012b).

Dragados

Una de las principales presiones sobre las praderas de angiospermas marinas es el dragado de las canales de navegación de la bahía de Santander, las marismas de Santoña y, en menor medida, de San Vicente de la Barquera. En la bahía de Santander se dragan periódicamente 6 ha de la bocana para evitar la colmatación de la desembocadura y permitir el acceso de los buques a la zona portuaria. Además de los posibles efectos derivados de la alteración directa del hábitat, o el incremento de la turbidez, el dragado tiene un efecto sobre la dinámica sedimentaria. No obstante, en los estuarios de Cantabria no se tienen evidencias del posible deterioro de las praderas como consecuencia de esta actividad. Por el contrario, a pesar de los dragados en los últimos años el área de distribución de las praderas se ha incrementado considerablemente.

Vertidos

La mayor parte de los estuarios de Cantabria cuentan con sistemas de recogida y tratamiento de aguas residuales urbanas. Los vertidos de los principales núcleos de población se producen mayoritariamente en la zona litoral (p. ej. saneamiento de la bahía de Santander). No obstante, los que lo hacen dentro del estuario son previamente sometidos a un tratamiento terciario (p. ej. San Martín de la Arena).

Fondeo y navegación

En Cantabria la presión ejercida por el fondeo de embarcaciones de recreo y la navegación es considerablemente menor a la observada en otras zonas del litoral español. A excepción de determinadas zonas de la bahía de Santander y de las marismas de Santoña, donde en época estival se produce una importante afluencia de embarcaciones de recreo, en los estuarios cántabros este tipo de alteraciones está asociado, fundamentalmente, a la actividad de pequeños botes de pesca artesanal. Asimismo, la localización mayoritariamente intermareal de las praderas y la baja intensidad del fondeo favorecen que, comparada con otras presiones, la incidencia del fondeo sobre las angiospermas marinas sea moderada.

Pradera de Zostera marina *próxima a los parques de cultivo de almeja de la bahía de Santander.*

Fotografía: María Recio.

Figura 2

Marisqueo

Los cinco estuarios cántabros con zonas dedicadas a la producción de moluscos (Orden ARM/2243/2011) son Tina Menor, San Vicente de la Barquera, Mogro, la bahía de Santander y las marismas de Santoña (Figura 2). La actividad de marisqueo se desarrolla en zonas intermareales ocupadas, en algunos casos, por *Zostera noltii.* No obstante, solo la bahía de Santander y las marismas de Santoña cuentan con un número importante de mariscadores (en torno a 75 y 35, respectivamente). Con la información disponible no es posible cuantificar el posible impacto generado por esta actividad pero, al menos, en las zonas donde las praderas ocupan mayor extensión, la extracción de recursos marisqueros parece compatible con el mantenimiento de las praderas.

Alteraciones hidromorfológicas

En los estuarios cantábricos la alteración del régimen hidrodinámico, de la dinámica sedimentaria y de los patrones salinos producida por infraestructuras hidromorfológicas (p. ej. diques, pantalanes, carreteras, puentes) ha condicionado en muchos casos la estructura y distribución de la vegetación estuarina (Recio *et al.,* 2013b).

Al igual que lo observado para otras angiospermas (Frau *et al.*, 2014; Todd *et al.*, 2010), la distribución de *Z. noltii y Zostera marina* está estrechamente ligada a factores relacionados con la frecuencia de inundación, la dinámica de las corrientes, o la energía mareal (Fonseca & Bell, 1998; Krause-Jensen *et al.*, 2007).

Cambio climático

A escala global el cambio climático (aumento de la temperatura del agua, niveles extremos y subida del nivel del mar) representa una amenaza decisiva para las especies formadoras de hábitats, como las angiospermas marinas (Short & Neckles, 1999). No obstante, tal y como ya han señalado distintos autores, si los cambios derivados del cambio climático se producen a una velocidad suficientemente lenta, las angiospermas marinas podrían llegar a adaptarse a esos cambios (Borsje *et al.,* 2011).

Estado y tendencias

En la tabla 3 se muestra la evolución temporal de la presencia de formaciones de *Zostera* en los estuarios de Cantabria. Como referencia se han tomado los dos únicos trabajos cartográficos que, a escala regional, han abordado su distribución (Loriente, 1974; GESHA, 2005). Estos datos se han completado con la información disponible en el año 2014 sobre la presencia de angiospermas marinas (datos no publicados). Respecto a los registros de Loriente del año 1974, *Zostera marina* ha mantenido su presencia en la bahía de Santander y en la marismas de Santoña, pero ha desaparecido del estuario de Oyambre, donde según este autor llegó a alcanzar coberturas de hasta el 90%. *Zostera noltii*, por su parte, ha ampliado su presencia de 9 a 11 estuarios. En los 40 años que han pasado desde la cartografía de Loriente (1974), *Z. noltii* ha extendido su presencia a los estuarios de Tina Mayor y Joyel.

La laguna litoral de Victoria es el único estuario de Cantabria en el que nunca se ha registrado la presencia de angiospermas marinas.

La ausencia de cartografías regionales con las que poder comparar la superficie ocupada por las formaciones de *Zostera* no permite llevar a cabo un diagnóstico global de las tendencias de las praderas de angiospermas marinas en los estuarios de Cantabria, al menos de una manera cuantitativa. No obstante, las observaciones efectuadas en los últimos años permiten constatar el considerable avance que ha tenido *Z. noltii* en gran parte de los estuarios, extendiendo su área de distribución y cobertura en estuarios donde ya estaba presente (p. ej. Oyambre), y ocupando otros en los que no había constancia de asentamientos previos (p. ej. Tina Mayor).

De forma indirecta, y al objeto de poder dar indicaciones sobre el estado de las formaciones de *Zostera*, en la tabla 4 se muestra el estado de conservación de los hábitats 1110 y 1140 en los estuarios de Cantabria (IH Cantabria, 2011-

Tabla 3

Presencia de Zostera marina *y* Zostera noltii *en los estuarios de Cantabria en los años 1974, 2005 y 2014.*

Estuario	Presencia *Z. marina*			Presencia *Z. noltii*		
	1974	2005	2014	1974	2005	2014
Tina Mayor						v
Tina Menor				v	v	v
San Vicente				v	v	v
Oyambre	v			v		
San Martín de la Arena				v	v	v
Mogro				v	v	v
Bahía de Santander	v	v	v	v	v	v
Ajo				v	v	v
Joyel					v	v
Victoria						
Marismas de Santoña	v	v	v	v	v	v
Oriñón				v	v	v

Plan en tramitación). Esta aproximación asume que los hábitats de interés comunitario 1110 y 1140 podrían constituir el hábitat potencial de *Z. marina y Z. noltii,* respectivamente y, por tanto, albergar praderas de dichas comunidades.

El estado de conservación de los hábitats se establece a partir de indicadores que evalúan: i) la desviación de la superficie del hábitat, respecto a su superficie potencial; ii) la presencia de especies transformadoras e invasoras; y iii) la resistencia del hábitat para tolerar el efecto causado por las presiones de su entorno próximo. A partir de estos tres elementos de valoración se establecen tres posibles estados de conservación del hábitat (favorable, favorable en riesgo o insuficiente).

En los estuarios de Santoña y bahía de Santander el 100% del estado de conservación del hábitat 1110 (hábitat potencial de *Z. marina*) es favorable en riesgo. Esta valoración pone de manifiesto que, aunque tanto la superficie como la composición de la comunidad están en un estado favorable, en ambos estuarios el hábitat es muy vulnerable a las presiones identificadas en su entorno más próximo.

Por su parte, el 45% de la superficie ocupada por el hábitat 1140 (hábitat potencial de *Z. noltii*) en Cantabria tiene un estado de conservación favorable en riesgo, mientras que el 55% restante está en un estado insuficiente (Tabla 4). En Tina Menor, San Vicente, Oyambre, Mogro, bahía de Santander, Ajo y Joyel, el estado del hábitat 1140 es favorable en riesgo. La extensión y composición de la comunidad presentan un estado favorable, pero el hábitat es vulnerable a las presiones de origen humano. Por el contrario, en los estuarios de Santoña y Oriñón el estado de conservación del hábitat es insuficiente. En ambos casos, el deterioro está relacionado con la vulnerabilidad frente a las presiones, pero también con una extensión insuficiente del hábitat, que se encuentra por debajo de sus umbrales óptimos.

Estuario	***Superficie (ha) hábitat 1140***	***Favorable (%)***	***Insuficiente (%)***	***Favorable en riesgo (%)***
Tina Menor	43,66	0	0	43,66
San Vicente	235,59	0	0	235,59
Oyambre	24,49	0	0	24,49
Mogro	133,28	0	0	133.28
Bahía de Santander	208,18	0	0	208,18
Ajo	47,19	0	0	47,19
Joyel	24,79	0	0	24,79
Victoria	0	0	0	0
Santoña	887,67	0	887,67	0
Oriñón	5,74	0	5,74	0
Total de Estuarios	***1615,55***	***0***	***55,47***	***44,53***

Superficie del hábitat 1140 (ha) en los estuarios de Cantabria, con indicación del porcentaje del hábitat (%) en estado de conservación Favorable, Insuficiente o Favorable en riesgo.

Tabla 4

Gestión y conservación

Más del 70% de la superficie ocupada por praderas de angiospermas marinas en Cantabria está incluida actualmente en alguna figura de protección (Tabla 5).

Superficie de praderas de Zosteráceas incluidas en alguna figura de protección.

Tabla 5

	Zona Protegida	*Zostera marina (ha)*	*Zostera noltii (ha)*
Parque Natural	Marismas de Santoña, Victoria y Joyel	0	315,33
	Oyambre	0	25,08
Red Natura	LIC Rías Occidentales y duna de Oyambre	0	44,39
	LIC Dunas de Liencres y estuario del Pas	0	6,7
	LIC Dunas del Puntal y estuario del Miera	56,42	70,09
	LIC Costa central y Ría de Ajo	0	0,53
	LIC Marismas de Santoña, Victoria y Joyel	291,09	315,33
	LIC Río Agüera	0	2,33
	ZEPA Marismas de Santoña, Victoria, Joyel y Ría de Ajo.	291,09	315,86

A escala regional, la protección ofrecida por la Directiva Hábitats (Directiva 92/43/CEE) a los biotopos de *Z. marina y Z. noltii* (hábitats 1110 y 1140) se ha fortalecido a través del reconocimiento como Lugar de Importancia Comunitaria (Decisión de la Comisión del 7 de diciembre de 2004) de la práctica totalidad de los estuarios de la región "Rías Occidentales y Dunas de Oyambre" (ES1 300003); "Dunas de Liencres y Estuario del Pas" (ES1300004), "Costa Central y Ría de Ajo" (ES 1300006) y, en particular, de los dos enclaves más emblemáticos para el desarrollo de angiospermas marinas "Las Dunas del Puntal y el estuario del Miera" (ES1 300005) y "Las Marismas de Santoña, Victoria y Joyel" (ES1 300007) (Mapas 1B y 2B).

Además, dentro de la red de espacios naturales protegidos de Cantabria (Ley 4/2006), están incluidos el Parque Natural de Oyambre, el Parque Natural de las Dunas de Liencres y el Parque Natural de las marismas de Santoña, Victoria y Joyel. Estos tres parques naturales albergan los estuarios de San Vicente, Oyambre, Mogro, Joyel, Victoria y Santoña.

En Cantabria ninguna de las dos especies de angiospermas marinas está incluida en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas (Decreto 120/2008), aunque sí lo están en el Listado Nacional de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011).

Cantabria no dispone de un programa de vigilancia especifico que supervise el estado y la evolución de las praderas de *Z. marina y Z. noltii.* Sin embargo, desde el año 2005 la Consejería de Medio Ambiente tiene implantada la "Red de Calidad del Litoral de Cantabria" dentro de la cual se analizan muestras de agua, sedimentos y comunidades biológicas (fitoplancton, vegetación de marisma, invertebrados bentónicos e ictiofauna) en todas las masas de agua de transición de la región.

La investigación científica es fundamental para entender el funcionamiento de las praderas intermareales de Zostera noltii *y por tanto para la implementación de medidas de conservación y gestión.*

Fotografía: Bárbara Ondiviela.

Futuras direcciones

A corto plazo, los esfuerzos deberían centrarse en actualizar la cartografía de las formaciones de *Zostera* en Cantabria y determinar con precisión su estado de conservación.

Paralelamente, y mientras no se planteen actuaciones concretas para la conservación y restauración de las praderas de zosteráceas, su conservación estará sujeta al desarrollo de los programas de medidas previstos (i) en el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Occidental para mejorar el estado ecológico de las masas de agua de transición que albergan angiospermas marinas y (ii) en los Planes de Gestión de los LICs litorales de Cantabria para alcanzar el estado de conservación favorable de los hábitats 1110 (hábitat potencial *Zostera marina*) y 1140 (hábitat potencial *Zostera noltii*). La siguiente relación constituye un ejemplo de posibles medidas para mejorar el estado de conservación de las formaciones de *Zostera* en Cantabria.

Medidas para reducir la vulnerabilidad frente a las presiones y evitar la pérdida y degradación de los hábitats

- Regular la ejecución de dragados y deposición del material dragado en las zonas próximas a las praderas de angiospermas marinas. En aquellos casos en los que el dragado resulte imprescindible para el desarrollo socio-económico, velar por el cumplimiento de la normativa de gestión de material de dragado y garantizar actuaciones que minimicen el daño sobre las praderas.

- Evitar la instalación de nuevas infraestructuras hidrodinámicas (p. ej. diques) y morfológicas (p. ej. fijaciones de márgenes) que alteren el flujo sedimentario del estuario.

- Actualizar y revisar las autorizaciones de vertido que puedan tener un efecto sobre las praderas de angiospermas marinas.

- Reducir los aportes de nutrientes, materia orgánica y sólidos en suspensión al estuario, favoreciendo las buenas prácticas agrícolas, ganaderas y forestales, en las cuencas hidrográficas asociadas, reduciendo el uso de fertilizantes agrarios y favoreciendo la creación de filtros verdes entre las explotaciones y los cauces fluviales (mantenimiento de una banda de vegetación).

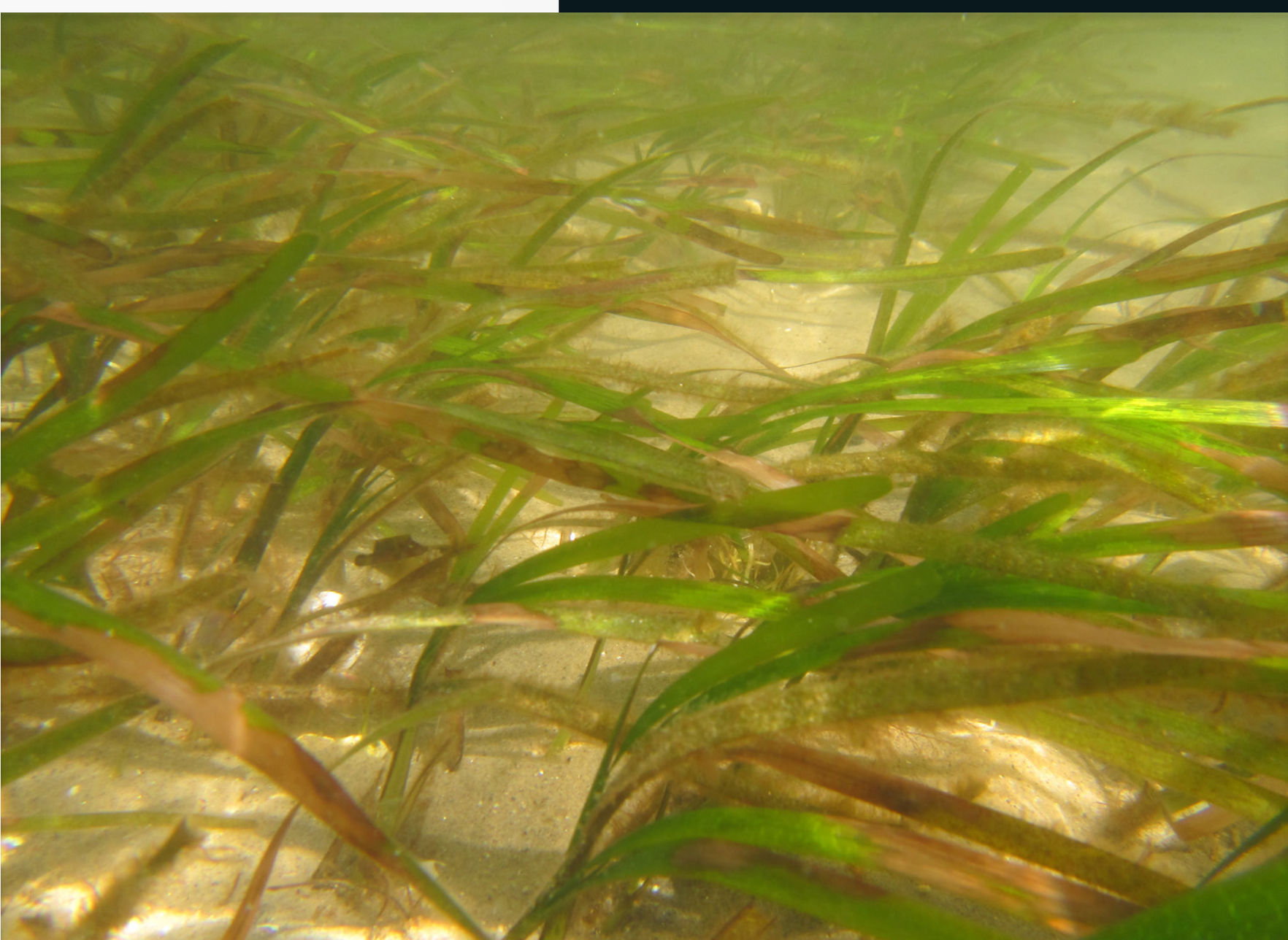
- Acotar los espacios destinados al fondeo de embarcaciones y limitar la velocidad de navegación en los canales de los estuarios con presencia de angiospermas marinas.

Medidas para incrementar la extensión

- Recuperar las concesiones que finalicen su régimen de concesión y cuya actividad haya supuesto el relleno de espacio intermareal.

Medidas para restaurar la composición de la comunidad

- Realizar campañas de eliminación y control de especies alóctonas transformadoras de los estuarios (p. ej. *Baccharis halimifolia*).



Pradera de Zostera marina
en la bahía de Santander.

Fotografía: Mar Otero.

Pradera de Zostera marina.

Fotografía: Mar Otero.

Cartografías

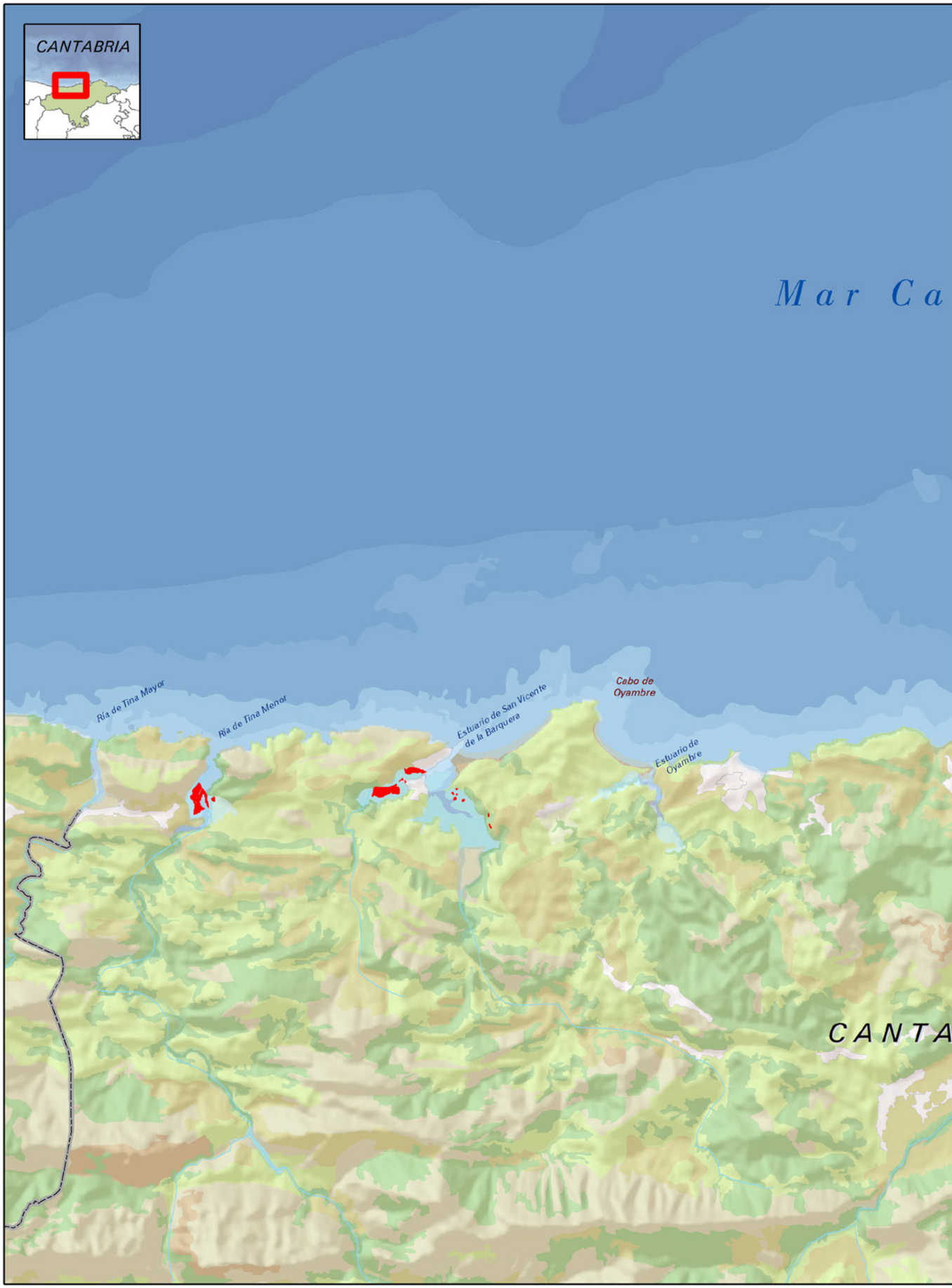
Cantabria

MAPAS DE DISTRIBUCIÓN DE LAS PRADERAS MARINAS, PRESIONES Y MEDIDAS DE GESTIÓN

MAPA 1A

Cantabria (oeste)

Distribución de praderas marinas en el litoral oeste de Cantabria

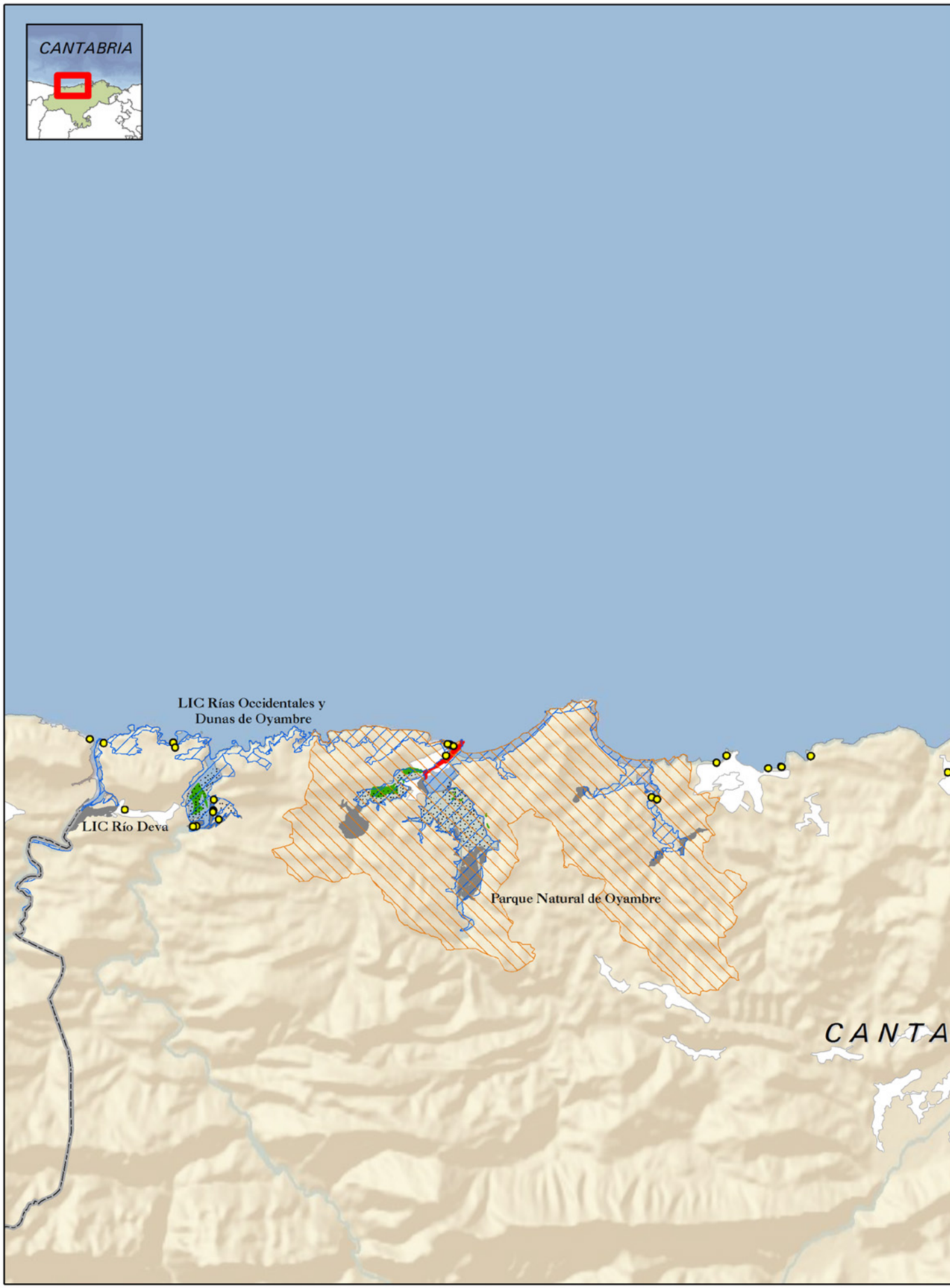


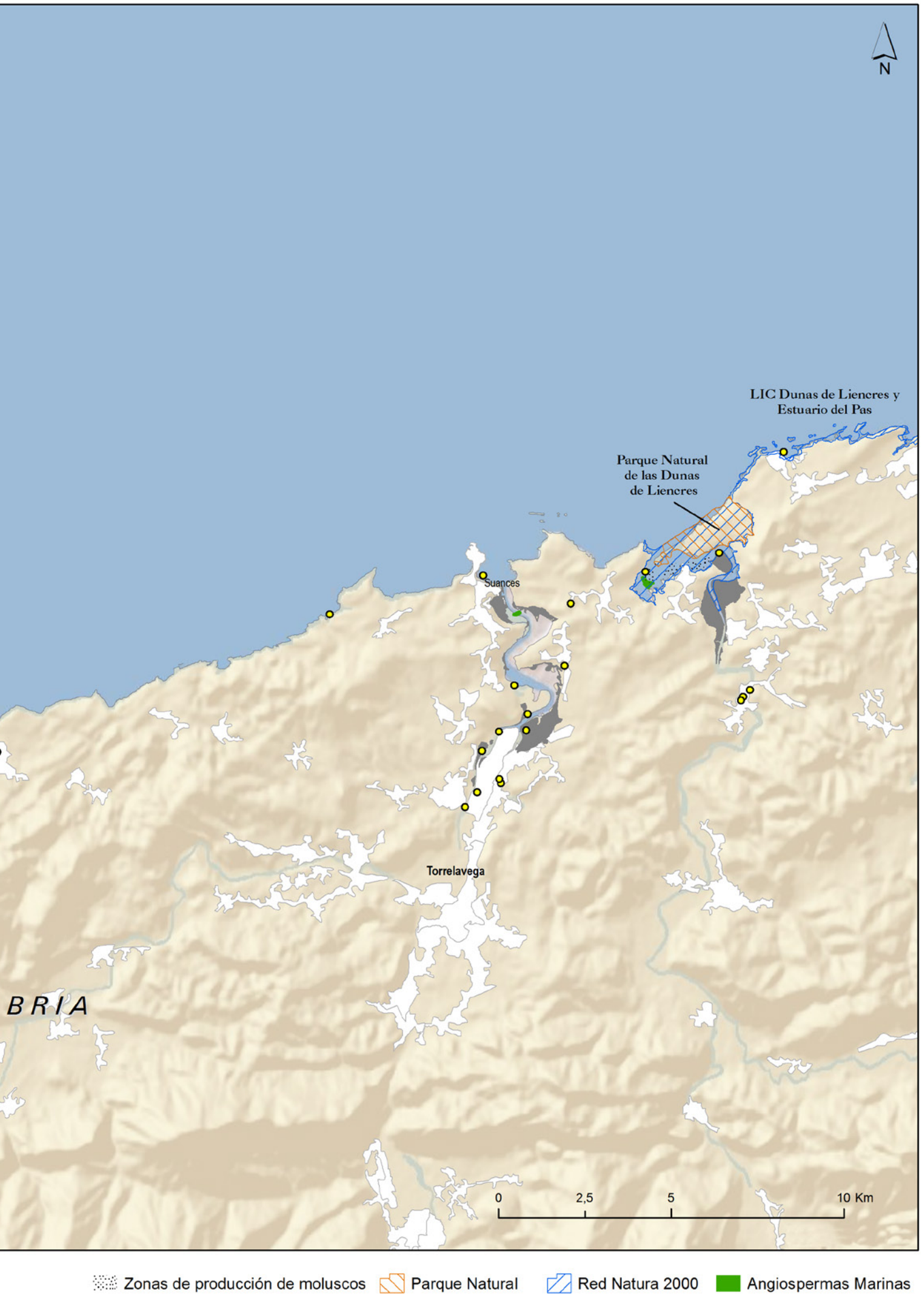
Elaboración: IEO.

Fuentes: Universidad de Cantabria, GESHA (2005). Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: Word Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500–IGN.

Escala: 1:130000

ntábrico
N
Punta de Somocueva
Punta Ballota
Ría de San Martín de la Arena
Ría de Mogro
Suances
Torrelavega
BRIA
0
2,5
5
10 km


CANTABRIA
LIC Rías Occidentales y
Dunas de Oyambre
LIC Río Deva
Parque Natural de Oyambre
CANTA
Vertidos puntuales
Dragados
Rellenos
Tejido Urbano e industrial



MAPA 1B

Cantabria (oeste)

Presiones y medidas de gestión en el litoral oeste de Cantabria.

Elaboración: IEO.

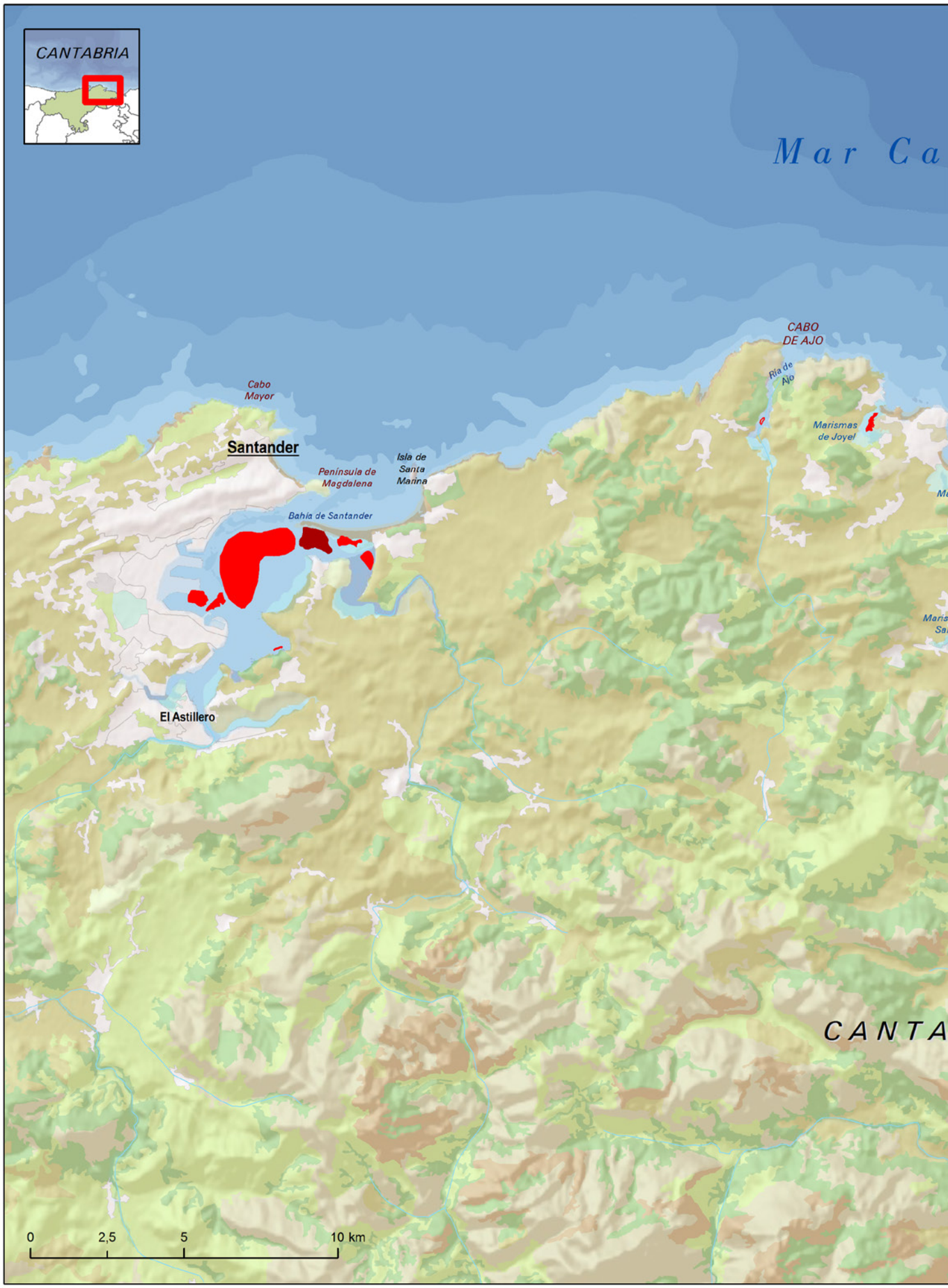
Fuentes: Universidad de Cantabria, GESHA (2005), MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500–IGN.

Escala: 1:130000

MAPA 2A

Cantabria(este)

Distribución de praderas marinas en el litoral este de Cantabria

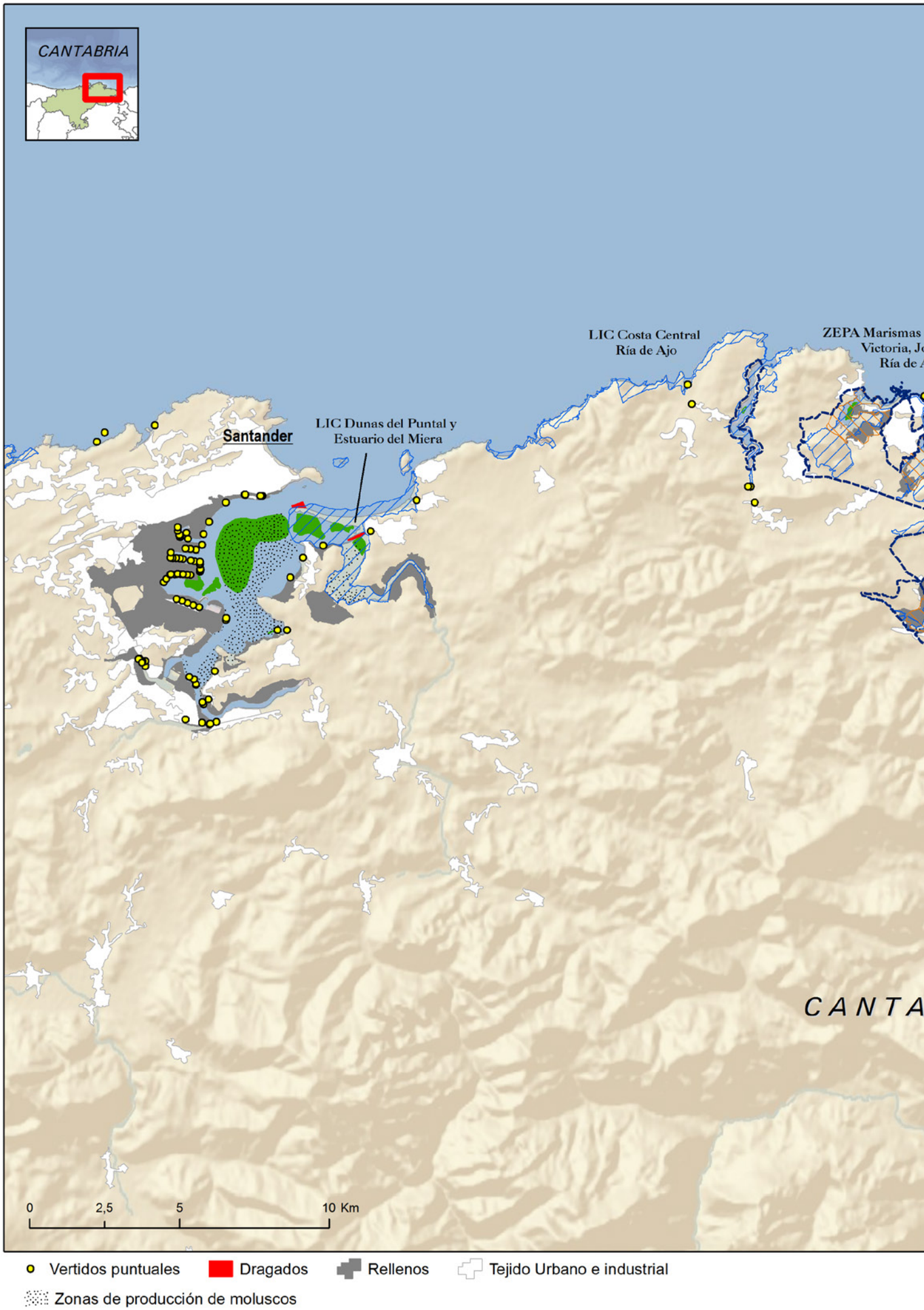


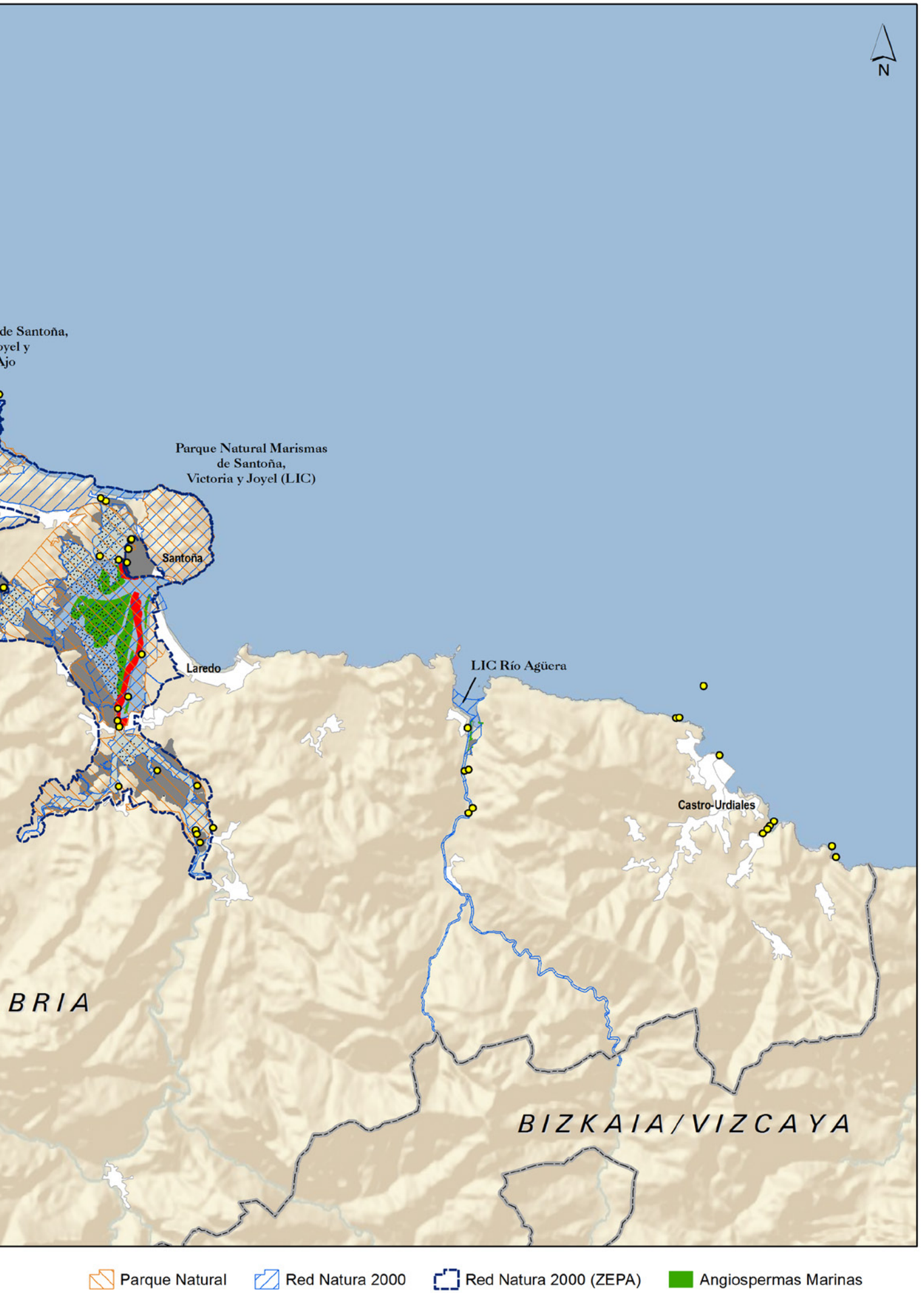
Elaboración: IEO.

Fuentes: Universidad de Cantabria, GESHA (2005).
Mapa Base Marino: IEO.
Mapa Base Terrestre: Word Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/Agencia Europea de Medio Ambiente.

Escala: 1:150000

ntábrico
N
Santoña
Laredo
Punta de Sonabia
Ría de Oriñón
Castro-Urdiales
BRIA
BIZKAIA/VIZCAYA


CANTABRIA
LIC Costa Central
Ría de Ajo
ZEPA Marismas
Victoria, Jo
Ría de A
Santander
LIC Dunas del Puntal y
Estuario del Miera
CANTA
0
2,5
5
10 Km
Vertidos puntuales
Dragados
Rellenos
Tejido Urbano e industrial
Zonas de producción de moluscos



MAPA 2B

Cantabria (este)

Presiones y medidas de gestión en el litoral este de Cantabria

Elaboración: IEO.

Fuentes: Universidad de Cantabria, GESHA (2005) MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500–IGN.

Escala: 1:150000

Formaciones circulares de Zostera noltii *en el estuario del Bidasoa (Plaiaundi, Gipuzkoa). La barra blanca mide 1 m de longitud.*

Fotografía: AZTI Tecnalia.

País Vasco

XI

Praderas de angiospermas marinas del País Vasco

Joxe Mikel Garmendia [1]

Guillem Chust [2]

Mireia Valle [2]

Ángel Borja [1]

Javier Franco [1]

[1] *AZTI Tecnalia, Unidad de Investigación Marina. Pasaia, Gipuzkoa.*

[2] *AZTI Tecnalia, Unidad de Investigación Marina. Sukarrieta, Bizkaia.*

Descripción general del área

La costa vasca se encuentra en el extremo sudeste del Golfo de Vizcaya; su orientación es E-W y abarca una longitud de unos 100 km en línea recta. Presenta una plataforma continental estrecha (7-20 km) y una elevada energía asociada al oleaje. La línea de costa es principalmente erosiva, con extensos acantilados. Las áreas de deposición, asociadas a depósitos recientes, se encuentran confinadas mayoritariamente en los estuarios y corresponden al tipo de valles fluviales inundados que se formaron con el ascenso del nivel del mar tras la última glaciación. Los estuarios son pequeños, con una longitud entre 2 (Lea) y 22 km (Nerbioi) y una superficie inundable entre 0,5 (Artibai y Lea) y 29,2 km^2 (Nerbioi). El viento y el oleaje dominantes son de componente noroeste, lo que provoca que el transporte de arena forme playas y dunas en la margen este de las bocas de los estuarios (Cearreta *et al.*, 2004; Pascual *et al.*, 2004).

El clima del País Vasco es templado, oceánico, con inviernos moderados y veranos cálidos (temperatura promedio anual superior a 10 ºC). El clima es lluvioso, con cerca de 1.500 mm de precipitación repartida a lo largo de todo el año (Usabiaga *et al.*, 2004).

Los estuarios vascos presentan mareas semidiurnas (dos bajamares y dos pleamares en algo más de 24 horas), con una amplitud de marea entre 1 m (en mareas muertas) y 4,5 m (en mareas vivas) aproximadamente, siendo considerados por tanto sistemas mesomareales (aunque presentan algunas características propias de estuarios macromareales) (Hayes, 1975; González *et al.*, 2004).

Teniendo en cuenta sus características geomorfológicas e hidrológicas, se pueden distinguir tres tipos principales de estuarios en el País Vasco: pequeños estuarios dominados por ríos, estuarios con amplia zona intermareal, y estuarios con amplia zona submareal (Borja *et al.*, 2004a).

En estos sistemas, los nutrientes y la transparencia del agua dependen tanto de los aportes fluviales como de vertidos directos a los estuarios. De este modo, tanto la transparencia (y, en general, las propiedades ópticas) como la cantidad de nutrientes presentan una gran variabilidad entre estuarios, entre los tramos de un mismo estuario y en las distintas épocas del año, ya que dependen tanto de las mareas y del caudal del río, principales factores que controlan la circulación estuárica, como de la dilución de las masas de agua y los procesos de mezcla (Valencia & Franco, 2004).

La ocupación de amplias superficies de las zonas intermareal y supramareal de los estuarios para fines agrarios durante los últimos tres siglos y, más recientemente, la ocupación de estas áreas para el desarrollo urbano, industrial y portuario, han provocado una drástica reducción de sus tamaños, profundos cambios en sus morfologías y una degradación general de la calidad del medio (Rivas & Cendrero, 1992). Los municipios de la costa vasca representan el 12% de los del País Vasco, mientras que soportan el 60% de su población y el 33% de la actividad industrial. Esta elevada presión humana sobre el área costera ha producido fuertes cambios en sus características físicas, químicas y biológicas durante los últimos dos siglos (Cearreta *et al.*, 2004). En la actualidad, casi todos los estuarios se encuentran muy desnaturalizados en su desembocadura debido a encauzamientos y pérdidas de superficie intermareal. En este sentido, son destacables los casos de los estuarios del Nerbioi, Oiartzun, Urumea y Artibai, los más afectados por dichas actuaciones humanas.

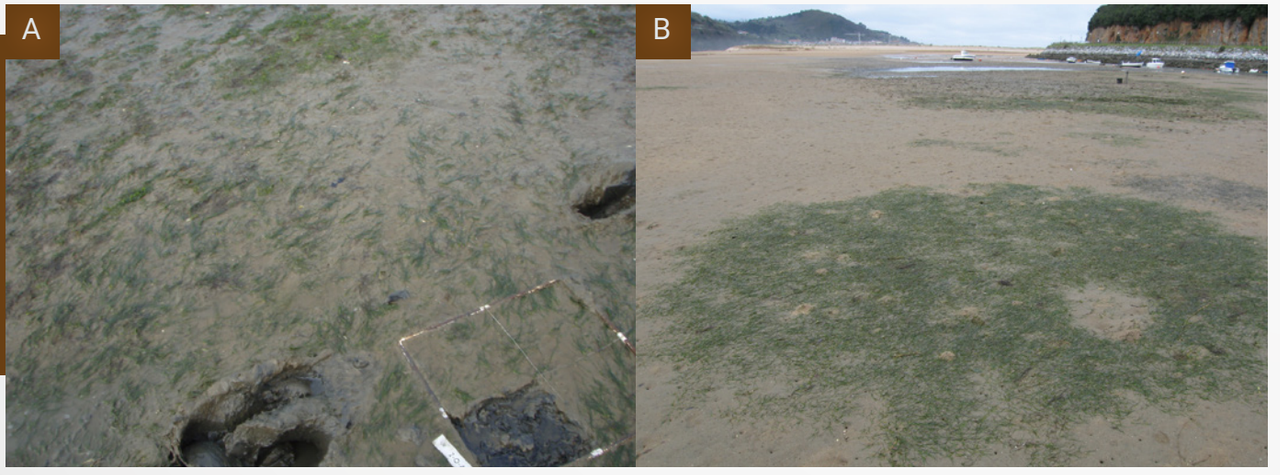
Ecología y extensión de las praderas marinas

En la actualidad, todas las praderas de angiospermas marinas presentes en el País Vasco están formadas por una única especie: *Zostera noltii*, que se asienta dentro de los estuarios, en zonas relativamente protegidas, y tanto en sedimentos fangosos como en arenosos (Figura 1), pero siempre en la zona intermareal de poca pendiente. Los rangos ambientales específicos que ocupa *Z. noltii* en los estuarios vascos para la zona mareal así como la pendiente, granulometría y velocidad de la corriente se encuentran descritos detalladamente en Valle *et al.* (2010, 2011): la mayor superficie ocupada por esta especie corresponde a la franja de altura mareal entre 1,5 y 2,5 m, hallándose sus límites de presencias extremas a 0,25 m y 3,54 m de altura; la pendiente varía entre 0,01 y 8,36º; el tamaño medio de grano varía entre 1,47 y 5,91 phi; y la velocidad de reflujo entre 0 y 35,81 cm/s.

Esta especie presenta dos tipos de formaciones principales: pequeños círculos bien definidos de 0,5-3 m de diámetro y una cobertura muy densa con densidades superiores a 4.000 haces/m^2 o grandes extensiones con poca densidad de haces (aprox. 500-1.000 haces/m^2)(Figura 2).

Las praderas de los estuarios vascos son perennes: a pesar de que en invierno disminuye mucho la densidad de sus haces, no llegan a desaparecer y comienzan a recuperar su densidad en primavera para alcanzar su mayor cobertura a finales de verano.

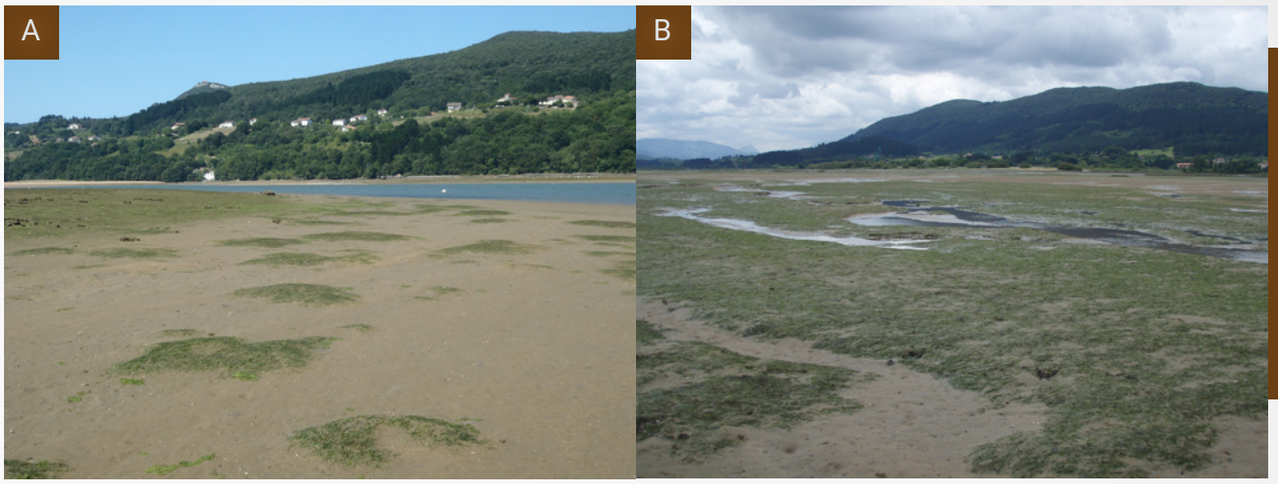
Otras angiospermas que suelen acompañar en estos estuarios a *Z. noltii*, pero en cotas más elevadas, son *Salicornia* sp., *Sarcocornia* sp. y, fundamentalmente, *Spartina* sp. (*S. maritima* y/o *S. alterniflora*, según el estuario). Esta última suele presentar densas manchas bien definidas y dispersas cerca y dentro de la pradera, aunque a veces pueden verse zonas de solapamiento (Figura 3).



Zostera noltii *en sedimento fangoso (foto A) y arenoso (foto B) del estuario del Oka.*

Fotografías: AZTI-Tecnalia.

Figura 1



Distintas formaciones de la pradera en el estuario del Oka: (foto A) pequeños círculos densos y definidos; (foto B) amplia extensión superficial.

Fotografías: AZTI-Tecnalia.

Figura 2

Aunque las praderas marinas vascas son generalmente formaciones monoespecíficas de *Z. noltii*, en aquellas zonas donde la pradera se encuentra sobre sedimento predominantemente fangoso, a menudo comparte el mismo espacio con el alga roja *Gracilaria* sp., que se entremezcla con sus hojas. Además, en primavera suele darse un gran crecimiento del alga verde *Ulva* sp. que suele depositarse sobre las praderas y cubrirlas al bajar la marea. Por ello, la zona intermareal presenta a menudo un mosaico de colores con distintas tonalidades de marrón (sedimento sin cobertura vegetal y *Gracilaria* sp.) y verde (*Ulva* sp. y *Z. noltii*) (Figura 4).

Entre la fauna bentónica asociada a estas praderas pueden destacarse, por su abundancia, los moluscos gasterópodos *Bittium reticulatum*, *Peringia ulvae* y *Nassarius reticulatus*; los oligoquetos; el crustáceo isópodo *Cyathura carinata*; los anélidos poliquetos *Heteromastus filiformis*, *Hediste diversicolor* y *Nephtys hombergii*; y el molusco bivalvo *Abra alba*. También son muy comunes el cangrejo *Carcinus maenas* y los bivalvos *Scrobicularia plana*, *Venerupis decussata* y *Cerastoderma edule*.

Por otro lado, aunque no sea una especie de angiosperma propiamente marina, en el País Vasco también se encuentra presente la espe-

Zona intermareal del estuario del Oka ocupada por pradera de Zostera noltii *(Urdaibai, Axpe-Busturia, Bizkaia). Fotografía: AZTI Tecnalia.*

Zona de solapamiento de Spartina alterniflora *y* Zostera noltii *en el estuario del Bidasoa.*

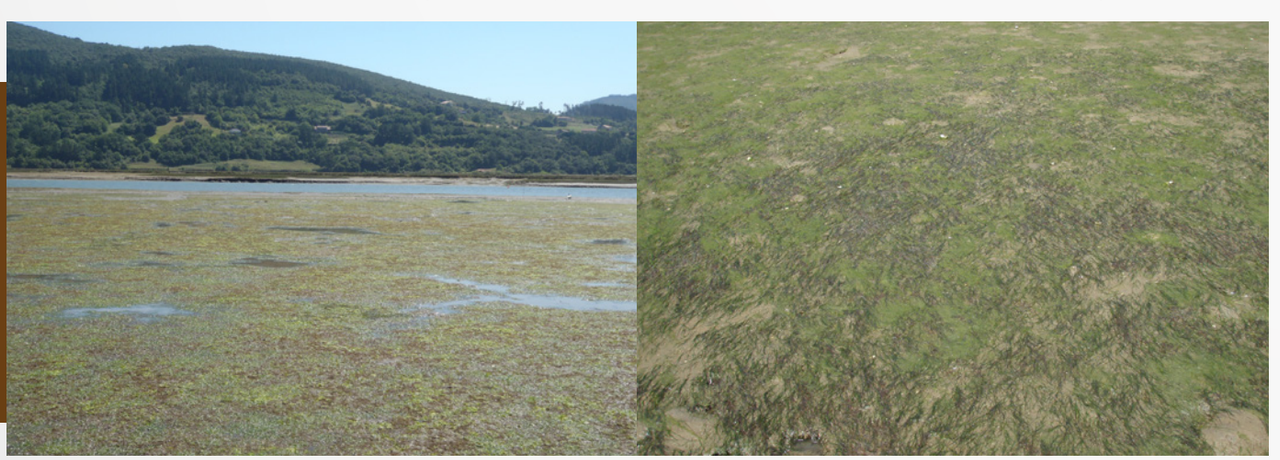
Fotografías: AZTI-Tecnalia.

Figura 3

cie *Ruppia maritima*. Esta planta acuática vive casi siempre formando comunidades monoespecíficas (*Ruppietum maritimae*) en charcas y canales con aguas salobres remansadas de las marismas internas subhalófilas (Silván & Campos, 2002). La información disponible en comparación con la de *Z. noltii* es muy reducida y se limita a citas presenciales en puntos aislados.

De los 12 estuarios que existen en la costa vasca, en la actualidad solamente 3 de ellos presentan poblaciones intermareales de *Z. noltii* (Figura 5): Oka y Lea, con amplias zonas intermareales, y Bidasoa, con amplia zona submareal. A finales del siglo XIX y comienzos del siglo XX esta especie fue citada en otros estuarios como el del Oiartzun (Bubani, 1897-1901) y el del Nerbioi (Gredilla, 1913), por lo que es razonable suponer que en el pasado *Z. noltii* pudo haber estado presente en buena parte de los estuarios vascos (Silván & Campos, 2002). Incluso *Zostera marina*, que en la actualidad se da por desaparecida en la costa vasca, también fue citada en referencias antiguas en todos los estuarios de amplia zona submareal, Nerbioi (Gredilla, 1913), Oiartzun (Bubani, 1897-1901) y Bidasoa (Gredilla, 1913) (Silván & Campos, 2002). En 3 de los estuarios (Oka, Oria y Bidasoa) aparecen actualmente poblaciones de *R. maritima* (Figura 5).

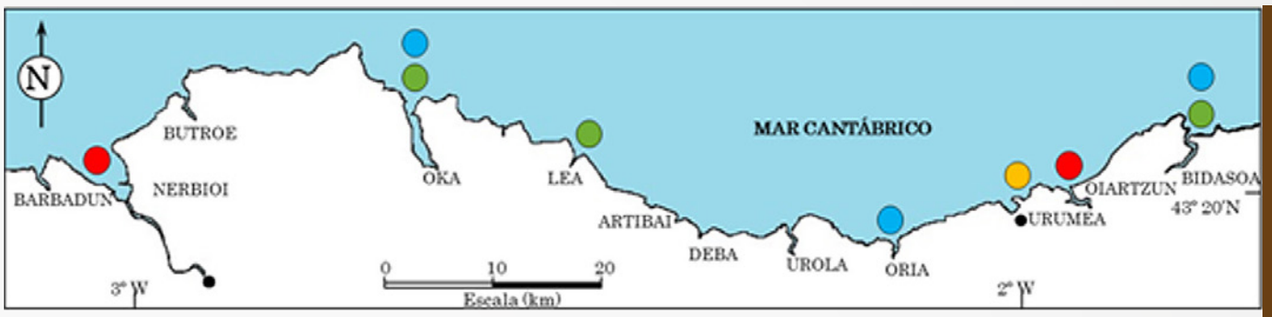
Hasta años recientes las praderas marinas del País Vasco no habían captado la atención de científicos y gestores, por lo que la información generada al respecto es escasa y las menciones sobre su presencia y situación pertenecen a trabajos con otros objetivos más amplios. Solo a partir de 2002 se dispone de datos semicuantitativos sobre su presencia a través de la "Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco", que AZTI-Tec-



Pradera marina mixta en el estuario del Oka: Zostera noltii, Gracilaria *sp.* y Ulva *sp.*

Fotografías: AZTI-Tecnalia.

Figura 4



Presencia actual (2012) de Zostera noltii *(en verde) y citas antiguas (en rojo). Presencia actual de* Ruppia maritima *(en azul) y citas antiguas (en naranja).*

Figura 5

nalia realiza para URA (Agencia Vasca del Agua, ente público adscrito al Departamento de Medio Ambiente y Política Territorial del Gobierno Vasco). Además, existe información cartográfica de las praderas correspondientes a zonas concretas como el estuario del Oka (Campos & Silván, 2001), provincia de Bizkaia (Otxoa *et al.*, 2007) y parte francesa del Bidasoa (Lissardy *et al.*, 2007) y a todo el País Vasco (Silván & Campos, 2002; Garmendia *et al.*, 2008, 2012, 2013a). Los primeros trabajos pertenecen en su mayoría a estudios cuyo objetivo era el conocimiento real de la distribución de algunas especies vegetales amenazadas en el País Vasco (entre las que se encuentra incluida *Z. noltii*) y los últimos corresponden a estudios más específicos por lo que contienen información más detallada.

A día de hoy se dispone de información cartográfica detallada y actualizada del verano de 2012. La fiabilidad de esta información es muy alta, ya que, por un lado, procede de estudios exclusivamente dirigidos a *Z. noltii* y, por otro lado, porque la pequeña extensión de las praderas y su ubicación intermareal permiten una identificación y localización relativamente fácil. Esta cartografía (Figura 6) es resultado de varios días de campaña a pie, aprovechando las bajamares vivas y el período de mayor crecimiento, y tomando información geográfica del perímetro de cada una de las manchas identificadas mediante un receptor GPS diferencial (Trimble R6) de gran precisión (Garmendia *et al.*, 2013a).

En 2008 y 2009 se visitaron todos los hábitats potenciales para las praderas marinas en cada uno de los estuarios vascos (Garmendia *et al.*, 2010a). Además, dentro de la Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco, cada tres años se muestrean los estuarios para el seguimiento de sus poblaciones algales y vegetales, incluidas las angiospermas marinas. Con esta información, queda confirmada por un lado, la presencia en el año 2012 de *Z. noltii* en 3 de los 12 estuarios vascos y, por otro lado, su ausencia en los restantes 9 estuarios.

La superficie total actual de praderas de *Z. noltii* en el País Vasco es de 19,78 ha, concentrándose casi el 87% en el estuario del Oka (Tabla 1). En el estuario del Bidasoa la pradera ocupa casi 2 ha, hallándose la mayoría en la margen este del estuario (Hendaia, en Francia), y existiendo solamente unos pocos metros cuadrados en territorio guipuzcoano, dentro del Parque ecológico de Plaiaundi. Por último, el estuario del Lea presenta poco más de media hectárea de pradera marina.

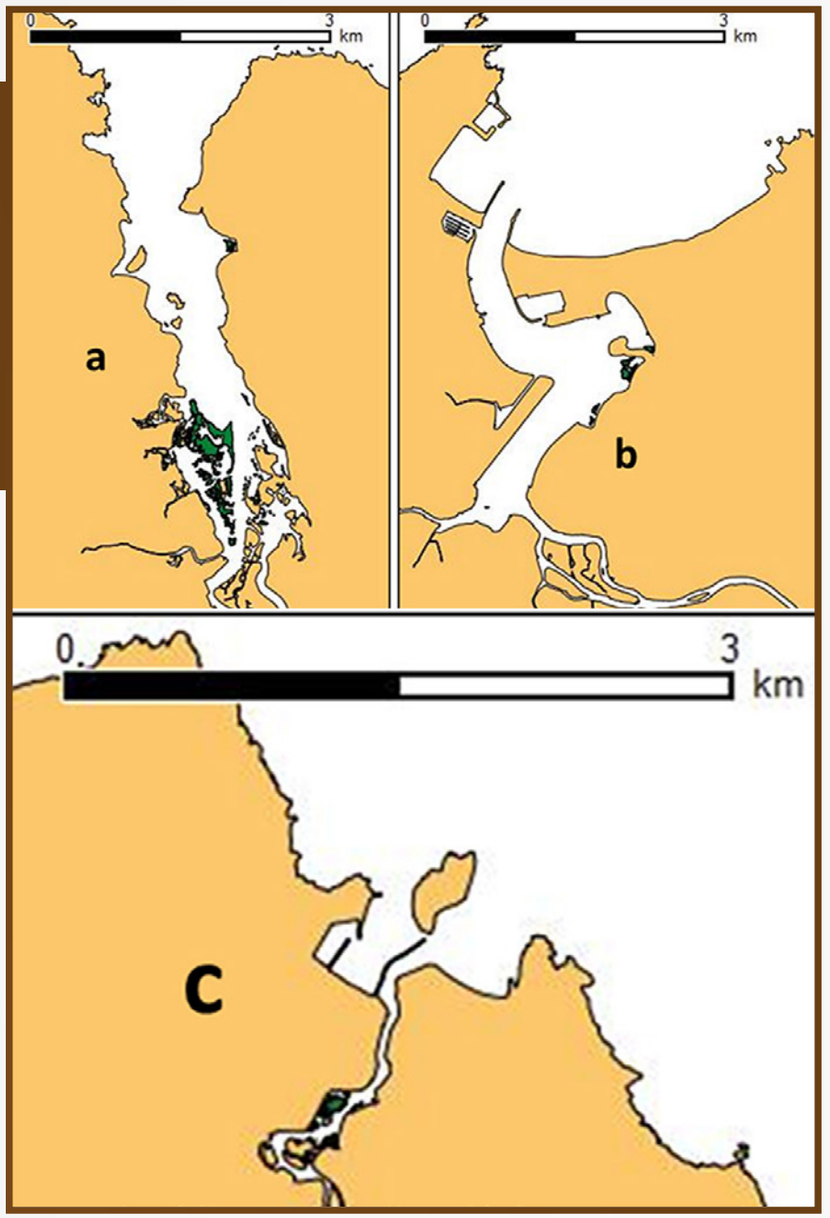


Figura 6

Mapas de distribución de praderas marinas de Zostera noltii *en el País Vasco: (a) estuario del Oka; (b) estuario del Bidasoa; (c) estuario del Lea. En marrón, la parte terrestre; en verde, la superficie ocupada por las praderas marinas en verano de 2012.*

Fuente: AZTI-Tecnalia.

Esta cartografía se incluye dentro de los "Trabajos de restauración de *Zostera noltii* en la costa vasca" que se vienen realizando desde el año 2008 a raíz de un convenio firmado entre AZTI-Tecnalia y la Agencia Vasca el Agua (URA). En el marco de este convenio, se ha pretendido conocer el estado y la evolución de las praderas marinas en el País Vasco con el objetivo de examinar áreas de actuación para la conservación y recuperación de las praderas en los estuarios vascos, bien a través de medidas de control y gestión o bien a través de trasplantes.

A esta escala solamente se dispone de la información de la distribución de las praderas marinas. Aunque no se ha estimado su cobertura, sí existe información previa para parte del Bidasoa (Lissardy *et al.*, 2007), donde se estimó una cobertura de hoja inferior al 25% para el 11% de la pradera marina y una cobertura entre el 25 y 75% para el 89% de la pradera restante. Tampoco se dispone de información relativa a la densidad de haces por zonas, ya que ésta es muy variable a lo largo del año, no solo por su variación natural debido al crecimiento de su biomasa (mínimos en invierno y máximos en verano) sino también como consecuencia de las distintas presiones a las que se ven sometidas las diferentes zonas (marisqueo, aportes de arena, fondeos, etc.) que afectan al desarrollo de esta

Estuario	Área interm. (ha)	Altura min. (m)	Poblaciones de *Zostera noltii* Altura máx. (m)	Área (ha)	% Interm.del estuario	% Ocupación total costa vasca
Oka	883.822	0,22	3,08	17,19	0,002	86,9
Bidasoa	122.886	0,52	2,48	1,97	0,002	9,9
Lea	32,11	1,68	3,08	0,62	1,93	3,2

Estuarios vascos con presencia de pradera marina. Área total intermareal (Área interm.) de cada estuario; alturas mínimas (mín.) y máximas (máx.) de presencia de Zostera noltii *con respecto al cero del puerto de Bilbao; área ocupada por* Zostera noltii (ha)*, porcentaje de su ocupación frente a la zona intermareal de cada estuario y porcentaje de pradera de cada estuario con respecto a la superficie total de* Zostera noltii *en los estuarios vascos en 2012.*

Tabla 1

planta.

Con respecto a *Ruppia maritima*, la única información que se dispone es la cita de algunas pequeñas manchas. En el año 2001 Silván & Campos (2002) confirmaron su presencia en dos de los cuatro estuarios donde se había citado previamente: en una pequeña balsa artificial de una zona industrializada en el Oria; y una nutrida población en una de las dos lagunas artificiales de aguas salobres del Parque Ecológico de Plaiaundi en el Bidasoa (Tabla 2. Fuente: Sociedad de Ciencias Aranzadi).

Presencia (citas) de Ruppia maritima *en la Comunidad Autónoma Vasca. Se indican la ubicación y las coordenadas UTM. Año de la última cita. Referencia bibliográfica. (1) Desaparecida en la actualidad. (2) En realidad no se encuentra dentro del estuario. (3) Personas que recogieron los pliegos.*

Provincia	Estuario	Localidad	UTM	Año	Referencia
Bizkaia	Oka	Axpe-Busturia	30TWP2601	1984	Aseginolaza *et al.*, 1985
Bizkaia	Oka	Gautegiz-Arteaga	30TWP2700	1985	Urrutia *et al.*[3]
Gipuzkoa	Oria	Orio (Altxerri)	30TWN7091	2001	Silván y Campos, 2002
Gipuzkoa	Oria	Orio (próximo a la autopista)	30TWN7092	1984	Aseginolaza *et al.*, 1985
Gipuzkoa	Urumea[1]	Loiola	30TWN5880	1901	Bubani, 1897-1901
Gipuzkoa	Bidasoa	Irun (Plaiaundi)	30TWP9700	2001	Silván y Campos, 2002
Gipuzkoa	Bidasoa[2]	Hondarribia (Higuer)	30TWP90	1973	Vivant[3]

Tabla 2

Presiones y amenazas

Los estuarios vascos presentan un elevado número de presiones, debido a la concentración de poblaciones humanas e industrias en su entorno, y al desarrollo portuario. Las principales presiones e impactos identificados (Tabla 3) están relacionadas con los vertidos urbanos e industriales que contaminan y eutrofizan aguas y sedimentos, y con los cambios hidromorfológicos (construcción de puertos, diques, actividades de dragado, pérdida de superficie intermareal, canalizaciones) (Borja *et al.*, 2004b, 2006).

Todas estas presiones, junto con el marisqueo, afectan directamente a las praderas marinas del País Vasco (Silván & Campos, 2002; Otxoa *et al.*, 2007; Aizpuru *et al.*, 2011).

Tabla 3

Presiones existentes en los estuarios vascos con presencia de pradera marina: Maris.-Marisqueo, Drag.-Dragados, Fond.-Fondeaderos, Vert.-Vertidos, Cont. Sed.-Contaminación de sedimentos, Macroal-Blooms de macroalgas. 0: ausencia de presión; 1: presión baja; 2: presión moderada; 3: presión alta.

Estuario	Maris.	Drag.	Fond.	Vert	Cont.Sed	Macroal
Oka	3	3	3	2	1	2
Bidasoa	1	1	1	2	2	1
Lea	0	0	0	1	1	1

Marisqueo a pie (almejas y cebo vivo)

Las praderas marinas del País Vasco coinciden en el espacio con zonas de marisqueo tradicional. Las llanuras intermareales donde se encuentran las praderas son explotadas desde hace mucho tiempo para la extracción de moluscos bivalvos (principalmente almeja fina (*Venerupis decussata*) y, en menor medida, berberecho (*Cerastoderma edule*) y navaja (*Ensis* sp., *Solen marginatus*)) y cebo vivo para pesca, como cangrejillos (crustáceos decápodos como *Callianassa* sp. o *Upogebia* sp.) y gusanos poliquetos (como *Diopatra neapolitana*, *Nephtys hombergii o Arenicola marina*). Durante los últimos años el número de licencias de marisqueo profesional ha descendido considerablemente, y no hay perspectivas de que aumente de nuevo. Sin embargo, esta presión marisquera no desaparece debido al marisqueo furtivo y al marisqueo deportivo, que ejercen una presión continua (Bald & Borja, 2005).

Esta presión está presente especialmente en el estuario del Oka (Figura 7) y, en menor medida, en el Bidasoa, a pesar de que en este último estuario la extracción de bivalvos se ha prohibido durante los últimos años debido a la contaminación fecal que hace que se incumplan las normas sanitarias exigidas para su consumo (BOPV, 2013; Solaun & Rodríguez, 2013).

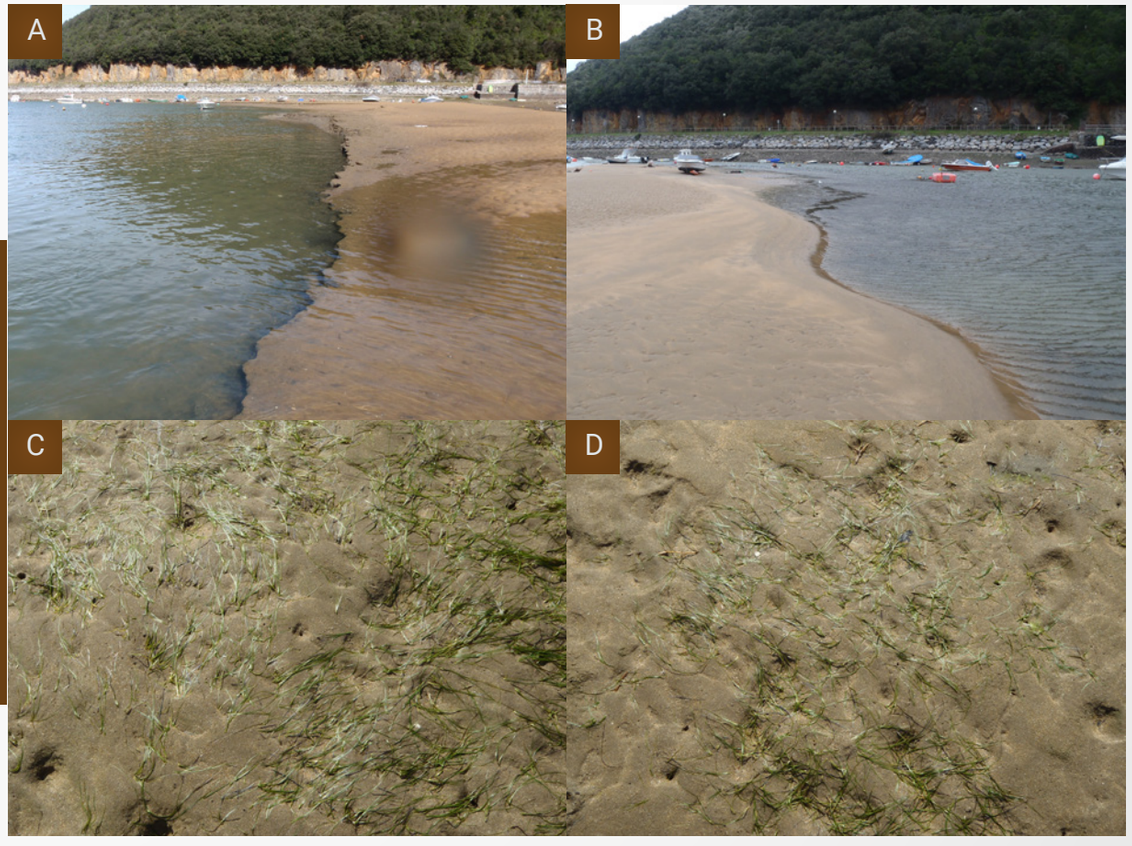
Dragados

Los dragados y vertidos de sedimento efectuados en el estuario del Oka entre 1973 y 2003 han modificado su patrón de transporte sedimentario y su morfología (Monge-Ganuzas *et al.*, 2013). En la parte media de este estuario existe un astillero que ha dragado frecuentemente el canal principal durante los últimos años para la botadura de embarcaciones. Por ello, el régimen de circulación del estuario y su morfología han sufrido importantes modificaciones, sobre todo en la zona exterior. Ello ha supuesto el desplazamiento de grandes cantidades de sedimento, que afecta directamente a las áreas ocupadas por las praderas, enterrando algunas zonas y erosionando otras (Figura 8).

Marisqueo: extracción de almeja en el estuario del Oka (foto A) y de cangrejillos en el estuario del Bidasoa (foto B). Alteración provocada por el marisqueo sobre la pradera en el estuario del Oka (fotos C y D).

Fotografías: AZTI-Tecnalia.

Figura 7



Cambios morfodinámicos ocasionados por dragados en el estuario del Oka: zona de erosión (foto A) en febrero de 2012 y acumulación de arena (foto B) en diciembre de 2012; enterramiento de Zostera noltii *(fotos C y D).*

Fotografías: AZTI-Tecnalia.

Figura 8

En el caso del estuario del Lea esta presión no existe, ya que su poca profundidad solo permite el tráfico de embarcaciones ligeras. En el Bidasoa la profundidad en el interior del estuario es suficiente para las embarcaciones de poco calado que navegan por la zona, si bien durante años se han llevado a cabo dragados para la extracción de arenas en su parte media. Por otro lado, las praderas de la zona interior no parecen haber sido afectadas por la importante reordenación ejecutada en la parte exterior del estuario (construcción de un puerto deportivo, diques de abrigo, reconfiguración de la playa) durante los años 1998 a 2001. En la actualidad, la pradera más extensa de este estuario se encuentra rodeando la isla de los Pájaros (Hendaia), isla de origen artificial, fruto del vertido de las arenas procedentes de dragados entre 1979 y 80 (Etcheverria 1992, en Sanchez *et al.*, 2010). Este hecho refleja el gran poder colonizador que presenta esta especie.

Fondeaderos de embarcaciones

En la parte exterior del estuario del Oka, en la zona llamada Arketas, hay una pequeña ensenada que ofrece desde hace años un lugar de abrigo de fácil accesibilidad para embarcaciones de poco calado. Es una zona intermareal ocupada por praderas de *Zostera noltii,* y durante la bajamar las embarcaciones quedan apoyadas sobre el fondo, con el consiguiente impacto directo. Además, los sistemas de amarre también producen un daño directo sobre la pradera, bien por ocupación de espacio y fragmentación de la pradera, o bien por efecto del rozamiento de los cabos y cadenas con el movimiento provocado por las mareas (Figura 9). En el Bidasoa, los fondeaderos cercanos a las praderas de Hendaia se encuentran ubicados en la zona submareal, por lo que no hay impacto directo sobre la pradera.

Vertidos

En el estuario del Oka las presiones más importantes provienen de los numerosos vertidos sin depurar en el interior del estuario (el actual sistema de saneamiento está obsoleto y se están ejecutando las obras para su mejora); de algunos vertidos industriales (fundamentalmente procedente de aceites, laminados, tenerías, tratamientos superficiales y maderas); material procedente de los dragados periódicos realizados en el canal para el acceso al astillero (y de la propia presencia de éste). En el caso del estuario del Bidasoa, son destacables los vertidos urbanos e industriales, provenientes fundamentalmente de la costa francesa (Borja *et al.*, 2013).

Contaminación de los sedimentos

En el estuario del Oka se han detectado valores altos de PAHs totales (Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos) en la zona intermedia del estuario durante el período 2009-2012, que podrían explicarse por la actividad industrial, la acumulación en la marisma y la presencia de fondeaderos de pequeñas embarcaciones de recreo. En el estuario del Lea, en la zona media del estuario, se han detectado valores altos de PAHs totales. Mientras tanto, en el estuario del Bidasoa, en la zona media que corresponde a zona de acumulación, se han detectado valores altos de PCBs (Policloruros de bifenilo) y PAHs totales. En todos los estuarios se ha apreciado una disminución global de la contaminación por metales entre los años 2000 y 2010 (Larreta *et al.*, 2013), pero a pesar de que se ha observado una tendencia general de mejoría de la calidad de aguas y sedimentos durante los últimos años (Borja *et al.*, 2013; Larreta *et al*., 2013), la elevada actividad humana constituye una amenaza potencial que puede materializarse de forma puntual, voluntaria o accidental.

Blooms de macroalgas

En los estuarios del País Vasco cada primavera suele darse un gran desarrollo de algas verdes filamentosas y laminares, entre las que destaca *Ulva* sp. Las favorables condiciones ambientales (aumento de luz y temperatura), unidas al exceso de nutrientes en el agua, provocan la repentina aparición de grandes cantidades de esta alga que, al bajar la marea, se depositan sobre las llanuras de fango y arena. Estas "capas" que pueden superar los 5 cm de espesor, pueden cubrir las praderas e impedir la penetración de la luz solar, causando su muerte.

Terrenos ganados al mar

Las poblaciones de *Z. noltii* de los estuarios del litoral cantábrico tienen un flujo genético restringido (Chust *et al.*, 2013). Esta limitación aparece potenciada por la fragmentación de las poblaciones de praderas marinas derivada de la ganancia de terrenos al mar. Estas conclusiones se

Fondeadero: impacto directo de las embarcaciones y de sus sistemas de amarre sobre la pradera marina de Zostera noltii *en Arketas (estuario del Oka).*

Fotografías: AZTI-Tecnalia.

Figura 9

desprenden del estudio de la conectividad existente entre las poblaciones de los estuarios del litoral cantábrico (Asturias, Cantabria, País Vasco, comparando con poblaciones de Galicia y Arcachon) empleando técnicas genéticas (Chust *et al.*, 2013). De este estudio se infiere también que, dada su limitada capacidad de dispersión, estas praderas son especialmente vulnerables a cambios en su hábitat, en particular a aquellos que reduzcan significativamente su extensión (p. ej. actividades antropogénicas, el ascenso del nivel del mar). Se puede concluir por tanto que las praderas de *Z. noltii* se encuentran en una situación particularmente vulnerable en los estuarios vascos debido a que las poblaciones están genéticamente fragmentadas, tienen poca densidad y una extensión reducida, y hay escasez en los estuarios.

Cambio climático

Hay dos factores principales del cambio climático que se prevé afecten la distribución actual de las poblaciones de *Z. noltii:* el ascenso del nivel del mar y el calentamiento del agua. El ascenso del nivel del mar proyectado para finales del presente siglo es en torno a 0,5 m en el Golfo de Vizcaya, conllevando la migración natural de las especies intermareales estuáricas (p. ej. *Z. noltii*) hacia el interior de los estuarios (Chust *et al.*, 2011). Dicha migración podrá verse impedida en muchos casos por barreras fijas artificiales y naturales y dependerá por tanto de la evolución morfodinámica del estuario en cuestión (Valle *et al.*, 2014). *Z. noltii* podría por tanto considerarse especialmente vulnerable al cambio climático en el País Vasco, dado que se encuentra en sólo tres estuarios de los doce estuarios vascos principales, y podría verse además afectada por la interacción del calentamiento del agua y del aire y su poca conectividad genética (Chust *et al.*, 2013).

Estado y tendencias

Las referencias bibliográficas más antiguas de angiospermas marinas en la Comunidad Autónoma del País Vasco corresponden a comienzos del siglo XX (Gredilla, 1913) en el estuario del Nerbioi (también conocido por Ibaizabal) y a finales del siglo XIX (Bubani, 1897-1901) en el estuario del Oiartzun. Dichas citas parecen referirse a *Zostera marina* (Aizpuru *et al.*, 2011) y son poblaciones que en la actualidad no existen. Las siguientes citas corresponden a Jovet & Dupias (1969) en el Bidasoa y a González & Fernández de Pinedo (1984) en el Oka. En estas referencias simplemente se cita su presencia sin aportar ninguna información adicional sobre su cobertura o distribución espacial. Sin embargo, estas citas y su comparación con la situación actual sugieren que durante el siglo XX las praderas marinas han desaparecido de algunos estuarios (Tabla 4). Precisamente los estuarios del Nerbioi y Oiartzun, que presentan citas antiguas tanto de *Z. marina* como de *Zostera noltii,* son los estuarios que, junto con el estuario del Urumea, han sufrido un mayor grado de alteración durante el siglo XX (tanto por la ocupación y modificación de sus márgenes como por la contaminación de sus aguas). En la actualidad no se considera que existan en ellos zonas adecuadas para la presencia de praderas marinas (Aizpuru *et al.*, 2011). El hecho de que hubieran existido praderas en los estuarios actualmente más alterados, junto con el estado actual del resto, hace suponer que en el pasado *Z. noltii* pudiera haber estado presente en buena parte de los estuarios vascos (Silván & Campos, 2002).

En el año 1997 aparecen los primeros trabajos con información cartográfica y con distinto grado de detalle, que ofrecen principalmente información sobre la presencia y distribución espacial de estas praderas: Laborda *et al.* (1997) constatan la presencia de *Z. noltii* en el Oka (referida en su trabajo como ría de Guernica) y Borja *et al.* (2003) la citan por primera vez en el estuario del Lea.

Por otro lado, Campos & Silván (2001) y Silván & Campos (2002) llevaron a cabo algunos trabajos sobre la flora vascular amenazada en el País Vasco, en los que estimaron para *Z. noltii* una superficie de 4,07 ha en el estuario del Oka y unos pocos metros cuadrados en la zona guipuzcoana del Bidasoa (sin considerar la orilla francesa). En este último estuario se identificaron dos núcleos diferenciados de praderas, uno en Irún (zona de Plaiaundi) y otro en Hondarribia (en el puerto de Veteranos), este último desaparecido en la actualidad. Dado que en estos dos trabajos no se expone la metodología empleada, no se puede saber si son comparables. Sin embargo, teniendo en cuenta el valor de superficie aportado, probablemente se trata del mismo tipo de muestreo en ambos estudios. Realizando una comparación entre la superficie estimada (claramente inferior) y la calidad de la representación cartográfica, parece que la precisión de la superficie es inferior a la de los trabajos más actuales de Garmendia *et al.* (2008, 2013a).

En 2007, Lyssardy *et al.* (2007) muestrearon la población norte en la zona francesa del Bidasoa, utilizando un GPS y registrando el perímetro de la población con un muestreo a pie de campo. Sin embargo, no consideraron la población situada más al sur, también en la margen francesa (puerto Caneta), donde *Z. noltii* ocupaba ya en 2008 una superficie considerable. Es más probable que no muestrearan dicha zona a que la pradera se hubiera desarrollado en un único año. Por tanto, a pesar de ser una información fiable, de gran detalle y comparable en la parte cartografiada del estuario, parece incompleta.

Estuario	*Zostera marina*	*Zostera noltii*	*Ruppia maritima*
Barbadun	C	C	-
Nerbioi	B (1913)	B (1913)	-
Butroe	C	C+ (2009)	-
Oka	C	A (1984)	A
Lea	C	A (2003)	-
Artibai	C	C	-
Deba	C	C	-
Urola	C	C	-
Oria	C	C	A
Urumea	C	C	B
Oiartzun	B (1897)	B (1897)	-
Bidasoa	B (1913)	A* (1969)	A

Tabla 4

*Presencia de las distintas especies de angiospermas marinas (*Zostera marina, Zostera noltii, Ruppia maritima*) en cada uno de los estuarios vascos. (A) Presencia actual; (B) Presencia en el pasado y ausencia actual; (C) Ausencia actual y se desconoce en el pasado; (-) Se desconoce su situación. Entre paréntesis, el año del trabajo de la primera cita. En el caso de* Z. marina y Z. noltii *se han realizado muestreos exhaustivos de las zonas potenciales de aparición, por lo que esta información refleja su situación actual real. En el caso de* R. maritima*, no se tiene constancia de haberse muestreado todas las zonas potencialmente adecuadas. (*) La pradera ha desaparecido de algunas zonas. (+) Se están realizando pruebas de trasplante e introducción de* Z. noltii*, y el año corresponde al primer trasplante.*

En 2007, Otxoa *et al.* (2007) realizaron una cartografía de *Zostera noltii* dentro de su estudio de especies de plantas amenazadas de Bizkaia. En este trabajo se estimó una superficie de 0,94 ha para el Lea y 18,79 ha para el Oka, mediante muestreo de la zona a pie y la ayuda de un receptor GPS. A priori, es una metodología fiable, pero comparando los resultados con cartografías posteriores, se observa que los polígonos de mayor tamaño son más amplios y sencillos, lo cual sugiere una precisión menor (al menos en estas manchas) y, en consecuencia, una posible sobrestima de la superficie. Este hecho se detecta de forma clara en la población del estuario del Lea.

En 2008, Garmendia *et al.* (2008) realizaron una cartografía donde registraron el perímetro de cada mancha de pradera a pie, mediante un GPS, obteniendo una información precisa y de gran detalle, excepto en una zona del estuario del Oka (San Kristobal, en la parte media del estuario), debido a problemas de recepción de señal de satélite. Por tanto, la información del Bidasoa y Lea son correctas, y la del Oka se encuentra incompleta.

Oreja *et al.* (2010) en su trabajo limitado a la provincia de Gipuzkoa señalan que, entre los núcleos mencionados por Silván & Campos (2002), el núcleo de Hondarribia (Catalan & Aizpuru, 1986) ha desaparecido y el otro núcleo (en Irun) ocupa solamente una superficie de 26 m^2.

Finalmente, la cartografía de distribución de praderas más actual y fiable es la realizada por Garmendia *et al.* (2013a) en el verano de 2012. Se trata de una cartografía realizada a pie, con la ayuda de un receptor GPS de alta precisión (error máximo de posicionamiento horizontal de 1,5 cm), cuyo objetivo era el registro de la superficie ocupada por *Z. noltii* en cada uno de los estuarios vascos con presencia de pradera marina (Tabla 5).

Dada la incertidumbre existente sobre la metodología empleada en los primeros trabajos, así como las diferentes zonas consideradas en ellas, resulta difícil su comparación y la interpretación de la evolución de las praderas. Sin embargo, los trabajos de Garmendia *et al.* 2008 y 2013a son perfectamente comparables, ya que fueron realizados por el mismo equipo investigador y siguiendo la misma metodología y precisión, por lo que la evolución temporal de ese periodo puede considerarse fiable.

De todo ello se deduce que en el periodo de 2008 a 2012, la pradera marina de *Z. noltii* en el Bidasoa ha aumentado su superficie en 0,13 ha; en el Lea en 0,48 ha; y en el estuario del Oka se han perdido 3,51 ha. Particularmente en este último estuario la pradera ha aumentado su superficie en 0,12 ha en la zona de Kanala (orilla este de la parte media); pero ha disminuido en 1,33 ha en la zona de Arketas (ensenada de la parte exter-

Superficie ocupada por praderas marinas en los estuarios vascos según diferentes trabajos. El año corresponde al muestreo. [1]zona guipuzcoana. [2]zona francesa. [3]cartografiado menos preciso y probablemente área sobrestimada. [4]la zona de Axpe ha sido tomada de Otxoa et al. *(2007), probablemente área sobrestimada.*

Fuente	Año	Lea (ha)	Oka (ha)	Bidasoa (ha)
Laborda *et al.*, 1997	1994-95		65-68[3]	
Silván & Campos, 2002	2001		4,07	pocos[1]
Lyssardy *et al.*, 2007	2007			1,2[2]
Otxoa *et al.*, 2007	2007	0,94[3]	18,79[3]	
Garmendia *et al.*, 2008	2008	0,14	20,7[4]	1,84
Oreja *et al.*, 2010	2010			0,0026[1]
Garmendia *et al.*, 2013a	2012	0,62	17,19	1,97

Tabla 5

na), como consecuencia de los cambios morfodinámicos derivados de dragados previos, que han afectado directamente a la zona ocupada por la pradera (Figura 10); y, por último, ha sufrido una pérdida de 2,3 ha en la zona de San Kristobal (orilla oeste de la parte media) donde se encuentra la pradera más extensa del País Vasco.

Los informes de la *Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco* (Borja *et al.*, 2003; 2005; 2006; 2007; 2009; 2012) ofrecen información semicuantitativa de la cobertura de las praderas desde el año 2002, con muestreos discontinuos (trianuales) en cada uno de los estuarios. Debido a la tipología de muestreo (estimaciones de cobertura con la escala de Braun-Blanquet), las estimaciones cuantitativas que se pueden extrapolar a partir de esta información tienen una fuerte dispersión. Sin embargo, la información cualitativa de la cobertura, así como su evolución en cada una de las zonas, refleja una mejoría en casi todas las zonas (Tabla 6).

El estado biológico obtenido en la red de seguimiento para las macroalgas/angiospermas en el año 2012 ha sido de "Bueno" a "Muy bueno" en los estuarios Oka, Lea y Bidasoa, resultando el estado ecológico de sus masas de agua, respectivamente, "Bueno", "Moderado" y "Bueno" (Borja *et al.*, 2013).

Por otro lado, Larreta *et al.* (2013) indican que, en la última década se aprecia, de forma global, una disminución de la contaminación por metales en todos los estuarios. Entre los factores implicados en esta disminución de la contaminación pueden encontrarse el cierre de empresas contaminantes y la mejora en el saneamiento de las cuencas vertientes a los estuarios. Sin embargo, en lo referente a compuestos orgánicos, algunas zonas del Bidasoa y del Oka presentan aún concentraciones significativas de Policlorobifenilos (PCB) e Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (PAH) respectivamente.

Por último, a pesar de la ausencia de una gestión específica de las praderas marinas en el País Vasco, recientemente se ha realizado una primera evaluación del estado de conservación de hábitats costeros de interés comunitario según el sistema EUNIS (*European Nature Information System*): la calificación del estado de conservación general del hábitat 1140 "Llanos fangosos y arenosos descubiertos en bajamar" (donde se asientan las praderas marinas en el País Vasco) es mala, en base al resultado de la evaluación de cuatro parámetros de manera independiente: Rango de extensión, Área de distribución, Estructura y funciones, Perspectivas futuras (Ihobe, 2010).

Como conclusión, en una escala de décadas, las praderas marinas en el País Vasco han experimentado una clara regresión, desapareciendo de algunos estuarios. Sin embargo, en los últimos años el ritmo global de pérdida parece haberse reducido, y en algunos estuarios las praderas incluso han aumentado ligeramente su extensión y cobertura. Este hecho junto con la ligera reducción observada de algunas presiones, como los vertidos, nos hacen ser optimistas, y esperar que, si continúa la mejora de la calidad ambiental de los estuarios y la reducción de las presiones sobre las praderas marinas del País Vasco, éstas se estabilicen o incluso empiecen a recuperarse en el futuro.

Zona de Arketas, estuario del Oka: el canal central se ha desplazado y ha afectado directamente al sedimento y a la pradera asentada sobre él. Tomado de Borja et al. *(2012).*

Figura 10

Tabla 6

Porcentajes de cobertura (indicador de densidad) de Zostera noltii *dentro de las praderas. Cada estuario ha sido dividido en diferentes zonas para facilitar el muestreo y la estimación de la cobertura. Se presentan los datos para cada una de estas zonas recogidos en diferentes informes de la Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco. (-) Muestreado y no encontrado. El año de la tabla corresponde al año de muestreo.*

Estuario-Zona	2002	2004	2005	2007	2008	2010	2011
Lea-a	5-30		30-60		30-60		60-90
Lea-b	-		-		30-60		30-60
Lea-c	-		-		30-60		60-90
Oka-a	-		-		30-60		30-60
Oka-b	60-90		5-30		30-60		30-60
Oka-c	30-60		5.30		30-60		30-60
Bidasoa-a		30-60		30-60		-	
Bidasoa-b		-		-		30-60	
Bidasoa-c		-		-		5-30	
Bidasoa-d		5-30		5-30		30-60	
Bidasoa-e		30-60		60-90		60-90	

Gestión y conservación

Las zonas donde se encuentran asentadas las praderas marinas en el País Vasco cuentan con diferentes figuras de protección.

Por un lado, estas praderas marinas se asientan en hábitats incluidos en el anexo I de la Directiva Hábitats (Directiva 92/43/CEE del Consejo relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres), por lo que se consideran zonas a conservar. Estos hábitats son los "estuarios" (1130) y los "llanos fangosos o arenosos no cubiertos en marea baja" (1140).

Por otro lado, los tres estuarios que albergan praderas marinas se encuentran integrados dentro de la Red Natura 2000: Río Lea (ZEC ES2130010), Txingudi-Bidasoa (ZEC ES2120018 y ZEPA ES0000243) y Oka (también llamado en algunos documentos como Urdaibai) (ZEC ES2130007 y ZEPA ES0000144). Además, las dos últimas están dentro del Convenio RAMSAR (Humedales de Importancia Internacional) y el estuario del Oka constituye el eje central de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai. Por tanto, todas las praderas existentes actualmente en el País Vasco se encuentran al 100% dentro de zonas con alguna figura de protección.

Además, *Zostera noltii* adquiere un nivel de protección añadida, ya que está considerada como "especie en peligro de extinción" en el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de la Fauna y Flora, Silvestre y Marina del País Vasco (Orden de 10 de enero de 2011, de la Consejera de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca) y se encuentra en la Lista Roja de la Flora vascular de la CAPV (Comunidad Autónoma del País Vasco).

La gestión de cada uno de estos estuarios debería realizarse acorde con los correspondientes Planes de Gestión. Los tres estuarios con praderas marinas se han designado recientemente como ZEC por lo que acaban de publicarse sus correspondientes Medidas de Conservación: Oka (enero de 2012), Lea (octubre de 2012) y Bidasoa (junio de 2013). En las Medidas de Conservación de los Ríos y Estuarios del País Vasco (octubre de 2012) se señala que "se promoverá la aprobación de los planes de gestión de las especies amenazadas que constituyen elementos clave de las ZEC estuarinas", citándose como tal a *Z. noltii*. Sin embargo, a pesar de que en los documentos de estos tres estuarios se menciona la importancia de las praderas de *Z. noltii,* únicamente en el caso del Oka es considerada como un elemento clave diferenciado para el que se prevé el objetivo "Mejorar las condiciones poblacionales actuales". En el caso del Lea y Bidasoa esta especie se encuentra contemplada dentro del elemento clave "Estuario" para el que está prevista, entre otras, la actuación "Monitorizar periódicamente las comunidades de flora amenazada. En su caso, adopción de las medidas necesarias para favorecer su permanencia, así como su expansión".

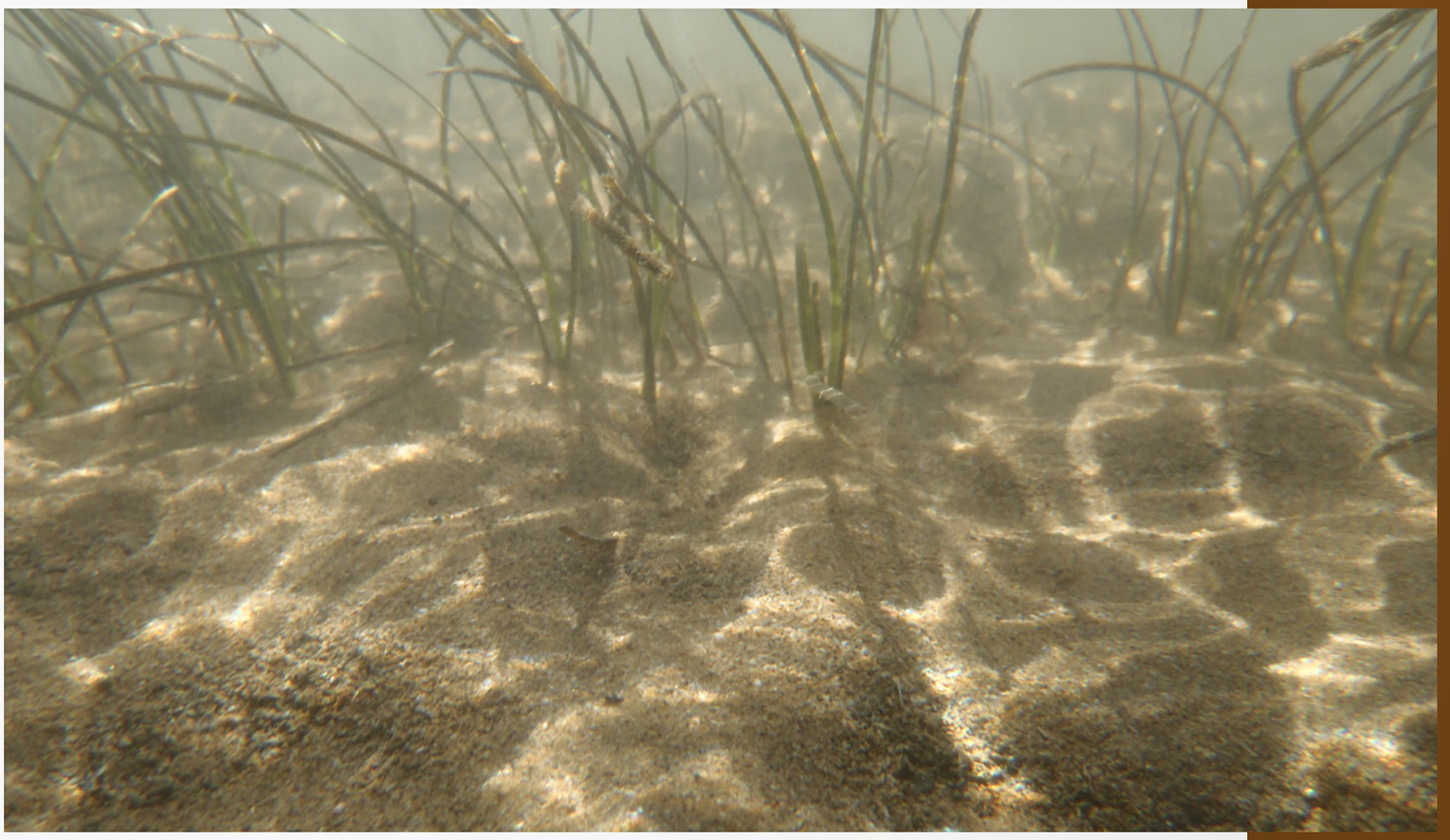
Tampoco se menciona ningún plan o actuación especial para *Z. noltii* en el Plan Especial de Protección y Ordenación de los Recursos Naturales del Área de Txingudi (1994) ni en el Plan Rector de Uso y Gestión de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai (2003), aunque se considere importante conservar la vegetación de las marismas y zonas de fango y arena intermareales.

Además, deberían tenerse en cuenta los condicionantes de la Ley de Costas, el Plan Territorial Sectorial de Zonas Húmedas de la CAPV y el Plan Territorial Sectorial de Protección y Ordenación del Litoral de la CAPV. Dentro de este contexto, hasta el momento no se han ejecuta-

do actuaciones específicas para las praderas marinas.

En la actualidad, no existe ninguna red de monitoreo continuado de praderas marinas en el País Vasco. Sin embargo, en cumplimiento de la Directiva Marco del Agua europea, se viene realizando la Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Como parte de esta evaluación cada tres años se recoge información referente a angiospermas marinas, su distribución y extensión. Por tanto, esta red podría servir como seguimiento continuado de las praderas.

Además, AZTI-Tecnalia se encuentra realizando en la actualidad una serie de estudios para la Agencia Vasca del Agua (URA), con el objetivo de analizar la posibilidad de recuperar praderas de angiospermas marinas mediante trasplantes de ejemplares en aquellos estuarios en los que actualmente no se encuentran y que han mostrado una mejoría en sus condiciones ambientales: se están llevando a cabo pruebas en el estuario del Butroe (Garmendia *et al.*, 2008; 2010a, b, c; 2011; 2012; 2013b) donde no se tienen citas sobre la existencia previa de pradera marina.



Pradera de Zostera noltii *sumergida en el estuario del Oka. Fotografía: AZTI Tecnalia.*

Futuras direcciones

Dada la reducida superficie que ocupan las praderas marinas en esta Comunidad Autónoma, se sugieren las siguientes medidas o acciones:

- Mantener estudios de seguimiento de las praderas: implantar un programa de seguimiento con cartografías periódicas para analizar la evolución de las praderas y registrar cualquier síntoma de retroceso con la mayor celeridad posible para poder tomar medidas correctoras.

- Recuperar los terrenos favorables en el entorno de las poblaciones actuales, para que esta planta pueda establecerse y extenderse, aportando sus beneficios ambientales.

- Tomar en consideración las recomendaciones sugeridas para *Zostera noltii* en los planes de recuperación para la flora "en peligro de extinción" del País Vasco (Aizpuru *et al.*, 2011), donde se proponen medidas y actuaciones urgentes (regulación de usos y actuaciones, como el marisqueo y dragados; y ordenación de embarcaderos), necesarias (disminución de la contaminación de aguas y sedimentos; estudios de investigación) y convenientes (seguimiento de poblaciones actuales, campaña de concienciación y educación ambiental).

- Evaluar el daño producido por las distintas presiones existentes actualmente (marisqueo, fondeaderos, dragados) y proponer medidas de gestión para reducirlas en lo posible.

- Evaluar los posibles impactos del cambio climático (ascenso del nivel del mar, incremento de la temperatura del mar, y frecuencia e intensidad de tormentas) sobre la distribución de las praderas marinas (Chust *et al.*, 2011; Valle *et al.*, 2014).

- Determinar los factores ambientales que definen el nicho ecológico de las praderas marinas (Valle *et al.*, 2010, 2011).

- Evaluar el uso de sensores remotos aerotransportados para el cartografiado de las praderas marinas (Chust *et al.*, 2010; Garmendia *et al.*, 2013b).

- Alcanzar una mayor implicación y coordinación de las autoridades competentes en esta materia: la Demarcación de Costas del País Vasco, las Diputaciones Forales de Gipuzkoa y Bizkaia, el Departamento de Medio Ambiente y Política Territorial del Gobierno Vasco, así como los Ayuntamientos de los municipios de la zona.

- Desarrollar e implantar los planes de gestión específicos para estos hábitats y esta especie. A pesar de que toda ZEC conlleva el desarrollo de los planes de gestión de los elementos claves y especies protegidas que alberga, estos aún no han sido redactados en el caso de los tres estuarios del País Vasco.

- Promover la investigación sobre la extensión y situación de las praderas marinas y sobre su posible restauración.

- Realizar campañas de educación y concienciación ambiental para dar a conocer la importancia de las praderas marinas y el interés por su conservación, incidiendo en mayor medida en aquellos usos del estuario con incidencia negativa sobre sus recursos naturales; explicar las amenazas potenciales a las que están sujetas las praderas marinas, así como unas mínimas recomendaciones para un uso y disfrute sostenibles.

Inflorescencias de Zostera noltii *(en el centro) (estuario del Bidasoa, Plaiaundi, Gipuzkoa).*

Fotografía: AZTI Tecnalia.

Pradera de Zostera noltii *en el estuario del Oka.*

Fotografía: AZTI Tecnalia.

Cartografías

País Vasco

MAPAS DE DISTRIBUCIÓN DE LAS PRADERAS MARINAS, PRESIONES Y MEDIDAS DE GESTIÓN

MAPA 1A

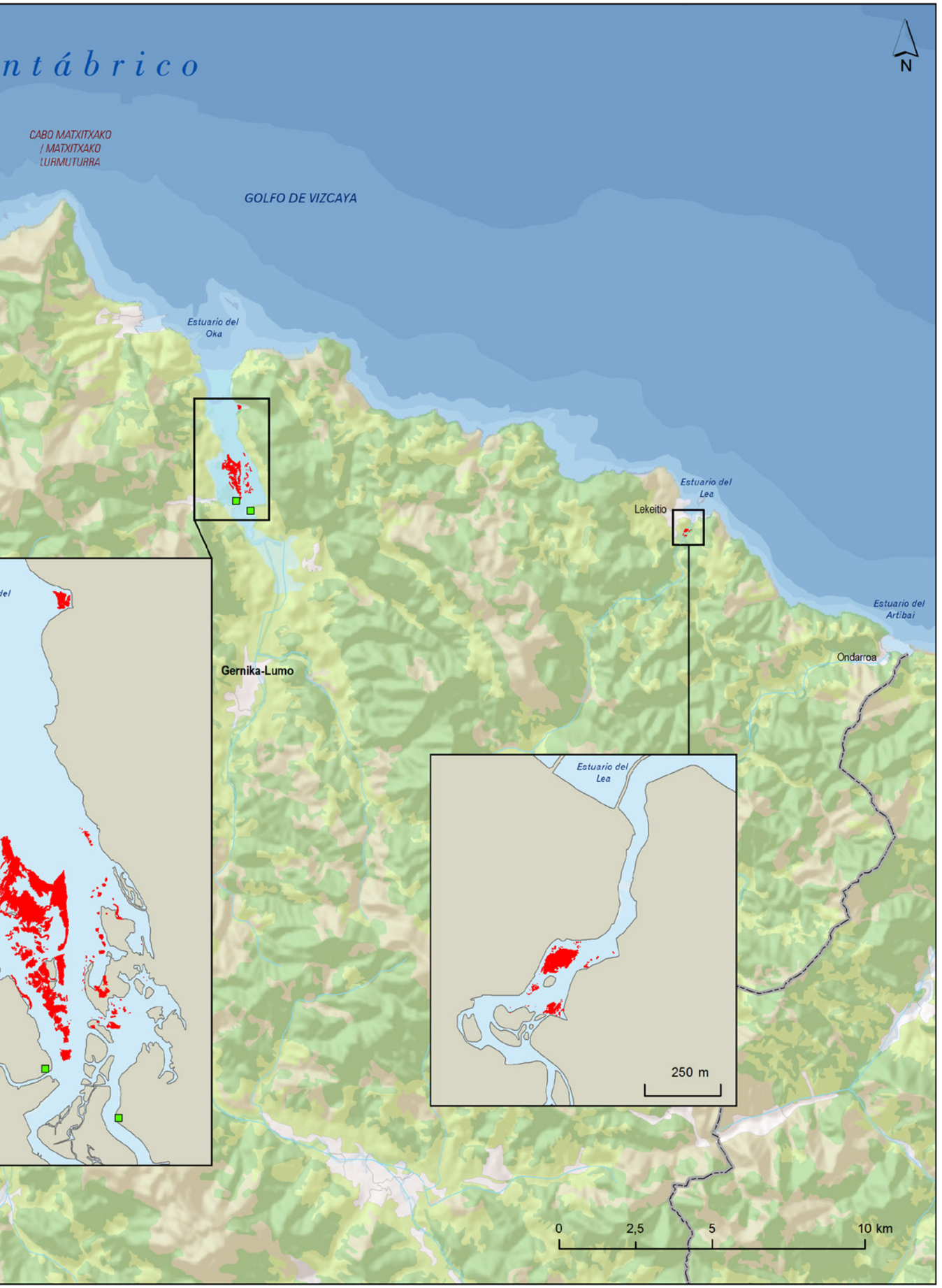
Vizcaya

Distribución de praderas marinas en el litoral de Vizcaya

Elaboración: IEO.

Fuentes: AZTI Tecnalia. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: Word Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala: 1:150000


ntábrico
N
CABO MATXITXAKO
/ MATXITXAKO
LURMUTURRA
GOLFO DE VIZCAYA
Estuario del
Oka
Estuario del
Lea
Lekeitio
Estuario del
Artibai
Ondarroa
Gernika-Lumo
Estuario del
Lea
250 m
0
2,5
5
10 km

MAPA 2A

Guipuzcoa

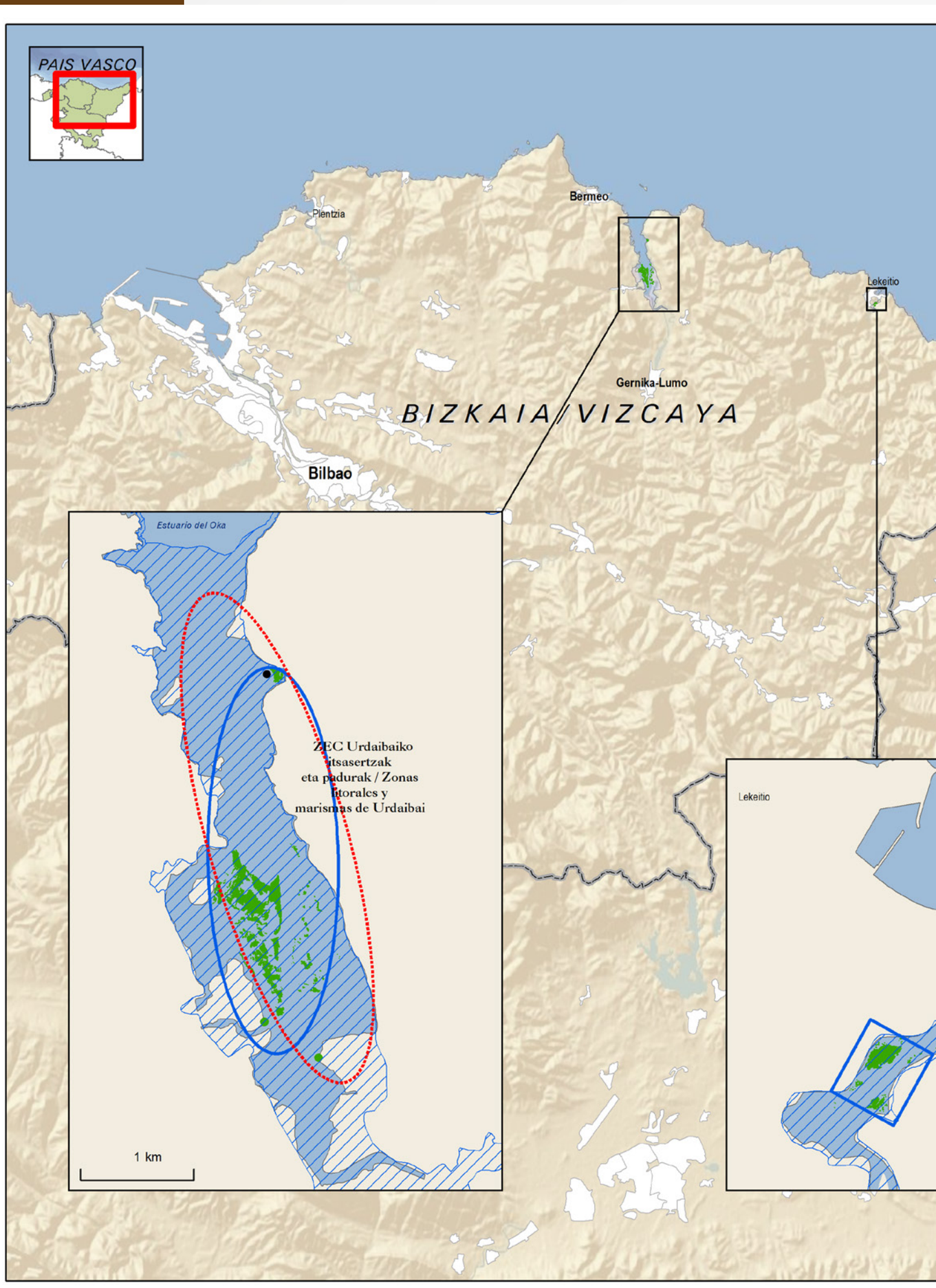
Distribución de praderas marinas en el litoral de Guipúzcoa

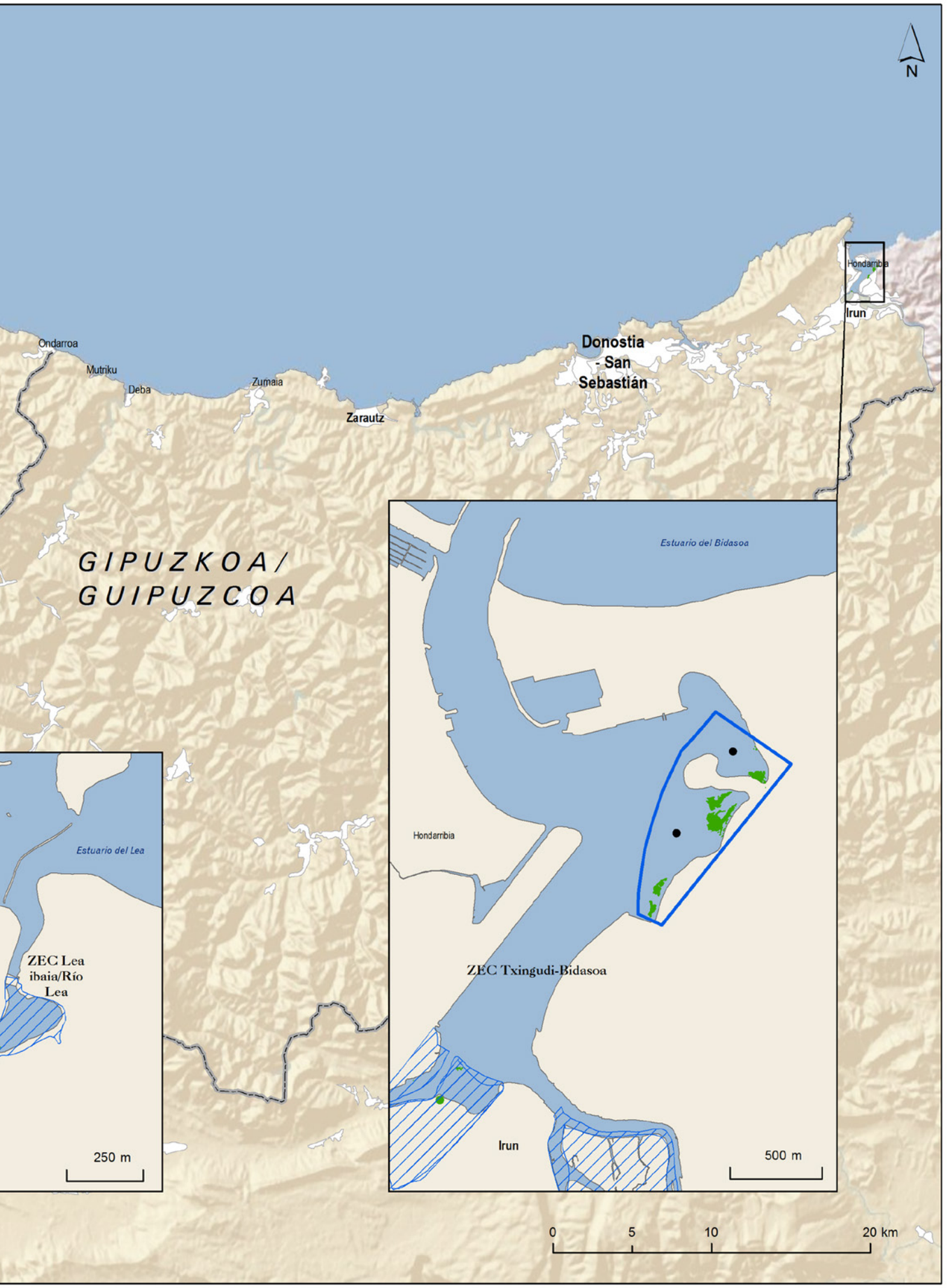
Elaboración: IEO.

Fuentes: AZTI Tecnalia. Mapa Base Marino: IEO. Mapa Base Terrestre: World Shaded Relief–Esri, Proyecto Corine Land Cover–IGN/Agencia Europea de Medio Ambiente, BCN 500- IGN.

Escala: 1:145000

N
Cabo de Higer
Estuario del Bidasoa
Hondarribia
Irun
Estuario del Oiartzun
Estuario del Urumea
Pasaia
Donostia - San Sebastián
Cabo de Higer
Estuario del Bidasoa
Hondarribia
1 Km
Irun


PAIS VASCO
Plentzia
Bermeo
Lekeitio
Gernika-Lumo
BIZKAIA/VIZCAYA
Bilbao
Estuario del Oka
ZEC Urdaibaiko itsasertzak eta padurak / Zonas litorales y marismas de Urdaibai
1 km
Lekeitio
Fondeaderos no regulados
Dragados
Áreas de marisqueo
Red Natura 2000



MAPA 1B

País Vasco

Presiones y medidas de gestión en el litoral del País Vasco

Elaboración: IEO.

Fuentes: AZTI Tecnalia, MAGRAMA, Proyecto Corine Land Cover–IGN/ Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500- IGN.

Escala: 1:290000.

Pelotas de mar indicando la presencia de una pradera de Posidonia cercana. Fotografía: Mar Otero.

Referencias bibliográficas y Glosario

Referencias bibliográficas

Acosta, J., Rivera, J., Muñoz, A., León, C. & Elvira, E. 2011. Mapa topobatimétrico en relieve del márgen continental del sureste español. Instituto Español de Oceanografía. Ministerio de Ciencia e Innovación. Madrid. España.

Afonso y asociados. 2004. Consultoría y asistencia técnica para la elaboración de una carta bionómica y arqueológica del litoral de Ceuta. Informe inédito. Consejería de Educación y Cultura. Ciudad de Ceuta.

Agència Catalana de l'Aigua. 2005. Caracterització de masses d'aigua i anàlisi del risc d'incompliment dels objectius de la Directiva marc de l'aigua (2000/60/CE) a Catalunya (IMPRESS).

Agència Catalana de l'Aigua. 2008. Programa de Seguimiento y Control del distrito de cuenca fluvial de Cataluña. Aprobado por el gobierno de la Generalitat de Cataluña mediante el acuerdo GOV/128/2008, de 3 de junio.

Agència Catalana de l'Aigua. 2013. Característiques de la demarcació, anàlisi d'impactes i pressions de l'activitat humana, i anàlisi econòmica de l'ús de l'aigua a les masses d'aigua del districte de conca fluvial de Catalunya (IMPRESS).

Agostini, S., Pergent, G. & Marchand, B. 2003. Growth and primary production of Cymodocea nodosa in a coastal lagoon. Aquatic Botany, 76: 185-193.

Aguado-Giménez, F., & Ruiz, J.M. 2012. Influence of an experimental fish farm on the spatio-temporal dynamic of a Mediterranean maërl algae community. Marine Environmental Research*, 74: 47-55.* http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2011.12.003.

Aguilar, R. & de Pablo, M.J. 2007. *Praderas sumergidas*. Océana.

Aguilera, F., Brito, A., Castilla, C., Díaz, A., Fernández-Palacios, J. M., Rodríguez, A., Sabaté, F. & Sánchez, J. 1994. *Canarias. Economía, Ecología y Medio Ambiente*. Francisco Lemus (ed), La Laguna, 361 pp.

Aizpuru, I., Uribe-Echebarría, P.M., Garmendia, J., Oreja, L., Azpiroz, M., Uriarte, L., Prieto, A., Biurrun, I., Campos, J.A., García, D., García-Mijangos, I., Herrera, M. & Sesma, F.J. 2011. *Planes de recuperación de la flora considerada "En peligro de extinción" en la lista roja de la flora vascular de la CAPV.* Documento realizado por IHOBE y la Sociedad de Ciencias Aranzadi, 239 pp.

Akerman, J.D. 2006. Sexual reproduction of seagrasses: pollination in the marine context. In: Larkum, A.W.D., Orth, R. J. & Duarte, C.M. (eds.), *Seagrass: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, Dordrecht, The Netherlands. 89-109.

Alberto, F., Arnaud-Haond, S., Duarte, C.M. & Serrao, E.A. 2006. Genetic diversity of a clonal angiosperm near its range limit: The case of *Cymodocea nodosa* at the Canary Islands. *Marine Ecology Progress Series,* 309: 117-129.

Alberto, F., Massa, S., Manent, P., Díaz-Almela, E., Arnaud-Haond, S., Duarte, C.M. & Serrão, E.A. 2008. Genetic differentiation and secondary contact zone in the seagrass *Cymodocea nodosa* across the Mediterranean-Atlantic transition region. *Journal of Biogeography,* 35: 1270-1294.

Alcoverro, T., Duarte, C. & Romero, J. 1995. Annual growth of *Posidonia oceanica*: contribution of large-scale versus local factors to seasonality. *Marine Ecology Progress Series,* 120: 203-210.

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.

Alcoverro, T., Marbà, N., Romero, J., Sánchez-Lizaso, J.L., Alegre, F., Gazo, M. & Lorente, A., 2006. Praderas de Posidonia. Evaluación de las estrategias actuales de conservación. Resumen de las jornadas de debate de los días 21 y 22 de Noviembre de 2006. Cosmocaixa.

Alcoverro, T., Pagès, J., Gera, A., Farina, S., Roca, G., Pérez, M. & Romero, J. 2012. The effects of 26th December 2008 storm on Costa Brava *Posidonia oceanica* ecosystems. In: Mateo, M.A., Garcia-Rubíes, A. (eds), *Assesment of the ecological impact of the extreme storm of Sant Esteve (26 December 2008) on the littoral ecosystems of the north Mediterranean Spanish coasts.* Final Report (PIEC 200430E599). Centro de Estudios Avanzados de Blanes, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Blanes.

Aldanondo-Aristizabal, N., Barquín, J. & Gil-Rodríguez, M.C. 2005. Estudio prelimiar de las poblaciones de *Zostera noltii* (*Zosteraceae, Magnoliphyta*) en Lanzarote, islas Canarias. *Viearea,* 33: 145-150.

Alfonso, C. 2002. Saneamiento y depuración de aguas residuales urbanas. Máxima calidad. *Revista Ambienta*, 11. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

Alós, C. & Pereira, F. 1989. Estudio de la población de Anélidos Poliquetos de *Posidonia oceanica*. *Posidonia Newsletter*. 2(1): 5-16.

Álvarez, E. & Grau, A.M. 2011. *Xarxa de vigilància de les praderies de Posidonia oceanica de Balears (2002-2010).* Informe técnic. *Resultats de les estacions de seguiment de les praderies de Posidonia oceanica de les Illes Balears. Anys 2002-2010*. Direcció General de Medi Rural i Mari. Conselleria d'Agricultura Medi Ambient i Territori, Govern de les Illes Balears.

Álvarez-Corbacho, A.A., Caamaño, V.M., Rey, X.L., Rodríguez, A., Rodríguez, J. 1991. *Ensenada do Umia-O Grove*. Asociación de ensinantes do Salnés. Consellería de Pesca, Marisqueo e Acuicultura, 183 pp.

Aranda, A., Sánchez-Lizaso, J.L., Guillén, J.E., Ramos A.A. & Bayle, J.T. 1993. Degradación de los Ecosistemas Litorales Marinos de la Comunidad Valenciana. En: *La Comunitat Valenciana en l'Europa Unida. Presidencia Generalitat Valenciana*. D.G. Planificació i Estudis, XI: 1-6.

Aranda, A., Mallol, J. & Solano, I. 1999. Presencia del alga *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh (*Chlorophyta, Caulerpales*) en el Mediterráneo ibérico. *Actas XIII Congreso Nac. Bot. Criptogámica*, 53.

Arber, A. 1920. *Water plants: a study of aquatic angiosperms*. Cambridge University Press. London.

Arroyo M.C., Salas C., Rueda J.L. & Gofas G. 2006. Temporal changes of mollusc populations from a *Zostera marina* bed in southern Spain (Alboran Sea), with biogeographic considerations. *Marine Ecology: An Evolutionary Perspective*, 27: 417-430

Aseginolaza, C., Gómez, D., Lizaur, X., Montserrat, G., Morante, G., Salaverría, M.R., Uribe-Echebarría, P.M. & Alejandre, J. 1985. *Catálogo florístico de Álava, Vizcaya y Guipúzcoa*. Gobierno Vasco, Vitoria.

Asociación Científica de Estudios Marinos (ACEM), 2002*. Estudio de las comunidades de* Zostera *de la bahía de Santander aplicado al desarrollo de técnicas para la restauración de hábitats litorales*. Asociación Científica de Estudios Marinos. Informe Técnico para la Fundación Marcelino Botín, Santander.

Augier, H., Gilles, G. & Ramonda, G. 1984. L'herbier de *Posidonia oceanica* et la pollution par le mercure sur le littoral des Bouches--du-Rhone et du Var (France). In: Boudouresque, C. F., Jeudy de Grissac, A. & Olivier, J. (eds.), *International Workshop on Posidonia oceanica Beds.* GIS Posidonie publ., vol. 1: 399-406.

Aznar-Sánchez, J. A., Sánchez-Picón, A. 2010. Innovación y distrito en torno a un "milagro": la configuración del sistema productivo local de la agricultura intensiva de Almería. *Revista de Historia Industrial,* 42: 157-193.

Bachir-Bouiadjra, B., Belbachir, N., Youcef--Benkada M., Maarouf A. & Riadi, H. 2010. Sur la presence de l'algue marine *Caulerpa racemosa* (Forsskal)J. Agardh (*Caulerpales, Chlorophyta*) devant la côte Mostaganemoise (ouest Algerie). *Acta Botanica Malacitana,* 35: 168-171.

Baden, S. P. & Boström, C. 2001. The leaf canopy of seagrass beds: faunal community structure and function in a salinity gradient along the Swedish coast. In: Reise, K. (ed.), *Ecological comparisons of sedimentary shores*. Ecological Studies, Springer-Verlag, Berlin, 151: 213-236.

Balaguer, P., Diedrich, A., Sardá, R., Fuster, M., Cañellas, B. & Tintoré, J. 2011. Spatial analysis of recreational boating as a first key step for marine spatial planning in Mallorca (Balearic Islands, Spain). *Ocean & Coastal Management,* 54: 241-249.

Bald, J. & Borja, Á. 2005. *Estudio del estado de los recursos de almeja y berberecho en los estuarios de Mundaka, Plentzia y Txingudi (1998-2004)*. Informes Técnicos. Departamento de Agricultura y Pesca, Gobierno Vasco, 105: 72 pp.

Balestri, E. 2004. Flowering of the seagrass *Posidonia oceanica* in a north-western Mediterranean coastal area: temporal and spatial variations. *Mar Biol.,* 145: 61-68.

Balestri, E. & Lardicci, C. 2012. Nursery-propagated plants from seed: a novel tool to improve the effectiveness and sustainability of seagrass restoration. *Journal of Applied Ecology*, 49: 1426-1435.

Ballester, R. 1985. Biomasa, estacionalidad y distribución de tres macrófitos: *Ruppia cirrhosa*, *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa prolifera* en el Mar Menor (Murcia, SE de España). *Anales de Biología*, 4 (Biología Ambiental I): 31-36.

Ballesteros, E. 1987. Estructura i dinàmica del poblament algal de les fulles de *Posidonia oceanica* (L.) Delile als herbeis de Tossa de Mar (Girona). *Butll. Inst. Cat. Hist. Nat*., 54: 19-30.

Ballesteros, E. & Catalán, J. 1983. Flora y vegetación marina y litoral del Cabo de Gata y el puerto de Roquetas del Mar (Almería). Primera aproximación. *Anales de la Universidad de Murcia, Ciencias* 42(1-4): 236-276.

Ballesteros, E. & Cebrián, E. 2002. *Estudi sobre la bionomia bentònica, biodiversitat i cartografia de la reserva de la Badía de Palma*. Informe Final. Centre d'Estudis Avançats de Blanes-CSIC (CEAB) per la Conselleria d'Agricultura i Pesca del Govern de les Illes Balears. Informe científico-técnico inédito.

Ballesteros, E. & Cebrián, E. 2003 *Estudi sobre la bionomia bentònica, biodiversitat i cartografia de la reserva del nord de Menorca*. Informe Final. Centre d'Estudis Avançats de Blanes-CSIC (CEAB) per la Conselleria d'Agricultura i Pesca del Govern de les Illes Balears. Informe científico-técnico inédito.

Ballesteros, E. & Cebrián, E. 2004. *Estudi sobre la bionomia bentònica, biodiversitat i cartografia de la reserva dels Freus entre Formentera i Eivissa*. Informe Final. Centre d'Estudis Avançats de Blanes-CSIC (CEAB) per la Conselleria d'Agricultura i Pesca del Govern de les Illes Balears. Informe científico-técnico inédito.

Ballesteros, E., Garcia, A., Cebrián, E., Pinedo, S., Torras, X. 2003. *Avaluació del fons marí de l'àrea marina del Parc Natural de s'Albufera des Grau*. Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CSIC). Informe científico-técnico inédito.

Ballesteros, E., García-Raso, J.E., Salas, C., Gofas, S., Moreno, D. & Templado J. 2004. La comunidad de *Cymodocea nodosa*: Flora y fauna. En: Luque, Á.A., Templado, J. (co-

ords.), *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 146-153.

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.

Ballesteros-Pelegrín, G. & Pérez-Ruzafa, A. (coords.). 2006. *Contrastes naturales en la Región Bioclimática del Mediterráneo*. Ayuntamiento de Murcia, Murcia, 298 pp.

Ballesteros-Pelegrín, G. 2014. *Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar. Actividades humanas y conservación*. Dirección General de Medio Ambiente de la Región de Murcia y Universidad de Murcia.

Bárbara, I. 1994. *Las comunidades de algas bentónicas marinas en la bahía de La Coruña y ría del Burgo*. Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela, 411pp.

Bárbara, I., Cremades., J., Pérez-Cirera, J.L. 1995. Zonación de la vegetación bentónica marina en la Ría de A Coruña (N.O. de España). *Nova Acta Científica Compostelana (Bioloxía),* 5: 5-23.

Bárbara, I., Díaz, P., Araújo, R., Peña, V., Berecibar, E., Cremades, J., Freire, Ó, Baamonde, S., Novo, T., Calvo, S., López-Rodríguez, M.C., Afonso-Carrillo, J., De Clerck, O., Santos, R., Sousa-Pinto, I., Tibaldo, M., Lagos, V., López, C., Secilla, A., Santolaria, A., Díez, I., Veiga, A.J. 2006. Adiciones corológicas y correcciones a la flora bentónica marina del norte de la Península Ibérica. *Nova Acta Científica Compostelana,* 15: 77-88.

Bárbara, I., Díaz-Tapia, P., Peteiro, C., Berecibar, E., Peña, V., Sánchez, N., Tavares, A.M., Santos, R., Secilla, A., Riera-Fernández, P., Bermejo, R., García, V. 2012. Nuevas citas y aportaciones corológicas para la flora bentónica marina del Atlántico de la Península Ibérica. *Acta Botánicas Malacitana,* 37: 5-32.

Barberá-Cebrián, C., Ribeiro da Cunha, M., Sánchez-Jerez, P. & Ramos-Esplá, A.A. 2001. Misidáceos asociados a fanerógamas marinas en el sudeste ibérico. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 17(1 y 2): 97-106.

Barberá, C., Tuya, F., Boyra, A., Sánchez-Jerez, P., Blanch, I. & R. Haroun, R.J. 2005. Spatial variation in the structural parameters of *Cymodocea nodosa* seagrass meadows in the Canary Islands: a multiscaled approach. *Botanica Marina,* 48: 122-126.

Barea-Azcón, J.M., Ballesteros-Duperón, E., Moreno, D. 2008. *Libro Rojo de los Invertebrados de Andalucía*. 4 Tomos. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 1430 pp.

Barrón, C., Duarte, C.M., Frankignoulle, M., & Borges, A.V. 2006. Organic carbon metabolism and carbonate dynamics in a Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*), meadow. *Estuaries and Coasts,* 29(3): 417-426.

Becheler, R., Dierkmann, O., Hily, C., Moalic, Y. & Arnaud-Haond, S. 2010. The concept of population in clonal organisms: mosaics of temporally colonized patches are forming highly diverse meadows of *Zostera marina* in Brittany. *Molecular Ecology,* 19(12): 2394-2407.

Belando-Torrentes, M.D., García-Muñoz, R., Ramos-Segura, A., García-Moreno, P. & Ruiz, J.M. 2014a. *Cartografía de la vegetación sumergida en el enclave natural protegido de Las Encañizadas del Mar Menor*. Informe del Instituto Español de Oceanografía y la Asociación de Naturalistas del Sureste, Murcia, 35 pp.

Belando-Torrentes, M.D., García-Muñoz, R., Ramos-Segura, A., Franco-Navarro, I., García-Moreno, P. & Ruiz, J.M. 2014b. *Distribución y abundancia de las praderas de macrófitos bentónicos y las poblaciones de Nacra (Pinna nobilis) en el Mar Menor*. Informe del Instituto Español de Oceanografía y la Asociación de Naturalistas del Sureste, Murcia, 50 pp.

Bellot, F., Casaseca, B. 1954. Adiciones a la flora de Galicia. *Trab. Jard. Bot. Santiago,* VII: 19-22.

Benedicto, J., Martínez-Gómez, C., & Ruiz, J.M. 2013. La calidad del medio marino de Portmán y su entorno: Evolución y estado actual

de conocimiento. En: Baños *et al*., (eds.), *Portmán: de El Portus Magnus a la bahía aterrada*. EDITUM, Universidad de Murcia, Murcia.

Benedicto, J., Andral, B., Martínez-Gómez, C., Guitart, C., Deudero, S., Cento, A., Scarpato, A., Caixach, J., Benbrahim, S., Chouba, L., Boulahdidi, M., Galgani, F. 2011. A large scale survey of trace metal levels in coastal waters of the Western Mediterranean basin using caged mussels (Mytilus galloprovincialis). *Journal of Environmental Monitoring,* 13: 1495-1505.

Benedicto, J., Martínez-Gómez, C., Guerrero, J., Jornet, J. & Rodríguez, C. 2008. Metal contamination in Portmán Bay (Murcia, SE Spain) 15 years after the cessation of mining activities. *Ciencias Marinas,* 34(3): 389-398.

Benedito, V., Torres, J., Giner, M., Esteban, J.L., Capaccioni, R. & García-Carrascosa, M., 1990. Distribution and preliminar evaluation of the state of the *Posidonia oceanica* on the coast of the Gulf of Valencia (Spain, Western Mediterranean). *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.*, 32(1): 8.

Benhissoune, S., Chaouti, A. & Bayed, A. 2005. Distribution des macrophytes benthiques dans la lagune de Smir (nord-ouest du Maroc). En: Bayed, A. & Scapini, F. (eds.), *Ecosystèmes côtiers sensibles de la Méditerranée: cas du littoral de Smir.* Travaux de l'Institut Scientifique, Rabat, 4: 27-32.

Bernardeau-Esteller, J., Marín-Guirao, L., Sandoval-Gil, J.M., Ruiz, J.M. 2011. Photoacclimation and metabolic carbon balance of the invasive green alga *C. racemosa* along a depth gradient. *Scientia Marina,* 75: 803-810.

Bernardeau-Esteller, J., Ruiz, J.M., Tomas F., Marín-Guirao, L. & Sandoval-Gil, J.M. 2015. Photoacclimation of *Caulerpa cylindracea*: light as a limiting factor in the invasión of native Mediterranean seagrass meadows. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 465: 130-141. http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2014.11.012

Bescansa, F. 1948. *Herborizaciones algológicas en La Coruña, Nigrán y Bayona*. La Coruña.

Blackburn, T.M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J.T., Duncan, R.P., Jarošík, V., Wilson, J.R.U. & Richardson, D.M. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution.* 26(7): 333-339.

Board, M. A. 2005. *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis.* Washington.

BOE, 23-02-2011. Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. *Boletín Oficial del Estado* (BOE) 46, sec. I, 20912-20951.

BOPV, 2013. ORDEN de 10 de septiembre de 2013, de la Consejera Desarrollo Económico y Competitividad, por la que se establece la clasificación de las zonas de producción de moluscos bivalvos del litoral de la Comunidad Autónoma del País Vasco. BOPV nº 186, del lunes 30 de septiembre de 2013.

Borja, Á., García de Bikuña, B., Blanco, J.M., Agirre, A., Aierbe, E., Bald, J., Belzunce, M.J., Fraile, H., Franco, J., Gandarias, O., Goikoetxea, I., Leonardo, J.M., Lonbide, L., Moso, L., Muxika, I., Pérez, V., Santoro, F., Solaun, O., Tello, E.M. & Valencia, V. 2003. *Red de Vigilancia de las masas de agua superficial de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente, Gobierno Vasco, 22 Tomos, 3.043 pp.

Borja, Á., Franco, J., Valencia, V., Bald, J. Muxika, I., Belzunce, M.J. & Solaun, O. 2004a. Implementation of the European water framework directive from the Basque country (northern Spain): a methodological approach. *Marine Pollution Bulletin,* 48: 209-218.

Borja, Á., Solaun, O., Galparsoro, I., Tello, E.M., Muxika, I., Valencia, V., Bald, J., Franco, J. & Manzanos, A. 2004b. *Caracterización de las presiones e impactos en los estuarios y costa del País Vasco*. Informe para la Dirección de Aguas del Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente, Gobierno Vasco, Fundación AZTI, Pasaia, 322 pp.

Borja, Á., Bald, J., Belzunce, M.J., Franco, J., Muxika, I., Pérez, V., Solaun, O., Uriarte, A., Valencia, V., Adarraga, I., Aguirrezabalaga, F., Cruz, I.,

Laza, A., Marquiegui, M.A., Martínez, J., Orive, E., Ruiz, J.Mª, Sola, J.C., Trigueros, J.Mª & Manzanos, A. 2005. *Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Informe de AZTI-Tecnalia para la Dirección de Aguas del Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente. Gobierno Vasco, 14 Tomos, 718 pp.

Borja, Á., Galparsoro, I., Solaun, O., Muxika, I., Tello, E.M., Uriarte, A. & Valencia, V. 2006. The European Water Framework Directive and the DPSIR, a methodological approach to assess the risk of failing to achieve good ecological status. *Estuarine, Coastal and Shelf Science,* 66: 84-96.

Borja, Á., Bald, J., Belzunce, M.J., Franco, J., Garmendia, J.M., Muxika, I., Revilla, M., Rodríguez, G., Solaun, O., Tueros, I., Uriarte, A., Valencia, V., Adarraga, I., Aguirrezabalaga, F., Cruz, I., Laza, A., Marquiegui, M.A., Martínez, J., Orive, E., Ruiz, J.Mª, Seoane, S., Sola, J.C., Trigueros, J.Mª & Manzanos, A. 2007. *Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Informe de AZTI-Tecnalia para la Dirección de Aguas del Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Gobierno Vasco, 14 Tomos, 591 pp.

Borja, Á., Bald, J., Belzunce, M.J., Franco, J., Garmendia, J.M., Larreta, J., Muxika, I., Revilla, M., Rodríguez, G., Solaun, O., Uriarte, A., Valencia, V., Adarraga, I., Aguirrezabalaga, F., Cruz, I., Laza, A., Marquiegui, M.A., Martínez, J., Orive, E., Ruiz, J.Mª, Seoane, S., Sola, J.C., Trigueros, J.Mª & Manzanos, A. 2009. *Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Informe de AZTI-Tecnalia para Agencia Vasca del Agua, Gobierno Vasco, 20 Tomos, 624 pp.

Borja, Á., Bald, J., Belzunce, M.J., Franco, J., Garmendia, J.M., Larreta, J., Menchaca, I., Muxika, I., Revilla, M., Rodríguez, J.G., Solaun, O., Uriarte, A., Valencia, V., Zorita, I., Adarraga, I., Aguirrezabalaga, F., Cruz, I., Laza, A., Marquiegui, M.A., Martínez, J., Orive, E., Ruiz, J.Mª, Seoane, S, Sola, J.C. & Manzanos, A. 2012. *Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Informe de AZTI-Tecnalia para la Agencia Vasca del Agua, 19 Tomos, 665 pp.

Borja, Á., Bald, J. Belzunce, M.J., Franco, J., Garmendia, J.M., Larreta, J., Menchaca, I., Muxika, I., Revilla, M.., Rodríguez, J.G., Solaun, O., Uriarte, A., Valencia, V., Zorita, I., Adarraga, I., Aguirrezabalaga, F., Cruz, I., Laza, A., Marquiegui, M.A., Martínez, J., Orive, E., Ruiz, J.Mª, Seoane, S., Sola, J.C. & Manzanos, A. 2013. *Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Campaña 2012. Informe de AZTI-Tecnalia para la Agencia Vasca del Agua, 22 Tomos.

Borsje, B.W., van Wesenbeeck, B.K., Dekkerc, V., Paalvastd, P., Bouma, T.J., van Katwijk, M.M. & de Vriesb, M.B. 2011, How ecological engineering can serve in coastal protection. *Ecological Engineering,* 37: 113-122.

Borum J., Duarte C.M., Krause-Jensen D. & Greve T.M. (eds.). 2004. *European seagrasses: an introduction to monitoring and management*. The M&MS project, 95 pp.

Boudouresque, C.F. & Jeudy de Grissac, A. 1983. L'herbier à *Posidonia oceanica* en Mediterranée: les interactions entre la plante et le sediment. *J. Rech. Océangr.,* 8(2-3): 99-122.

Boudouresque, C.F., Bernard G., Pergent G., Shili A. & Verlaque M. 2009. Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: a critical review. *Bot. Mar.,* 52: 395-418.

Boudouresque, C.F. & Verlaque, M. 2002. Biological Pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. *Mar. Pollut. Bull.,* 44: 32-38.

Bourcier, M. 1982. Evolution au cours des quinze dernières années, des biocoenoses benthiques et de leurs facies dans une baie méditerranéenne soumise a` l'action lointaine de deux émissaires urbains. *Téthys,* 10: 303-313.

Boyd, J. &. Banzhaf, S. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological*

Economics, 63: 616-626.

Breman, J. (ed.). 2002. Marine Geography: GIS for the Oceans and Seas. *Redlands, CA: ESRI Press*.

Bricheno, L. & Wolf, J. 2013. Wind-wave-current interactions in the NorthWest Mediterranean. *Geophysical Research Abstracts*, vol 15: EGU2013-5588.

Brito, M.C., Martín, D. & Núñez, J. 2005. Polychaetes associated to a *Cymodocea nodosa* meadow in the Canary Islands: assemblage structure, temporal variability and vertical distribution compared to other Mediterranean seagrass meadows. *Marine Biology*, 146(3): 467-481.

Brito, A. 2008. Influencia del calentamiento global sobre la biodiversidad marina de las Islas Canarias. En: J. Afonso-Carrillo, (ed.) *Naturaleza amenazada por los cambios en el clima*. *Actas de la III Semana Científica Telesforo Bravo*. Instituto de Estudios Hispánicos de Canarias, 141-161.

Brun, F.G., Hernandez, I., Vergara, J.J., Peralta, G. & Pérez-Llorens, J.L. 2002. Assessing the toxicity of ammonium pulses o the survival and growth of *Zostera noltii. Marine Ecol. Progr. Ser.*, 225(2002): 177-187.

Brun, F.G, Pérez-Lloréns, J.L., Hernández, I. & Vergara, J.J. 2003. Patch distribution and within-patch dynamics of the seagrass *Zostera noltii* Hornem. in Los Toruños salt-march, Cádiz Bay Natural Park, Spain. *Botanica Marina,* 46: 513-524.

Brun, F.G., Zetten, van E., Cacabelos, E. & Bouma, T.J. 2009. Role of two contrasting ecosystem engineers (*Zostera noltii* and *Cymodocea nodosa*) on the food intake rate of *Cerastoderma edule*. *Helgoland Marine Research*, 63: 19-25.

Brun, F.G., Vergara, J.J., Pérez-Llórens, J.L., Ramírez, C., Morris, E.P., Peralta, G. & Hernández, I. 2015. Diversidad de angiospermas marinas en la bahía de Cádiz: redescubriendo a *Zostera marina*. *Chronica naturae,* 5: 45-56.

Bubani, P. 1897-1901. *Flora pyrenaea per Ordines Naturales gradatim digesta*. 4 vol. (ed.) Ulricus Hoeplius, Mediolani.

Buceta, J.L., Fernández-Torquemada, Y., Gacia, E., Invers, O., Mas, J., Romero, J., Ruiz, J.M., Ruiz-Mateo, A., Sabah, S. & Sánchez-Lizaso, J.L. 2004. Investigación Conjunta sobre la tolerancia de *Posidonia oceanica* a incrementos de la salinidad. *Ingeniería Civil,* 132: 111-116.

Bueno del Campo, I. & González-García, J.A. 1996. Guía Marina de la Región de Melilla. *Colección Ensayos Melillenses,* 4: 276 pp.

Bueno-Sánchez, A. 1997. *Flora y vegetación de los estuarios asturianos*. *Cuadernos de Medio Ambiente*: *Naturaleza* 3. Principado de Asturias, Consejería de Agricultura.

Bueno-Sánchez, A., Fernández-Prieto, J.A., Peón-Torre, P., García-Díaz, S., Sánchez-Corominas, T., Vázquez, V.M. 2013. *Praderas marinas en las costas de Asturias: distribución y principales presiones.* II jornadas técnicas "Las praderas marinas en el litoral español: Conocimiento, Valorización y Gestión", 9-10 de Octubre 2013, Málaga. http://www.uicnmed.org/projects/documentationplatform/uploads/1384514148291_1_4_AlvaroBueno.pdf

Buia, M.C. & Mazzella, L. 1991. Reproductive phenology of the Mediterranean seagrasses *Posidonia oceanica* (L.) Delile, *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers, and *Zostera noltii* Hornem. *Aquat. Bot*., 40: 343-362.

Bull, J.C., Kenyon, E.J., Edmunds, D. & Cook, K.J. 2010. Recent loss of Gibraltar seagrasses. *Botanica marina*, 53: 89-91.

Busturia-Cerezo, I., Cuadrado, J.A. & Diaz-Navarro, J. 2009. *Seguimiento de la pradera de* Posidonia oceanica*.* RNC Islas Chafarinas, OAPN, Informe inédito, 15pp.

Cabanellas-Reboredo, M., Blanco, A., Deudero, S. & Tejada, S. 2010. Effects of the invasive macroalga *Lophocladia lallemandii* on the diet and trophism of *Pinna nobilis* (Mollusca: Bivalvia) and its guests *Pontonia pinnophylax* and *Nepinnotheres pinnotheres* (Crustacea: Decapoda). *Scientia Marina,* 74(1): 101-110.

Cacabelos, E. 2005. *Cartografía bionómica de las poblaciones macrobentónicas de sustratos blandos de la Ensenada de San Simón (Galicia)*. Tesis doctoral. Universidad de Vigo, 614 pp.

Cacabelos, E., Gestoso, L. & Troncoso, J. S. 2008. Macrobenthic fauna in the Ensenada de San Simón (Galicia, NW Spain). *J. Mar. Biol. Ass., UK* 88: 237-245.

Cacabelos, E., Engelen, A.H., Mejia, A. & Arenas, F. 2012. Comparison of the assemblage functioning of estuary systems dominated by the seagrass Nanozostera noltii versus the invasive drift seaweed Gracilaria vermiculophylla. *Journal of Sea Research,* 72: 99-105.

Cadée, G.C. 1968. Molluscan biocoenoses and thanatocoenoses in the Ría de Arosa, Galicia. *Zoologische Verhandelingen,* 95: 1-121.

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

Calvín J.C., Franco I., Marín A., Martínez A.M., Belmonte A. & Ruiz J.M. 1999. *El litoral sumergido de la Región de Murcia. Cartografía Bionómica y Valores Ambientales*. Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua (ed.), Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, Murcia, 127 pp.

Calleja, M.L., Marbà, N. & Duarte, C. M. 2007. The relationship between seagrass (*Posidonia oceanica*) decline and sulphide in porewater concentration in carbonate sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73: 583-588.

Camiñas, J.A. 2008. Mar de Alborán. En: *Mares de España: The Seas of Spain.* Secretaría General del Mar, Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

Camp, J. & Delgado, M. 1987. Hidrografía de las bahías del delta del Ebro. *Investigaciones Pesqueras*, 51(3): 351-369.

Campos, J.A. & Silván, F. 2001. *Flora amenazada de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai*. Informe Inédito realizado para el Dpto. de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio del Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz, 147 pp.

Cancemi, G., Buia, M. C. & Mazzella, L. 2002. Structure and growth dynamics of *Cymodocea nodosa* meadows. *Scientia Marina*, 66: 365-373.

Cara, L., Cara, J. 1994. *Roquetas de Mar: Arqueología e historia*. *Desde la Prehistoria hasta inicios de la Edad Moderna.* Instituto de Estudios Almerienses.

Cardona, L., López, D., Sales, M., de Caralt, S. & Díez, I. 2007. Effects of recreational fishing on three fish species from the *Posidonia oceanica* meadows off Minorca (Balearic archipelago, western Mediterranean). *Scientia Marina*, 71(4): 811-820.

CARM. 2004. Estudio sobre el estado de conservación de los hábitats marinos de interés comunitario y/o mediterráneo presentes en el litoral sumergido de la Región de Murcia. Dirección General de Medio Ambiente. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, Murcia.

Castellanos, C., Hernández-Vega, S. & Junoy, J. 2003. Cambios bentónicos en la ría de Foz (Lugo) (noroeste de España) tras la construcción de un espigón. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, 19(1-4): 205-217

Castelló J. & Carballo J.L. (2001). Isopod fauna, excluding Epicaridea, from the Strait of Gibraltar and nearby areas (Southern Iberian Peninsula). *Scentia Marina*, 65(3): 221-241.

Catalan, P. & Aizpuru, I. 1986. *Datos florísticos de las cuencas de los ríos Bidasoa y Urumea. Munibe (Ciencias Naturales)*, 38: 163-168.

Caye, G. & Meinesz, A. 1985. Observations on the vegetative development, flowering and seeding of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson on the Mediterranean coasts of France. *Aquatic Botany*, 22: 277-289.

Caye, G. & Meinesz, A. 1986. Experimental study of seed germination in the seagrass *Cymodocea nodosa*. *Aquat. Bot.*, 26: 79-87.

Cearreta, A., Irabien, M.J. & Pascual, A. 2004. Human activities along the Basque coast during the last two centuries: geological perspective of recent anthropogenic impact on the coast and its environmental consequences. In: Borja, Á., Collins, M. (eds.), *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*. Elsevier Oceanography Series, Amsterdam, 70: 27-50.

Cebrian, J., Duarte, C., Marbà, N. & Enriquez, S. 1997. Magnitude and fate of the production of four co-occurring western Mediterranean seagrass species. *Marine Ecology Progress Series*, 155: 29-44.

Ceccherelli, G. & Cinelli, F. 1997. Short-term effects of nutrient enrichment of the sediment and interactions between the seagrass Cymodocea nodosa and the introduced green alga *Caulerpa taxifolia* in a Mediterranean bay. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 217: 165-177.

Ceccherelli, G., Piazzi, L. & Cinelli, F. 2000. Response of the non-indigenous *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh to the native seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile: effect of density of shoots and orientation of edges of meadows. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 243: 227-240.

Cervantes, D. 2010. *Estudio de la tolerancia de* Cymodocea nodosa *al estrés por cobre.* Tesis de máster. Universidad de Barcelona.

CETYMA, 2005. Asistencia Técnica para la Revisión Cartográfica de los LICs Costeros de la Red Natura 2000 en Cantabria. Gobierno de Cantabria.

Chaouti, A. & Bayed, A. 2005. Effets d'une perturbation anthropique sur les conditions hydrologiques de la langune de Smir (Nord-Ouest, Maroc). *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 18: 181-197.

Chaves, M.M. 2012. *Estimación de la calidad ambiental en praderas de la angiospermas marina* Zostera noltii *Hornem.* Tesis de Master. Universidad de Cádiz.

Chica, J.A. & Barragán, J.M. 2011. *Estado y tendencia de los servicios de los ecosistemas litorales de Andalucía.* Universidad de Cádiz y Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.

Chust, G., Grande, M., Galparsoro, I., Uriarte, A. & Borja, Á. 2010. Capabilities of the bathymetric Hawk Eye LiDAR for coastal habitat mapping: a case study within a Basque estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 89: 200-213.

Chust, G., Borja, Á., Caballero, A., Liria, P., Marcos, M., Moncho, R., Irigoien, X., Saenz, J., Hidalgo, J., Valle, M. & Valencia, V. 2011. Climate Change impacts on the coastal and pelagic environments in the southeastern Bay of Biscay. *Climate Research*, 48: 307-332.

Chust, G., Albaina, A., Aranburu, A., Borja, Á., Diekmann, O.E., Estonba, A., Franco, J., Garmendia, J.M., Iriondo, M., Muxika, I., Rendo, F., Rodríguez, J.G., Ruiz-Larrañaga, O., Serrão, E.A. & Valle, M. 2013. Connectivity, neutral theories and the assessment of species vulnerability to global change in temperate estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 131: 52-63.

Cirujano, S. & García-Murillo, P. 1992. El género *Ruppia* en la Península Ibérica. *Quercus*, 74: 14-21.

CITTIB. 2009. In: Centro de Promoción de la Investigación y las Tecnologías Turísticas (ed.), *Tourism in the Balearic Islands, Yearbook 2008*. Consellería de Turismo, Govern de les Illes Balears.

Clapham, A.R., Tutin, T.G. & Moore, D.M. 1982. *Flora of the British Isles*. Cambridge University Press.

Cochón, G. & Sánchez, J.M. 2005. Variations of seagrass beds in Pontevedra (northwestern Spain): 1947-2001. *Thalassas*, 21(2): 9-19.

Coleman, F.C. & S. Williams, S.L. 2002. Overexploiting marine ecosystem engineers: potential consequences for biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution*, 17: 40-44.

Collier, C.J., Lavery, P.S., Ralph, P.J. & Masini, R.J. 2008. Physiological characteristics of the seagrass *Posidonia sinuosa* along a depth-related gradient of light availability. *Marine Ecology Progress Series*, 353: 65-79.

Colmeiro y Penido, M. 1887. *Enumeración y revisión de las plantas de la Península Hispano-Lusitana é islas Baleares* [...] Tomo V. Madrid: Imprenta de la viuda é hija de Fuentenebro.

Colombini, I. & Chelazzi, L. 2003. Influence of marine allochthonous input on sandy beach communities. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 41: 115-159.

Colombini, I., Mateo, M. A., Serrano, O. Fallaci, M. E., Gagnarli, L. & Chelazzi, L. 2009. On the role of *Posidonia oceanica* beach wrack for macroinvertebrates of a Tyrrhenian sandy shore. *Acta Oecologica*, 35: 32-44.

Conde-Álvarez, R.M., López-Figueroa, F., Nieto, J.M., Ramírez-González, J.M., Ortega-González, F. & Rendón-Martos, M. 2009. Nuevas citas de plantas acuáticas para la Laguna Redonda (Málaga), recientemente restaurada. *Acta Botanica Malacitana*, 34: 206-210.

Conde-Poyales, F. 1989. Ficogeografía del Mar de Alborán en el contexto del Mediterráneo Occidental. *Ano Jard. Bot.* Madrid, 46(1): 21-26.

Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente. 2013. *Informe Regional 2012. Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz*, Junta de Andalucía.

Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad. 2011. *Implementación del Plan Marco de gestión de los espacios acuáticos de la Red Natura 2000 en Cantabria. 2009-2011*, Gobierno de Cantabria.

Consejería de Medio Ambiente. 2005. *Cartografiado bionómico del litoral de Cantabria*, Gobierno de Cantabria.

Consejería de Medio Ambiente. 2005. *Instalación de Arrecifes Artificiales en el Paraje Natural de los Acantilados de Maro-Cerro Gordo (Málaga-Granada)*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

Consejería de Medio Ambiente. 2007. *Valoración del Grado de Afectación por Enterramiento de la pradera de* Posidonia oceanica *en el Paraje Natural de los Acantilados de Maro–Cerro Gordo (Málaga)*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

Consejería de Medio Ambiente. 2009. *Informe Regional 2008. Apoyo Técnico a la Gestión Sostenible del Medio Marino*. Junta de Andalucía.

Consejería de Medio Ambiente. 2010. *Informe Regional 2009. Apoyo Técnico a la Gestión Sostenible del Medio Marino*. Junta de Andalucía.

Consejería de Medio Ambiente. 2011. *Informe Regional 2010. Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz*. Junta de Andalucía.

Consejería de Medio Ambiente. 2012. *Informe Regional 2011. Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz*. Junta de Andalucía.

Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. 2014. *Informe Regional 2013. Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz*. Junta de Andalucía.

Conselleria d'Agricultura i Pesca. Conselleria d'Obres Públiques i Ordenació del Territori. 1996. *Carta Batimètrica del Mar Balear*. Govern Balear.

Conselleria de Turisme. 2007. *El turismo náutico en Baleares*. Collecció d'Estudis Turístics. Govern de les Illes Balears.

Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. & Van Den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253-260.

Copeiro, E., Benítez, V. & García, M. A. 2000. *Planes alternativos de dragado en Las Canteras.* Informe Técnico. Cabildo de Gran Canaria.

Coyer, J.A., Hoarau, G., Kuo, J., Tronholm, A. Veldsink, J., Olsen, J.L. 2013. Phylogeny and temporal divergence of the seagrass family *Zosteraceae* using one nuclear and three chloroplast loci. *Systematics and Biodiversity*, 11(3): 271-284.

Cunha, A.H. & Araújo, A. 2009. New distribution limits of seagrass beds in West Africa. *Journal of Biogeography*, 36: 1621-1622.

Currás, A. 1990. *Estudio de la fauna bentónica de la Ría del Eo (Lugo).* Tesis Doctoral. Universidad de Santiago, 450 pp.

Currás, A. & Mora, J. 1990. Dinámica poblacional de *Bittium reticulatum* (Da Costa) e *Hydrobia ulvae* (Pennant) en fondos de *Zostera* spp. de la Ría del Eo (Galicia–Asturias). *Thalassas*, 8: 93-99.

Currás, A. & Mora, J. 1991. Comunidades bentónicas de la Ría del Eo. (Galicia-Asturias, NW España). *Cah. Biol. Mar.*, 32: 57-81.

Currás, A. & Mora, J. 1992. Variación temporal de la fauna bentónica en un fondo de *Zostera noltii* situado en la Ría del Eo (NO de España). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 8: 299-309.

Currás, A., Sánchez-Mata, A. & Mora, J. 1993. Estudio comparativo de la macrofauna bentónica de un fondo de *Zostera marina* y un fondo arenoso libre de cubierta vegetal. *Cahiers de Biologie Marine*, 35: 91-912.

Dalla-Via, J., Sturmbauer, C., Schönweger, G., Sötz, E., Mathekowitsch, S., Stifter, M. & Rieger, R. 1998. Light gradients and meadow structure in *Posidonia oceanica*: ecomorphological and functional correlates. *Marine Ecology Progress Series*, 163: 267-278.

de Buen, R. 1916. Estudio batilitológico de la bahía de Palma de Mallorca. *Memoria Instituto Español de Oceanografía*, 1(4): 1-132.

de Paz, L., Neto, J.M., Marques, J.C. & Laborda, A.J. 2008a. Response of intertidal macrobenthic communities to long term human induced changes in the Eo estuary (Asturias, Spain): implications for environmental management. *Marine Environmental Research*, 66: 288-299.

de Paz, L., Patrício, J., Marques, J.C., Borja, A., Laborda, A.J., 2008b Ecological status assessment in the lower Eo estuary (Spain). The challenge of habitat heterogeneity integration: A benthic perspective. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 1275-1283.

del Castillo, F. & Díaz-Almela, E. 2014. ¿Cuánto vale este tesoro sumergido? En: *Quercus* (ed.) LIFE+ Posidonia Andalucía, Drosophila Ediciones, Madrid, 10-13.

del Pilar Ruso, Y., de la Ossa-Carretero, J.A., Loya-Fernández, A., Ferrero-Vicente, L.M., Giménez-Casalduero, F., Sánchez-Lizaso, J.L. 2009. Assessment of soft bottom Polychaeta assemblage affected by a spatial confluence of impacts: Sewage and brine discharges. *Mar. Pollut. Bull.*, 58: 765-786.

Delgado, O., Grau, A., Pou, S., Riera, F., Massuti, C., Zabala, M. & Ballesteros, E. 1997. Seagrass regression caused by fish cultures in Fornells Bay (Menorca, Western Mediterranean). *Oceanol. Act.*, 20(3): 557-563.

Delgado, O., Ruíz, J.M., Perez, M., Romero, J. & Ballesteros, E. 1999. Effects of fish farming on seagrass (*Posidonia oceanica*) in a Mediterranean Bay: seagrass decline after organic loading cessation. *Oceanol. Act.* 22(1): 109-117.

den Hartog, C. 1970. *The Seagrasses of the World.* North Holland Publishing Company, Amsterdam London.

den Hartog, C. 1997. Is *Sargassum muticum* a threat to eelgrass beds? *Aquat. Bot.*, 58: 37-41.

den Hartog, C. 1981. Aquatic plant communities of poikilosaline waters. *Hydrobiologia*, 81: 15-21.

den Hartog, C. & Kuo, J. 2006. Taxonomy and Biogeography of Seagrasses. En: Larkum, A.W.D., Orth, R.J. & Duarte C.M. (eds.), *Seagrasses: biology, ecology and conservation*. Springer, Dordrecht, 503-536.

Departament de Política Territorial i Obres Públiques. 2007. *Pla de Ports de Catalunya 2007-2015. Capítol 2. Estudi del medi costaner.* Generalitat de Catalunya.

Deudero, S., Morey, G., Frau, A., Moranta, J. & Moreno, I. 2008. Temporal trends of littoral fishes at deep *Posidonia oceanica* seagrass meadows in a temperate coastal zone. *Journal of Marine Systems*, 70: 182-195.

Díaz-Almela, 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.* Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid, 129 pp.

Díaz-Almela, E., Marbà, N., Álvarez, E., Balestri, E., Ruiz, J.M. & Duarte, C.M. 2005. Patterns of seagrass (*Posidonia oceanica*) flowering in the Western Mediterranean, *Marine Biology*, 148(4): 723-742.

Díaz-Almela, E., Marbà, N. & Duarte, C.M. 2007. Consequences of Mediterranean warming events in seagrass (*P. oceanica*) flowering records. *Global Change Biology*, 13: 224-235.

Díaz-Almela, E., Marbà, N., Alvarez, 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: 1332-1342.

Díaz-Almela, 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 pp.

Díaz del Río, V. 1991. El margen continental bético mediterráneo. Extremo bético Oriental: cuenca de Murcia-escarpe de Mazarrón. *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía*, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, 6: 1-238

Díaz-González, T.E. & Fernández-Prieto, J.A. 1994. El Paisaje Vegetal de Asturias: Guía de la Excursion. *Itinera Geobotanica*, 8: 5-242.

Díaz-González, T.E., Fernández-Casado, M.A. & Nava-Fernández, H. 2004. *Eleocharis parvula* (roem. et schult.) linj et bluff et al. 688-689. In: Bañares, A., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C. & Ortiz, S. (eds.), *Atlas y Libro rojo de la flora vascular amenazada de España.* Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid, 688-689.

Diedrich, A., Terrados, J., Arroyo, A.L. & Balaguer, P. 2013. Modeling the influence of attitudes and beliefs on recreational boaters' use of buoys in the Balearic Islands. *Ocean & Coastal Management*, 78: 112-120.

Dimech, M., Borg, J.A. & Schembri, P.J. 2000. Structural changes in a *Posidonia oceanica* meadow exposed to a pollution gradient from a fish-farm in Malta (Central Mediterranean). *Biologia Marina Mediterrnea*, 7(2): 361-364.

DOGA. 2004. Decreto 72/2004, de 2 de abril, por el que se declaran determinados espacios como zonas de especial protección de los valores naturales (ZEPVN). Consellería de Medio Ambiente, Diario Oficial de Galicia (DOGA), 69: 5046-5048.

Duarte, C.M., Dennison, W.C., Orth, R.J. & Carruthers, T.J. 2008. The charisma of coastal ecosystems: addressing the imbalance. *Estuaries and Coasts*, 31: 233-238.

Duarte, C.M., Marbà, N., Barón, A. & Orozco, F. 2009. *Estudio de implementación de la Directiva Marco del Agua en las Illes Balears. Evaluación de la calidad ambiental de las masas de aguas costeras utilizando el elemento biológico de calidad:* Posidonia oceanica*. Periodo 2008-2009.* Recursos Hídricos, Govern de les Illes Balears, Agència Balear de l'Aigua i de la Qualitat Ambient.

Dumay, O., Fernández, C., Pergent, G. 2002. Primary productivity and vegetative cycle in *Posidonia oceanica* when in competition with the green algae *Caulerpa taxifolia* and *Caulerpa racemosa*. *J Mar Biol Assoc of the UK,* 82: 379-387.

DUNA BALEARES, S.L. *Estudio de los usos públicos y de la capacidad de carga en las playas del parque natural de Ses salines d'Eivissa i Formentera*. Consultores Ambientales para Govern Balear.

Espino, F., Garrido, M.J., Herrera, R. & Tavío, O. 2003a. *Seguimiento de Poblaciones de Especies Amenazadas:* Cymodocea nodosa*, Gran Canaria*. Informe Técnico de la Viceconsejería de Medio Ambiente, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial, Gobierno de Canarias. 84pp.

Espino, F., Herrera, R., Garrido, M.J. & Tavío, O. 2003b. *Seguimiento de Poblaciones de Especies Amenazadas.* Cymodocea nodosa*, Fuerteventura.* Informe Técnico de la Viceconsejería de Medio Ambiente, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial, Gobierno de Canarias. 98 pp.

Espino, F., Tuya, F., Blanch. I. & Haroun, R.J. 2008. *Los sebadales en Canarias. Oasis de vida en los fondos arenosos*. BIOGES, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 68 pp.

Espino, F., Tuya, F., Brito, A. & Haroun, R. 2011. Ichthyofauna associated with *Cymodocea nodosa* meadows in the Canarian Archipelago (central-eastern Atlantic): Community structure and nursery role. *Ciencias Marinas*, 37: 157-174.

Espino, F., Tuya, F., Hernández, H., Martínez, J., Herrera, A., Viera, M. A. & Haroun, R. 2013. *Cartografía y caracterización de praderas de* Cymodocea nodosa *(Ucria) Ascherson en Gran Canaria.* Memoria del Proyecto GESMAR. P. C .T. MAC 2007-2013. Cabildo de Gran Canaria, 144 pp.

Esquete, P. 2012. *Peracáridos y Picnogónidos de las praderas de fanerógamas de la ensenada de O Grove: ecología y faunística.* Tesis Doctoral. Universidad de Vigo, 183 pp.

Esquete, P., Moreira, J. & Troncoso, J.S. 2011. Peracarid assemblages of *Zostera* meadows in an estuarine ecosystem (O Grove inlet, NW Iberian Peninsula): spatial distribution and seasonal variation. *Helgol. Mar. Res*, 65: 445-455.

Esquete, P., Bamber, R.N., Moreira, J. & Troncoso, J.S. 2012a. *Apseudopsis adami*, a new species of tanaidacean (Crustacea: Peracarida) from the NW Iberian Peninsula: postmarsupial development and remarks on morphological characters. *Helgol. Mar. Res*, 66: 601-619.

Esquete, P., Bamber, R.N., Moreira, J. & Troncoso, J.S. 2012b. Redescription and postmarsupial development of *Apseudopsis latreillii* (Crustacea: Tanaidacea) *J. Mar. Biol. Ass. UK*, 92(5): 1023-1041.

Estación Marítima de Biología Marina de Santander. 1906. Cuadernos de campo.

Etcheverria, B. 1992. *Quel devenir pour la baie de Chingoudy? Rapport de stage de maîtrise Biologie des organismes,* Univ. Bordeaux I, 10 pp.

Euro+Med. 2006. Euro+Med PlantBase - the information resource for Euro-Mediterranean plant diversity. Recurso electronic en http://ww2.bgbm.org/EuroPlusMed/. Consulta realizada en junio de 2013.

Fabbri, F., Espino, F., Herrera, H., Moro, L., Haroun, R., Riera, R., González-Henríquez, N., Bergasa, O., Monterroso, O., Ruiz de la Rosa, M., Tuya, F. 2015. Trends of the seagrass *Cymodocea nodosa* (Magnoliophyta) in the Canary Islands: population changes in the last two decades. *Scientia Marina*, 79(1): 7-13.

Falk, D.A., Knapp, E.E. & Guerrant, E.O. 2001. *An introduction to restoration genetics. Report for Plant Conservation Alliance*, Bureau of Land Management, US Department of Interior, 30 pp.

Fernández-Casas. 1996. Asientos para un atlas corológico de la flora occidental, 16. *Fontqueria*, 28.

Fernández-Prieto, J.A. & Bueno-Sánchez, A. 1997. La Reserva Natural Parcial de la Ría de Villaviciosa flora y vegetación. *Cuadernos de Medio Ambiente: Naturaleza* 2. Principado de Asturias, Consejería de Agricultura.

Fernández-Torquemada, Y. 2002. *Efectos de la ampliación de puertos deportivos sobre las praderas de* Posidonia oceanica. Memoria de Suficiencia Investigadora. Universidad de Alicante, 66 pp.

Fernández-Torquemada, Y. & Sánchez-Lizaso, J.L. 2005. Effects of salinity on leaf growth and survival of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 320: 57-63.

Fernández-Torquemada, Y. & Sánchez-Lizaso, J.L., 2006. Effects of salinity on growth and survival of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson and *Zostera noltii* Horneman. *Biologia Marina Mediterranea*, 13: 46-47.

Fernández-Torquemada, Y. & Sánchez-Lizaso, J. L. 2011. Responses of two Mediterranean seagrass to experimental changes in salinity. *Hydrobiologia*, 669:21-33.

Fernández-Torquemada, Y., González-Correa, J.M. & Sánchez-Lizaso, J.L., 2005. Evaluation of the effects produced by the construction and expansion of marinas on *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows. *J. Coast. Res.*, 49: 94-99.

Fernández-Torquemada, Y., Díaz-Valdés, M., Colilla, F., Luna, B., Sánchez-Lizaso, J.L. & Ramos, A.A. 2008a. Descriptors from *Posidonia oceanica* (L.) Delile in coastal waters of Valencia, Spain, in the context of the EU Water Framework Directive. *ICES J. Mar. Sci.*, 65: 1492-1497.

Fernández-Torquemada, Y., Mestre, S., Díaz-Valdés, F.M., Barrientos, M. & Sánchez-Lizaso, J.L. 2008b. Seguimiento y evaluación del trasplante de *Posidonia oceanica* presente en el puerto de Roquetas de Mar en Almería. En: Biscoito MJ. *Libro de Resúmenes del XV del Simposio Ibérico de Estudos de Biologia Marinha*. Funchal, Madeira, Portugal, 117.

Fischer-Piette, E. & Seoane-Camba, J. 1962. Écologie de la ria type: la Ria del Barquero. *Bulletin de l'Institut Oceanographique*, Monaco, 1244: 1-36.

Flo, E., Garcés, E., Manzanera, M. & Camp, J. 2011a. Coastal inshore waters in the NW Mediterranean: Physicochemical and biological characterization and management implications. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 93: 279-289.

Flo, E., Camp, J. & Garcés, E. 2011b. Assessment Pressures methodology. Land Uses Simplified Index (LUSI). *BQE Phytoplankton*. Technical document.

Flor, G., Fernández-Pérez, L.A., Cabrera-Ceñal, R. 1993. Aspectos morfológicos del estuadio del Eo. *Trabajos de Geología*, Univ. Oviedo, 19: 75-95.

Flores, F., Collier, C.J., Mercurio, P. & Negri, A.P. 2013. Phytotoxicity of four photosystem II herbicides to tropical seagrasses. *PLoS ONE.* 8(9): e75798.

Fonseca, M.S. & Bell, S.S. 1998. Influence of physical setting on seagrass landscapes near Beaufort, North Carolina, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 171: 109-121.

Fonseca, M. S. & Cahalan, J.A. 1992. A Preliminary evaluation of wave attenuation by 4 species of seagrass. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 35: 565-576.

Font Quer, P. 1990. *Plantas Medicinales. El Dioscórides renovado*. Editorial Labor. S.A. Barcelona.

Fraga, P. & Sáez, L. 2003. Els gèneres *Althenia* Petit i *Zannichellia* L. (*Zannichelliaceae*) a les Illes Balears. *Orsis*, 18: 39-62.

Francour, P., Ganteaume, A. & Poulain, M. 1999. Effects of boat anchoring in *Posidonia oceanica* seagrass beds in the Port-Cros National Park (north-western Mediterranean). *Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst*, 9: 391-400.

Frau, D., Ondiviela, B., Galván, C. & Juanes, J.A. 2014. The role of the hydrodynamic regime in the distribution of the invasive shrub *Baccharis halimifolia* (*Compositae*) in salt marshes. *Limnetica*, 33: 1-12.

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. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 345: 93-104.

Gacia, E., Costalago, D., Prado, P., Piorno, D. & Tomas, F. 2009. Mesograzers in *Posidonia oceanica* meadows: an update of data on gastropod-epiphyte-seagrass interactions. *Botanica Marina*, 52: 439-447.

Gacia, E. & Duarte, C.M. 2001. Sediment retention by a Mediterranean *Posidonia oceanica* meadow: the balance between deposition and resuspension. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52: 505-514.

Gacia, E., Invers, O., Manzanera, M., Ballesteros, E. & Romero, J. 2007. Impact of the brine from a desalination plant on a shallow seagrass (*Posidonia oceanica*) meadow. *Estuarine coastal and shelf science*, 72(4): 579-590.

Galván, C., Juanes, J.A. & Puente, A. 2010. Ecological classification of European transitional waters in the North-East Atlantic eco-region. *Estuarine, Coastal and Shelf Sciences*, 87: 442-450.

García, A., Sainz, A., Revilla, J.A., Álvarez, C., Juanes, J.A. & Puente, A. 2008. Surface water resources assessment in scarcely gauged basins in the north of Spain. *Journal of Hydrology*, 356: 312-326.

García, P., Zapico, E., Colubi, A. 2009. An angiosperm quality index (AQI) for Cantabrian Estuaries. *Ecol. Indic.*, 9: 856-865.

García, R., Sánchez-Camacho, N., Duarte, C.M., Marbà, N., 2012. Warming enhances sulfide stress of the Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*). *Estuar. Coast Shelf Sci*., 113: 24-247.

García R., M. Holmer, C.M. Duarte, N. Marbà. 2013. Global warming enhances sulphide stress in a key seagrass species (NW Mediterranean). *Global Change Biology*.

García-Carrascosa, A.M. 1978. Comunidades bentónicas de los fondos de los alrededores de las Islas Columbretes (Castellón). *V Reun. Bien. R. Soc. Esp. Hist. Nat*. Valencia.

García-Carrascosa, A.M. 1979. Comunidades bentónicas y cartografía bionómica de los fondos de los alrededores de la Isla de Tabarca (Alicante). *IV reun. Bienla R. Soc. Española Hist. Nat.* Valencia.

García-Carrascosa, A.M., 1991. El bentos de los alrededores de las Islas Columbretes. Elementos para su cartografía bionómica. En: *Islas Columbretes. Contribución al estudio de su medio natural.* Generalitat Valenciana, 477-507.

García-Charton, J.A., Bayle, J.T., Sánchez-Lizaso, J.L., Chiesa, P., Llauradó, F., Pérez, C. & Djian, H. 1993. Respuesta de la pradera de *Posidonia oceanica* y su ictiofauna asociada al anclaje de embarcaciones en el Parque Nacional de Port-Cros Francia. *Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr.*, 11: 423-430.

García-Gómez, J.C. 2007. *Biota litoral y vigilancia ambiental de las áreas marinas protegidas*. Junta de Andalucía.

García-Marín, P. 2013. *Desarrollo de herramientas basadas en angiospermas marinas para la evaluación del estado ecológico de masas de agua del sur de la Península Ibérica*. Tesis Doctoral. Universidad de Cádiz.

García-Marín, P., Cabaço, S., Hernández, I., Vergara, J.J., Silva, J. & Santos, R. 2013. Multi-metric index based on the seagrass *Zostera noltii* (ZoNI) for ecological quality assessment of coastal and estuarine systems in SW Iberian Peninsula. *Marine Pollution Bulletin.*, 68: 46-54.

García-Murillo, P. & Talavera, S. 2010. *Ruppia* L. in Castroviejo, S., Aedo, C., Laínz, M., Muñoz Garmendia, F., Nieto Feliner, G., Paiva, J. & Benedí, C. (eds.). *Flora iberica* XVII: 88-92. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.

García-Murillo, P., Fernández-Zamudio, R., Cirujano, S. & Sousa, A. 2006. Aquatic macrophytes in Doñana protected area (SW Spain). *Limnetica*, 25(1-2): 71-80.

García-Raso, J.E. 1990. Study of a Crustacea Decapoda Taxocoenosis of *Posidonia oceanica* Beds from the Southeast of Spain. *P.S.Z.N. I: Marine Ecology,* 11(4): 309-326.

García-Raso, J.E., Luque, A.A., Templado, J., Salas, C., Hergueta, E., Moreno, D. & Calvo, M. 1992. *Fauna y flora marinas del Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar*. Madrid, 288 pp.

García-Raso, J.E., López, E. & Rosales, J.M. 1996. Decapod crustaceans communities from calcareous seaweed and *Posidonia oceanica* (rhizome stratum) shallow bottoms. *Ophelia*, 45: 143-158.

García-Raso, J.E., Salas, C., Gofas, S., Barrajón, A. & García-Muñoz, J.E. 2004. La comunidad de *Zostera marina*: Flora y Fauna. En: Luque, A., Templado, J. (coords.), *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla. 162-172.

García-Raso, J.E., Martín, V., Díaz, M.J., Cobos V. & Manjón-Cabeza, M.E. 2006. Diel and seasonal changes in the structure of a decapod (Crustacea: Decapoda) community of *Cy-*

modocea nodosa from Southeastern Spain (West Mediterranean Sea). *Hydrobiologia*, 557: 59-68.

García-Raso, J.E., Gofas, S., Salas, C., Manjón-Cabeza, E., Urra, J. & García-Muñoz, J.E. 2010. *El mar más rico de Europa: Biodiversidad del litoral occidental de Málaga entre Calaburras y Calahonda*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla, 138 pp.

García-Rubiés, A. & Corbera, J. 2002. Els peixos de l'alguer de *Posidonia oceanica* de Mataró. *L'Atzavara*, 10: 47-62.

García-Sánchez, M., Korbee, N., Pérez-Ruzafa, I.M., Marcos, C., Domínguez, B., Figueroa, F.L., Pérez-Ruzafa, A. 2012. Physiological response and photoacclimation capacity of *Caulerpa prolifera* (Forsskal) J.V. Lamouroux and *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson meadows in the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Mar Environ Res.*, 79: 37-47.

García-Sanz, T., Ruiz, J.M., Pérez, M. & Ruiz, J.M. 2011. Assessment of dissolved nutrients dispersal derived from offshore fish-farm using nitrogen stable isotope ratios (δ15N) in macroalgal bioassays. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 91: 361-370.

García-Sanz T., Ruiz-Fernández, J.M., Ruiz, M., García, R., González, M.N. & Pérez, M. 2010. An evaluation of a macroalgal bioassay tool for assessing the spatial extent of nutrient release from offshore fish farms. *Marine Environmental Research*, 70: 189-200.

Garcias-Bonet, N., Marbà, N., Holmer, M. & Duarte, C.M. 2008. Effects of sediment sulfides on seagrass *Posidonia oceanica* meristematic activity. *Marine Ecology Progress Series*, 372: 1-6.

Garmendia, J.M., Borja, Á. & Franco, J. 2008. *Trabajos de restauración de* Zostera noltii *en la costa vasca*. Informe elaborado por AZTI-Tecnalia para la Agencia Vasca del Agua, 94 pp.

Garmendia, J.M., Rodríguez, J.G., Borja, Á. & Franco, J. 2010a. Clasificación de los estuarios del País Vasco como zonas potenciales para la restauración de praderas intermareales de *Zostera noltii. Revista de Investigación Marina*, 17: 40-61. http://www.azti.es/rim/component/content/article/27.html.

Garmendia, J.M., Borja, Á. & Franco, J. 2010b. *Trabajos de restauración de Zostera noltii en la costa vasca: actividades de 2009*. Informe elaborado por AZTI-Tecnalia para la Agencia Vasca del Agua – Uraren Euskal Agentzia, Departamento de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco, 95 pp.

Garmendia, J.M., Valle, M., Chust, G., Franco, J. & Borja, Á. 2010c. *Trabajos de restauración de* Zostera noltii *en la costa vasca: actividades de 2010*. Informe elaborado por AZTI-Tecnalia para la Agencia Vasca del Agua – Uraren Euskal Agentzia, Departamento de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco, 106 pp.

Garmendia, J.M., Valle, M., Chust, G., Franco, J. & Borja, Á. 2011. *Trabajos de restauración de* Zostera noltii *en la costa vasca: actividades de 2011*. Informe elaborado por AZTI-Tecnalia para la Agencia Vasca del Agua – Uraren Euskal Agentzia, Departamento de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco, 115 pp.

Garmendia, J.M., Valle, M., Chust, G., Franco, J. & Borja, Á. 2012. *Trabajos de restauración de* Zostera noltii *en la costa vasca: actividades de 2012*. Informe elaborado por AZTI-Tecnalia para la Agencia Vasca del Agua – Uraren Euskal Agentzia, 150 pp.

Garmendia, J.M., Valle, M., Borja, Á., Chust, G. & Franco, J. 2013a. Cartografía de *Zostera noltii* en la costa vasca: cambios recientes en su distribución (2008-2012). *Revista de Investigación Marina*, AZTI-Tecnalia, 20(1): 677-698.

Garmendia, J.M., Valle, M., Chust, G., Franco, J. & Borja, Á. 2013b. *Trabajos de restauración de* Zostera noltii *en la costa vasca: actividades de 2013.* Informe elaborado por AZTI-Tecnalia para la Agencia Vasca del Agua – Uraren Euskal Agentzia, 194 pp.

Gay, J.E. 1836. Annales des Sciences Naturelles, Botanique, sér. 2, 6: 113-137; 213-225; 340-355.

Gera, A. 2013. *Landscape fragmentation and resilience in seagrass meadows.* Tesis doctoral. Universidad de Barcelona.

Gera, A., Pagès, J.F., Arthur, R., Farina, S., Roca, G., Romero, J. & Alcoverro, T. 2014. The impact of a centenary storm on the long-lived seagrass *Posidonia oceanica. Limnology and Oceanography*, 59(6): 1910-1918. DOI: 10.4319/lo.2014.59.6.1910.

GESHA. 2005. *Cartografiado bionómico del litoral de Cantabria*. Gobierno de Cantabria.

Gestión y Estudios de Espacios Naturales S.L. 2000. *Control y seguimiento de los Ecosistemas del R.N.C. de las Islas Chafarinas*. OAPN. Informe inédito.

Gil-Rodríguez, M.C. & Barquín, J. 2006. *Cartografía Bionómica del Borde Litoral de Tenerife*. Informe Final de Proyecto. Cabildo de Tenerife, 61 pp.

Gil-Rodríguez, M.C., Afonso-Carrillo, J. & Wildpret de la Torre, W. 1982. Ocurrence of *Halophila decipiens* Ostenfeld on Tenerife, Canary Islands. *Aquatic Botany*, 12: 205-207.

Gil-Rodríguez, M.C., Del Arco, M., Wildpret de la Torre, W., Hernández-González, C., & Haroun, R.J. 2007. Biological information and comments on *Halophila decipiens* meadows of tbe Canary Islands (Hydrocbaritaceae, Magnoliophyta). *Vieraea*, 35: 77-85.

Gil-Rodríguez, M.C., Machín-Sánchez, M., Carrillo-Pérez, M., Bacallado-Aránega, J.J., Moro-Abad, L. & Alemany-Tejera, J.M. 2012. Las praderas de *Nanozostera noltii* (Hornemann) Tomlinson & Posluszny en Canarias: redescubrimiento de poblaciones y su evolución en los últimos veinticinco años (Zosteraceae). *Vieraea*, 40: 45-64.

Giraud, G. 1977. *Contribution a la description et a la phenologie quantitative des herbiers de* Posidonia oceanica *(L.) Delile.* PhD Thesis. University of Aix-Marseille II.

González, A.R., Maestre, M.J., Sánchez-Moyano, J.E. & García-Gómez J.C. 2007. Comunidades de moluscos de las praderas de fanerógamas marinas (*Zostera marina* y *Cymodocea nodosa*) del sur de la Península Ibérica. *Bolletino Malacologico*, 43:13-20.

González, A.R., Guerra-García, J.M., Maestre, M.J., Ruiz-Tabares, A., Espinosa, F., Gordillo, I., Sánchez-Moyano, J.E. & García-Gómez, J.C. 2008. Community structure of caprellids (Crustacea: Amphipoda: Caprellidae) on seagrasses from southern Spain. *Helgoland Marine Research*, 62:189-199.

González, E. & Fernández de Pinedo, M.C. 1984. Vegetación y usos agrarios. En: *Estudio ecológico del valle y estuario de la ría de Gernika*. Sociedad de Ciencias Aranzadi y Gobierno Vasco, informe inédito, 104-118.

González, M., Uriarte, A., Fontán, A., Mader, J. & Gyssels, P. 2004. Marine dynamics. In: Borja, Á., Collins, M. (eds.), *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*. Elsevier Oceanography Series, Amsterdam, 70: 133-157.

González-Barbuzano, J.R. [coord.] André, M., Bello-Cárdenes, I., Bello-Naranjo, F., Benítez-Cabrera, V., Briz, M., Carrillo-Molina, J., Castillo-Eguia, R., Del Villar Martínez, E., Folkens, P., García-Campos, M. Á., García-Navarro, M., González-Barbuzano, J.R., González-Henríquez, N, González-Hernández, L., González-Navarro, J., Hansen-Machín, A., Lobo-Cabrera, M., Montesdeoca-Sánchez, I., Naranjo-Cigala, A., Pavón-Salas, N., Portillo-Hahnefeld, A., Salas-Pascual, M., Torrado, F.J., Vega-Ruiz, R. 2003. *Las Canteras y Bahía de El Confital: libro blanco*. Las Palmas de Gran Canaria: Cabildo de Gran Canaria, Consejería de Obras Públicas e Infraestructuras, 370 pp.

González-Correa, J.M., Bayle, J.T., Sánchez-Lizaso, J.L., Valle, C., Sánchez-Jerez, P. & Ruiz, J.M. 2005. Recovery of deep *Posidonia oceanica* meadows degraded by trawling. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 320: 65-76.

González-Correa, J.M., Fernández-Torquemada, Y. & Sánchez-Lizaso, J.L. 2008. Long-term effect of beach replenishment on natural recovery of shallow *Posidonia oceanica* meadows. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 76: 834-844.

González-Correa, J.M., Fernández-Torquemada, Y. & Sánchez-Lizaso, J.L. 2009. Short-term effect of beach replenishment on a shallow

Posidonia oceanica meadow. *Mar. Environ. Res.*, 68: 143-150.

González-Garcés A., Vilas, F. & Álvarez, X.A. 2008. *La Ría de Vigo. Una aproximación integral al ecosistema marino de la Ría de Vigo*. Instituto de Estudios Vigueses, 417 pp.

González-García, J.A. 1994. *La flora marina del litoral próximo a Melilla*. Colección "Ensayos Melillenses". Nº 2. Servicio de Publicaciones del Excmo. Ayuntamiento de Melilla, 212 pp.

González-Garcia, J.A. & Conde-Poyales, F. 1995. Études comparatives sur le macrophytobenthos de trois lagunes côtières de la Méditerranée occidentale. *Nova Hedwigia*, 61: 377-390

González-Henríquez, N. 1981. Estudio biosistemático de las fanerógamas marinas de Canarias. *Botanica Macaronesica*, 7: 9-38.

González-Ortiz, V., Cobo-Díaz, J.F., Brun, F.G., Moreno-Marín, F., Vergara, J.J. & Pérez-Llorens, J.L. 2010. Seagrass beds and the role of canopy architecture on the associated benthic community. *Actas del 4th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation*, 173-175.

González-Ortiz, V., Alcázar, P., Vergara, J.J., Pérez-Lloréns J.L. & Brun F.G. 2014. Effects of two antagonistic ecosystem engineers on infaunal diversity. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 139: 20-26.

Gómez-Gesteira, M., de Castro, M.., Alvaez, I. & Gómez-Gesteira, J.L. 2008. Coastal sea surface temperature warming trend along the continental part of the Atlantic Arc (1985-2005). *Journal of Geophysical Research – Oceans* 113. C04010, DOI:10.1029/2007JC004315.

Gredilla, A.F. 1913. Corografía botánica. En: Carrera y Candi, F. (eds.). *Geografía general del País Vasco-Navarro. Vol. País Vasco-Navarro.* Barcelona, 459-567.

Guadalupe, M.E., Gil-Rodríguez, M.C. & Hernández, M.C. 1996. *Flora y Vegetación Marina de Arrecife de Lanzarote*. Servicio de Publicaciones de la Fundación César Manrique, Lanzarote, 269 pp.

Guallart-Furió J. & Afán-Asencio, I. 2013. Los sistemas naturales en el archipiélago de las islas Chafarinas. *Revista Aldaba*, 37: 39-94.

Guillén, J. 1992. *Dinámica y régimen sedimentario en los ambientes fluvial y litoral del delta del Ebro*. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona.

Guillén, J.E., Ramos, A., Martínez, L. & Sánchez-Lizaso, J.L. 1994. Antitrawling Reefs and the protection of *Posidonia oceanica* Meadows in the Western Mediterranean. *Bulletin of Marine Science*, 55(2): 645-650.

Guillén, J.E., Jiménez, S., Martínez, J., Triviño, A., Múgica, Y., Argilés, J. & Bueno, M. 2010. Expansion of the invasive algae *Caulerpa racemosa var. cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman & Boudouresque, 2003 on the Region of Valencia Seabed. *Thalassas*, 25(3): 135-149.

Guillén, J.E., Sánchez-Lizaso, J.L., Jiménez, S., Martínez, J., Codina, A., Montero, M., Triviño, A., Soler, G., Zubcoff, J.J., 2013a. Evolution of *Posidonia oceanica* seagrass meadows and its implications for management. *J. Sea Res.*, http://dx.doi.org/10.1016/j.seares.2013.04.012.

Guillén, J.E., Martínez-Vidal, J., Triviño, A., Soler, G. 2013b. Preliminary study of the management of *Posidonia oceanica* banquettes in Spanish coastal beaches. *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.*, 40: 807.

Gutiérrez, C., 1998. *Ruppia drepanensis* Tineo en los Países Catalanes. *Butlletí de la Institució Catalana d'Historia Natural*, 66: 89-90.

Hampe, A. & Petit, R.J. 2005. Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters. *Ecology Letters*, 8: 461-467.

Hauxwell J., Cebrian J., Furlong C. & Valiela I. 2000. Macroalgal canopies contribute to eelgrass (*Zostera marina*) decline in temperate estuarine ecosystems. *Ecology*, 82: 1007-1022.

Hayes, M.O. 1975. Morphology of sand accumulation in estuaries; an introduction to the symposium. In: Cronin, L.E. (ed.), *Estuarine Research. Academic Press*, N.Y. II: 3-22.

Hastings, K., Hesp, P. & Kendrick, G. 1995. Seagrass loss associated with boat moorings at Rottnest Island, Western Australia. *Ocean Coast. Manag*, 26: 225-246.

Heck, K.L., Hays, G. & Orth, R.J. 2003. Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. *Marine Ecology Progress Series*, 253: 123-136.

Hemminga, M.A. & Duarte, C.M. 2000. *Seagrass ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, 298 pp.

Hendriks, I.E., Bouma, T.J., Morris, E.P. & Duarte, C.M. 2009. Effects of seagrasses and algae of the Caulerpa family on hydrodynamics and particle-trapping rates. *Marine Biology*, 157: 473-481.

Hendriks, I., Tenan, S., Tavecchia, G., Marbà, N., Jordà, G., Deudero, S., Álvarez, E. & Carlos, M. 2013. Boat anchoring impacts coastal populations of the pen shell, the largest bivalve in the Mediterranean. *Biological Conservation*, 160: 105-113

Hergueta, E. & Salas, C. 1986. Estudio de los moluscos asociados a concreciones de *Mesophyllum lichenoides* (Ellis) Lemoine del Mar de Alborán. *Iberus*, 7(1): 85-97.

Hergueta, E. 1996. *Estudio de las taxocenosis malacológicas asociadas a concrecionamientos de* Mesophyllum lichenoides *(Ellis) Lemoine y a una pradera de* Posidonia oceanica *(Linnaeus) Delile del litoral almeriense.* Tesis Doctoral. Universidad de Málaga, 860 pp.

Hernández, J.C. 2006. *Estrategia reproductiva de la población canaria del erizo* Diadema *aff.* antillarum *Philippi, 1845: maduración gonadal, asentamiento larvario y reclutamiento*. Tesis Doctoral, 241 pp.

Hernández, I., Peralta, G., Pérez-Lloréns, J.L., Vergara, J.J. & Niell, F.X. 1997. Biomass and growth dynamic of *Ulva* species in Palmones river estuary. *Journal of Phycology*, 33: 764-772.

Hernández, I., Morris, E. & Vergara, J.J. 2010a. Praderas de fanerógamas marinas en la bahía de Cádiz: conservación y gestión. *Comunicaciones técnicas del 10 Congreso Nacional de Medio Ambiente*, 1-13.

Hernández, I., Bermejo, R., Pérez-Lloréns., J.L. & Vergara, J.J. 2010b. Contribución al conocimiento de los macrófitos marinos del saco interno y caños adyacentes de la bahía de Cádiz. Algas, 43: 11-16.

Hernández-Vega, S., Castellanos, C. & Junoy, J. 2005. Cartography of the surface sediments of the ría de Foz (Lugo, northwest Spain) after the construction of a jetty. *Thalassas*, 21(2): 83-92.

Herrera, A., Landeira, J.M., Tuya, F., Packard, T., Espino, F. & Gómez, M. 2014. Seasonal variability of suprabenthic crustaceans associated with *Cymodocea nodosa* seagrass meadows off Gran Canaria (eastern Atlantic). *Continental Shelf Research*, 88: 1-10.

Holmer, M., Bondgaard, E.J., 2001. Photosynthetic and growth response of eelgrass to low oxygen and high sulphide concentrations during hypoxic events. *Aquat. Bot*., 70, 29-38.

Holmer, M., Duarte, C.M., Heilskov, A., Olesen, B., Terrados, J. 2003. Biogeochemical conditions in sediments enriched by organic matter from net-pen fish farms in the Bolinao area, Philippines. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 1470-1479.

Holmer, M., Duarte, C.M., Boschker, H.T.S. & Barrón, C. 2004. Carbon cycling and bacterial carbon sources in pristine and impacted Mediterranean seagrass sediments. *Aquatic Microbial Ecology*, 36(3): 227-237.

Holmer, M., Duarte, C.M., & Marbá, N. 2005. Iron additions reduce sulfate reduction rates and improve seagrass growth on organic-enriched carbonate sediments. *Ecosystems*, 8(6): 721-730.

Holmer, M., Marbà, N., Lamote, M. & Duarte, C.M. 2009. Deterioration of sediment quality in seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) invaded by macroalgae (*Caulerpa* sp.). *Estuaries and Coasts*, 32: 456-466.

IEL. 1992a. *Estudio Científico-Técnico para la protección de los fondos de Altea: Proyec-*

to de Arrecifes Artificiales. Inf. Téc. Ayto. de Altea.

IEL. 1992b. *Estudio Científico-Técnico para la protección de los fondos de La Vila Joiosa: Proyecto de Arrecifes Artificiales.* Inf. Téc. Ayto. de La Vila Joiosa.

IEL. 1993. *Estudio bionómico de la costa de Tavernes de la Valldigna*. Inf. Téc. Ayto. de Tavernes de la Valldigna.

IEL. 1994. *Estudio bionómico de la Bahía de Alicante*. Inf. Téc. Ayto. de Alicante.

IH Cantabria. (Instituto de Hidráulica Ambiental de Cantabria). 2011. *Implementación del Plan Marco de gestión de los espacios acuáticos de la Red Natura 2000 en Cantabria*. 2009-2011. Gobierno de Cantabria.

IH Cantabria (Instituto de Hidráulica Ambiental). 2012a. Cartografía de fanerógamas marinas en la Bahía de Santander. En: *Innovative technologies for safer European coasts in a changing climate*. THESEUS project (FP7 ENV.2009-1. Project No.244104). European Commission within FP7-THEME 6 - Environment, including climate. Grant 244104.

IH Cantabria. (Instituto de Hidráulica Ambiental de Cantabria). 2012 b. Tomo II. Documentación para la elaboración del plan hidrológico. Aguas costeras y de transición de Cantabria. En: *Documento II. Programa de asistencia técnica en temas relacionados con la gestión de los sistemas hídricos.* Gobierno de Cantabria.

IH Cantabria. (Instituto de Hidráulica Ambiental de Cantabria). 2013. *Asistencia técnica para el análisis de la situación actual del estuario de San Vicente de la barquera en relación con el enriquecimiento de nutrientes*. Consejería de Ganadería, Pesca y Desarrollo Rural del Gobierno de Cantabria.

Ihobe. 2010. *Primera evaluación del estado de conservación de los hábitats costeros de interés comunitario en el País Vasco.* Ihobe, Sociedad Pública del Dpto. de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco, Bilbao, 72 pp.

Incera, M., Olabarria, C., Cacabelos, E., César, J. & Troncoso, J.S. 2011. Distribution of Sargassum muticum on the North West coast of Spain: Relationships with urbanization and community diversity. *Continental Shelf Res.*, 31: 488-495.

Invers, O. & Ruiz, J.M. 2003. Impacte de l'activitat humana sobre les praderies de *Posidonia oceanica*. *L'Atzavara*, 10.

Instituto Nacional de Estadística e Instituto de Estadística y Cartografía, 2011. *La población andaluza. Andalucia, Estadística y Geografía*, 1. ISSN 2253-6698 (en línea). 20 pp.

Invers, O., Pérez, M. & Romero, J. 2004. Effects of nitrogen addition on nitrogen metabolism and carbon storage in the seagrass *Posidonia oceanica*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 303: 97-114.

Izco, J. & Sánchez, J.M. 1996. Los medios talofíticos de la Ría de Ortigueira (A Coruña, España): vegetación de dunas y marismas. *Thalassas*, 12: 63-100.

Izco, J. & Sánchez, J.M. 2002. Vegetation analysis and mapping of dunes and saltmarshes of the Betanzos ria (A Coruña, Spain). *Thalassas*, 18: 17-42.

Jacobs, S.W.L., Les, D.H. 2009. New combinations in *Zostera* (Zosteraceae). *Telopea*, 12: 419-423.

Jáuregui, J.A. 1958. Viaje botánico de Durieu por Asturias, emprendido en el año 1835 (Duriaei iter Asturicum Botanicum, anno 1835 susceptum) de Jacques Gay. Traducción y notas. *Boletín del Instituto de Estudios Asturianos*, *Suplemento de Ciencias*, 6: 31-98.

Jiménez, S., Bayle J.T., Ramos-Esplá A.A. & Sánchez-Lizaso, J.L. 1997. Ictiofauna de dos praderas de *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813 con distinto grado de conservación. *Publ. Espec. Inst. Esp. Ocean.*, 23: 255-264.

Jiménez, S., Cano, R., Bayle, J. y Sánchez-Lizaso, J.L. 1996. Las praderas de *Posidonia oceanica* (L.) Delile como zona de protección de juveniles de especies de interés comercial. *Tomo Extraordinario, 125. Aniversario de la RSEHN*: 375-378.

Johnston, C. S. 1969. Studies on the ecology and primary production of Canary Islands marine algae. *Proc. Intl. Seaweed Symp.* (Santiago de Compostela, 1968) 6: 213-222.

Jordà, G., Marbà, N. & Duarte, C.M. 2012. Mediterranean seagrass vulnerable to regional climate warming. *Nature Climate Change*, 2: 821–824.

Jordà, G., Marbà, N. & Duarte, C.M. 2013. Climate warming and Mediterranean seagrass. *Nature Climate Change*, 3: 3-4. DOI:10.1038/nclimate1766

Josselyn, M.N., Cailliet, G.M., Niesen T.M., Cowen R., Hurley, A.C., Connor, J. & Hawes, S. 1983. Composition, export and faunal utilization of drift vegetation in the Salt River submarine canyon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 171: 447-465.

Jover, M.A., del Castillo-Agudo, L., García-Carrascosa, M. & Segura, J. 2003. Random amplified polymorphic DNA assessment of diversity in western Mediterranean populations of the seagrass *Posidonia oceanica. American Journal of Botany.* 90(3): 364-369.

Jovet, P. & Dupias, G. 1969. *Cartes de la végétation de la France au 1/200.000 ème. Feuille nº 69: Bayonne.* Centre National Recherche Scientifique. Service Carte Végétation. Toulouse.

Junoy, J. 1988. *Estudio de la macrofauna intermareal de sustrato blando de la ría de Foz*. Tesis doctoral. Universidad de Alcalá, 619 pp.

Junoy, J. 1996. *La Ría de Foz, comunidades bentónicas. Lugo, Spain.* Servicio de Publicaciones de la Diputación Provincial de Lugo, 210 pp.

Junoy, J. & Viéitez, J.M. 1989. Cartografía de los sedimentos superficiales de la Ría de Foz (Lugo). *Thalassas*, 7: 9-19.

Junoy, J. & Viéitez, J.M. 1990. Macrozoobenthic community structure in the Ría de Foz, an intertidal estuary (Galicia, Northwest Spain). *Marine Biology*, 107: 329-339.

Junoy, J. & Viéitez, J.M., 1992. Macrofaunal abundance analysis in the Ría de Foz (Lugo, Northwest Spain). *Cah. Biol. Mar.*, 33: 331-345.

Junta de Andalucía. 2002. *Bahía de Cádiz: protección de los recursos naturales pesqueros y aplicaciones para instalaciones acuicola*. Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, Sevilla, 194 pp.

Junta de Andalucía. 2012. *Programa de gestión sostenible del medio marino Andaluz: Informe Regional 2012*. Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 108 pp.

Kato, Y., Aioi, K., Omori, Y., Takahata, N. & Satta, Y. 2003. Phylogenetic analyses of *Zostera* species based on rbcL and matK nucleotide sequences: Implications for the origin and diversification of seagrasses in Japanese waters. *Genes & Genetic Systems*, 78: 329-342.

Khodja, A. 2013. *Caractérisation de l'herbie à* Posidonia oceanica *(L.) Delile (1813) de la cote occidentale algerienne (Cap Blanc).* Tesis de Master. Université d'Oran – Sénia (Algeria)

Kirk, J.T.O. 1994. *Light and photosynthesis in aquatic Systems*. Cambridge University.

Krause-Jensen, D., Jcarstensen, J. & Dahl, K. 2007. Total and opportunistic algal cover in relation to environmental variables. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 114-125.

Kuo, J. & den Hartog, C. 2006. Seagrass morphology, anatomy and ultrastructure, In: Larkum, A.W.D., Orth, R.J. & Duarte, C.M. (eds.), *Seagrass: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, Dordrecht, The Netherlands, 51-87.

Laborda, A.J., Cimadevilla, I., Capdevila, L. & García, J.R. 1997. Distribución de las praderas de *Zostera noltii* Hornem., 1832 en el litoral del norte de España. *Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr.*, 23: 273-282.

Laínz, M. 1952. Adiciones a la Flora de Galicia. *Trab. Jard. Bot. Santiago* VI, 13-16.

Laínz, M. 1967. Aportaciones al conocimiento de la Flora Gallega, *V. Anales I.F.I.E.* 12: 1-51.

Lange, J. 1861. *Pugillus plantarum imprimis hispanicarum, quas in itinere* 1851-52 legit. Vid. Meddel. Dansk. Naturh. Foren. Kjobenhavn 1861, 33-116.

Larreta, J., Solaun, O., Menchaca, I., Rodríguez, J.G. & Valencia, V. 2013. *Estudio de la contaminación en los sedimentos de los estuarios del País Vasco (1998-2001 / 2009-2012)*. Elaborado por AZTI-Tecnalia para URA, 223 pp.

Leite, L., Manent, P., Ruiz de la Rosa, M., González-Henríquez, N. 2010. Mapping the historical distribution of *Cymodocea nodosa* in Tenerife using Local Ecological Knowledge. En: Rey-Méndez M., Lodeiros C., Fernández--Casal J., Guerra A. (eds.), *Foro Rec. Mar. Ac. Rías Gal*., 13: 309-319.

Leite, L., Manent, P., Ruiz de la Rosa, M. & González-Henríquez, N. 2011. Proceedings El Conocimiento ecológico local aplicado a la gestión costera: el uso del conocimiento histórico sobre la distribución de la fanerógama marina *Cymodocea nodosa* en Tenerife, Islas Canarias. En: Rey-Méndez M., Lodeiros C., Fernández-Casal J., Guerra, A. (eds.), *Foro Rec. Mar. Ac. Rías Gal.*, 13: 309-319.

Le, D.H., Moody, M.L., Jacobs, S.W.L. & Bayer, R.J. 2002. Systematics of seagrasses (Zosteraceae) in Australia and New Zealand. *Systematic Botany*, 27 : 468-484.

Lissardy, M., de Casamayor, M.M. & Sanchez, F. 2007. *Cartographie de l'herbier de* Zostera noltii *dans la Baie de Txingudi.* Informe CERECA-ADERA, 12 pp.

Liza, I. 2011. *Análisis de la influencia de los usos del suelo sobre la calidad de las aguas costeras: el ejemplo de la costa catalana.* Tesis de máster. Universidad de Barcelona.

Lleonart, J. 1990. *La pesca en Valencia: descripción global y planteamiento de bases para su seguimiento*. Instituto de Ciencias del Mar de Barcelona (CSIC) – DG XIV de la Comunidad Europea, Inf. Técn., 224 pp.

Lloret, J., Marín, A., Marín-Guirao, L. & Velasco, J. 2005. Changes in macrophytes distribution in a hypersaline coastal lagoon associated with the development of intensively irrigated agricultura. *Ocean and Coastal Management*, 48: 828-842.

Lloret, J., Marín, A. & Marín-Guirao, L. 2008. Is coastal lagoon eutrophication likely to be aggravated by global climate change?. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78:403-412.

López, J.A. & Rodríguez, J. A. 1998. *Praderas de fanerógamas marinas en el litoral andaluz*. Málaga.

López-Benito, P., González-Nogales, L. & Briz-Ena, A. 2006. *Cartografía bionómica con sonar de barrido lateral del arrecife artificial de Cabo de Palos (Murcia)*. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. http://www.carm.es/web/

López de la Rosa, I. & García-Raso J.E. 1992. Crustáceos Decápodos de fondos de concrecionamientos calcáreos asociados a *Posidonia oceanica* del sur de España. *Cah. Biol. Mar.*, 33: 55-74.

Loriente, E., 1974. Sobre la vegetación de las clases *Zosteretea* y *Spartinetea maritimae* de Santander. *Anal. Inst. Bot. Cavanilles*, 31: 179-189.

Lozano-Cabo, F. 1953. Nota sobre una campaña de prospección pesquera en la Mar Chica, de Melilla. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, 64: 1-37.

Lozano, F. 1954. Una campaña de prospección pesquera en Mar Menor (Murcia). *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, 66: 1-64.

Lumley, H.d., Echassoux, A., Bailon, S., Cauche, D.d., Marchi, M.-P., Desclaux, E., El Guennouni, K, Khatib, S., Lacombat, F., Roger, T. & Valensi, P. 2004. Le sol d'occupation acheuléen de l'unité archéostratigraphique UA 25 de la grotte du Lazaret. Nice, Alpes-Maritimes, Aix-en-Provence. Edisud.

Luque, Á.A. & Templado, J. 2004. *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, Sevilla, 336 pp.

Luterbacher, J., Dietrich, D., Xoplaki, E., Grosjean, M. & Wanner, H. 2004. European seasonal

and annual temperature variability, trends and extremes since 1500. *Science*, 303: 1499-1503.

MacCord, F. 2010. *Estimating the size of the carbon sink represented by* Posidonia oceanica *meadows along the coasts of the Balearic Islands*. Master Thesis. Universidad Internacional Menéndez Pelayo (UIMP)/CSIC.

MAGRAMA (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino). 2008. *Ecocartografía de Baleares.* http://www.magrama.gob.es/es/costas/temas/proteccion-costa/ecocartografias/ecocartografia-baleares.aspx.

Manent, P., Alberto, F., Serrão, E., Caujapé-Castells, J. & González, N. 2007. Spatial scales of marine connectivity at the Canary Islands: the case of the subtidal clonal angiosperm *Cymodocea nodosa*. *Libro de resúmenes: Third Biennial Conference of the International Biogeography Society*, 102.

Manjón-Cabeza, M.E. & García-Raso, J.E. 1994. Estructura de una población del cangrejo ermitaño *Cestopagus timidus* (Crustacea, Decapoda, Anomura) de fondos de *Posidonia oceanica* del SE de España. *Cah. Biol. Mar.*, 35: 225-236.

Manjón-Cabeza, M.E. & García-Raso, J.E. 1995. Study of a population of *Calcinus tubularis* (Linnaeus, 1767) (Crustacea, Diogenidae) from a shallow *Posidonia oceanica* meadow. *Cah. Biol. Mar*., 36: 277-284.

Manzanera, M. & Romero, J., 1998. *Cartografia de la praderia de Posidonia oceanica de les illes Medes. Seguiment temporal de la reserva marina de les illes Medes.* Direcció General de Medi Natural. Generalitat de Catalunya.

Manzanera, M., Alcoverro, T., Jimenez, J.A. & Romero, J. 2014. The large penumbra: Long-distance effects of artificial beach nourishment on *Posidonia oceanica* meadows. *Marine Pollution Bulletin*. 86(1-2): 129-137. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2014.07.033.

Manzanera, M., Alcoverro, T., Jiménez, J.A. & Romero, J. (en revisión). The large penumbra: long-distance effects of artificial beach nourishment on a *Posidonia oceanica* meadow. *Marine Pollution Bulletin.*

Marbà, N. 2009. Loss of seagrass meadows from the Spanish coast: results of the praderas project. En: CM Duarte (ed.), *Global loss of coastal habitats. Rates, causes and consequences*. Fundación BBVA, Bilbao: 59-85.

Marbà, N. & Duarte, C.M. 1994. Coupling of seagrass Cymodocea nodosa patch dynamics to subaqueous dune migration. *J. Ecol.,* 83: 381-389.

Marbà, N. & Duarte, C.M. 1998. Rhizome elongation and seagrass clonal growth. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* 174**:** 269-280.

Marbà, N. & Duarte, C.M. 2010. Mediterranean warming triggers seagrass (*Posidonia oceanica*) shoot mortality. *Global Change Biol.,* 16: 2366-2375.

Marbà, N., Duarte, C.M., Cebrián, J., Gallegos, M.E., Olesen, B. & Sand-Jensen, K., 1996. Growth and population dynamics of *Posidonia oceanica* on the Spanish Mediterranean coast: elucidating seagrass decline. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* 137: 203-213.

Marbà, N., Duarte, C. M., Holmer, M., Martínez, R., Basterretxea, G., Orfila, A. & Tintoré, J. 2002. Assessing the effectiveness of protection on *Posidonia oceanica* populations in the Cabrera National Park (Spain). *Environmental Conservation.*, 29: 509-518.

Marbá, N., Terrados, J. & Templado, J. 2004. Estructura y crecimiento clónico. En: Luque, Á.A. & Templado, J. (Coords.), *Praderas y Bosques Marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 138-141.

Marbà, N., Santiago, R., Díaz-Almela, E., Álvarez, E. & Duarte, C.M. 2006. Seagrasses (*Posidonia oceanica*) vertical growth as an early indicator of fish farm-derived stress. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 67: 475-483.

Marbà, N., Calleja, M.L., Duarte, C.M., Álvarez, E., Díaz-Almela, E., & Holmer, M. 2007. Iron additions reduce sulfide intrusion and reverse seagrass (*Posidonia oceanica*) decline in carbonate sediments. *Ecosystems*, 10(5): 745-756.

Marbà, N. & Duarte, C.M. 2010. Mediterranean

warming triggers seagrass (*Posidonia oceanica*) shoot mortality. *Global Change Biology*, 16: 2366-2375.

Marbà, N., Krause-Jensen, D., Alcoverro, T., Birk, S., Pedersen, A., Neto, J.M. Orfanidis, S, Garmendia, J.M., Muxika, I., Borja, A., Dencheva, K. & Duarte, C.M. 2013a. Diversity of European seagrass indicators: Patterns within and across regions. *Hydrobiologia*, 704(1): 265-278.

Marbà, N., Diaz-Almela, E., Duarte, C.M. 2013b. *Posidonia oceanica* changes in the Mediterranean sea. [Dataset]. Digital CSIC http://digital.csic.es/handle/10261/88165.

Marbà, N., Arthur, R., Alcoverro, T. 2014. Getting turfed: The population and habitat impacts of *Lophocladia lallemandii* invasions on endemic *Posidonia oceanica* meadows. *Aquatic Botany*, 116: 76-82.

Marco-Méndez, C., Prado, P., Ferrero-Vicente, L.M., Ibáñez, C. & Sánchez-Lizaso, J.L. 2015, Seasonal effects of waterfowl grazing on submerged macrophytes: The role of flowers. *Aquatic Botany*, 120: 275-282.

Margalef-Mir, R. 1981**.** Distribución de los macrófitos de las aguas dulces y salobres del E y NE de España y dependencia de la composición química del medio. *Fundación Juan March. Serie Universitaria.* nº 157, 61 pp.

Marhuenda, M., Sánchez, M., Martín, J., Pérez, E., Devesa, D., Román, F., Serrano, P., Alemañ, J.F. & Gallego, C. 2000. *Cartografía y caracterización de las praderas de* P. oceanica *protegidas mediante arrecifes artificiales en la Región de Murcia.* Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente, Comunidad Autónoma Región de Murcia, Murcia, Depósito Legal A-57-2001, 96 pp.

Marín-Guirao, L., Marín, A., Lloret, J., Mártinez, E. & García-Fernández, J.A. 2005. Effects of mining wastes on a seagrass ecosystem: Metal accumulation and bioavailability, seagrass dynamics and associated community structure. *Marine Environmental Research*, 60: 317-337.

Marín-Guirao, L., Sandoval-Gil, J.M., Ruiz, J.M. & Sánchez-Lizaso, J.L. 2011. Photosynthesis, growth and survival of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* in response to simulated salinity increase in a laboratory mesocosm system. *Estuarine, coastal and Shelf Science*, 92: 286-296.

Marín-Guirao, L., Sandoval-Gil, J.M., Bernardeau-Esteller, J., Ruíz & J.M, Sánchez-Lizaso J.L. 2013. Responses of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* to hypersaline stress duration and recovery. *Marine Environmental Research*, 84, 60-75.

Marín-Guirao, L., Bernardeau-Esteller, J., Sandoval-Gil, J.M., Ruíz, J.M. En Prensa. Resistance of *Posidonia oceanica* meadows to the invasión of the introduced *Caulerpa cylindracea*: the role of light. *Biological Invasions.*

Marina, P., Urra, J., Rueda, J.L. & Salas, C. 2012. Composition and structure of the molluscan assemblage associated with a *Cymodocea nodosa* bed in south-eastern Spain: seasonal and diel variation. *Helgol. Mar. Res*., 66: 585-599.

Martín, M.A., Sánchez-Lizaso, J.L. & Ramos-Esplá, A.A. 1997. Cuantificación del impacto de las artes de arrastre sobre la pradera de *Posidonia oceanica (L.)* Delile, 1813. *Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr.*, 23: 243-253.

Martín-García, L., Herrera, R., Moro-Abad, L., Sangil, C. & Barquín-Díez, J. 2014. Predicting the distribution of Lyngbya majuscula cyanobacteria blooms on a regional scale and the ecological consequences. *Harmful algae*, 34: 76-86.

Martínez, B., Viejo, R.M., Carreño, F. & Aranda, S.C. 2012. Habitat distribution models for intertidal seaweeds: responses to climatic and non-climatic drivers. *Journal of Biogeography*, 39: 1877-1890.

Martínez, L., Ramos, A.A., Sánchez-Lizaso, J.L. & Guillén, J.E. 1990. *El proyecto de arrecife artificial en el litoral marino de El Campello*. Alicante, O.P. (18): 72-81.

Martínez-Crego, B., Prado, P., Alcoverro, T. & Romero, J. 2010. Composition of epiphytic leaf community of *Posidonia oceanica* as a tool for environmental biomonitoring. *Estuarine,*

Coastal and Shelf Science, 88: 199-208.

Martínez-Gómez, C., Benedicto, J., Campillo, J.A. & Moore, M.N. 2008. Application and evaluation of the neutral red retention (NRR) assay for lysosomal stability in mussel populations along the Iberian Mediterranean coast. *Journal of Environmental Monitoring*, 10: 490-499.

Martínez-Gómez, C., Fernández, B., Benedicto, J.M., Valdés, J., Campillo, J.A., León, V.M. & Vethaak, A.D. 2012. Health status of red mullets from polluted areas of the Spanish Mediterranean coast, with special reference to Portmán (SE Spain). *Marine Environmental Research*, 77: 50-59.

Martínez-Lüscher, J. & Holmer, M. 2010. Potential effects of the invasive species *Gracilaria vermiculophylla* on *Zostera marina* metabolism and survival. *Mar. Environm. Res.*, 69(5): 345-349.

Martínez-Samper J. 2011. *Análisis espacio-temporal de las praderas de* Cymodocea nodosa *(Ucria) Ascherson en la isla de Gran Canaria.* Proyecto final de Máster en Gestión Costera. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.

Mas, J. 1986. *Sureste Ibérico. El Medio Natural*. Ediciones Mediterráneo S.L., Murcia, 412 pp.

Mas, J. 1994. *El Mar Menor relaciones diferencias y afinidades entre la laguna costera y el Mar Mediterráneo adyacente*. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.

Mascaró, O. 2011. *From the physiology to the seascape: a multi-scale approach to the ecology of the seagrass* Cymodocea nodosa*.* Tesis doctoral. Universidad de Barcelona.

Mateo, M.A., Cebrián, J., Dunton, K. & Mutchle, T. 2006. Carbon Flux in Seagrass Ecosystems. In: *Seagrasses: Biology, ecology and conservation*. Springer, The Netherlands, 159-192.

Mateo, M.A., Renom, P. & Michener, R.H. 2010. Long-term stability in the production of a NW Mediterranean *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadow. *Palaeogeography Palaeoclimatology Palaeoecology*, 291: 286-296.

Mateo, M.A., Romero, J., Pérez, M., Littler, M. & Littler, D. 1997. Dynamics of millenary organic deposits resulting from the growth of the mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44: 103-110.

Mateo, M.A., Sanchez-Lizaso, J. L. & Romero J. 2002. *Posidonia oceanica* 'banquettes': a preliminary assessment of the relevance for meadow carbon and nutrients budget. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 56: 85-90.

Mateo, M.A. & García-Rubies, A. 2012. *Assesment of the ecological impact of the extreme storm of Sant Esteve (26 December 2008) on the littoral ecosystems of the north Mediterranean Spanish coasts.* Final Report (PIEC 200430E599). Centro de Estudios Avanzados de Blanes, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Blanes.

Mateo-Ramírez, A., Urra, J., Marina, P., Rueda, J.L., García-Raso, J.E. 2015. Crustacean decapods assemblages associated with *Posidonia oceanica* fragmented meadows in western Alboran Sea. *Actas del 4th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation*, 201-202.

Mateo-Ramírez, A., García-Raso, J.E. 2012. Temporal changes in the structure of the crustacean decapod assemblages associated with *Cymodocea nodosa* meadows from the Alboran Sea (Western Mediterranean Sea). *Marine Ecology*, 33: 302-316.

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. Biol.*, 328: 291-296.

Mc Glathery, K.J., Sundback, K. & Anderson, I.C. 2007. Eutrophication in shallow coastal bays and lagoons: the role of plants in the coastal filter. *Marine Ecology Progress Series*, 348: 1-18.

Mediterráneo Servicios Marinos SL. 2004. *Cartografía bionómica y batimetría de las aguas circundantes a la RNC islas Chafarinas.* OAPN, Informe inédito.

Menoyo, D., Pérez-Ruzafa, I.M. & Gallardo, T. 1998. Catálogo de la flora bentónica marina

de Punta Sonabia a Punta Cotolino (Cantabria). *Botanica complutensis,* 22: 101-112.

Milazzo, M., Badalamenti, F., Ceccherelli, G. & Chemello, R., 2004. Boat anchoring on *Posidonia oceanica* beds in a marine protected area (Italy, western Mediterranean): effect of anchor types in different anchoring stages. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 29: 51-62.

Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2006. *Ecocartografía de Valencia y Alicante*. Inf. Técn.

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 2009. *Estudio ecocartográfico del litoral de las provincias de Granada, Almería y Murcia. Memoria divulgativa*. Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y el Mar, perteneciente al Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 110 pp.

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 2009. *Ecocartografía de Castellón.* Inf. Técn.

Miranda, F. 1931. Sobre las algas y cianofíceas del Cantábrico, especialmente de Gijón. *Trabajos del Museo Nacional de Ciencias Naturales*. Serie Botánica, 25:1-106.

Miranda, F. 1934. Materiales para una flora marina de las rías bajas gallegas. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural, Sección Biología*, 34: 165-180.

MMA (Ministerio de Medio Ambiente). 2004. Evaluación de las praderas de *Zostera* (*Zostera spp*) tras el vertido de fuel en la Reserva Natural de las Marismas de Santoña y Noja, 38 pp.

Molnar, J.L., Gamboa, R.L., Revenga, C. & Spalding, M.D. 2008 Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Front. Ecol. Environ.*, 6: 485-492.

Molenaar, H., Meinesz, A. & Thibaut, T. 2009. Alterations of the structure of *Posidonia oceanica* beds due to the introduced alga *Caulerpa taxifolia. Scientia Marina*, 73: 329-335.

Monge-Ganuzas, M., Cearreta, A. & Evans, G. 2013. Morphodynamic consequences of dredging and dumping activities along the lower Oka estuary (Urdaibai Biosphere Reserve, southeastern Bay of Biscay, Spain). *Ocean and Coastal Management*, 77: 40-49.

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. *Mar. Pollut. Bull.* 56: 1637-1645.

Monterroso, O., Rodríguez, M., Riera, R. & Ramos, E. 2006. *Influencia de la ampliación del Puerto de Arinaga sobre las comunidades marinas.* CIMA-Informe Técnico 8. Ayuntamiento de Agüimes.

Mora, J. 1982. Consideraciones generales sobre la macrofauna bentónica de la Ría de Arosa. *Oecologia aquatica*, 6: 41-49.

Morales, J.A., Borrego, J., Gracia, F.J. & Peralta, G. 2009. 1140 Llanuras mareales. 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, 68 pp.

Moranta, J., Palmer, M., Morey, G., Ruiz, A. & Morales-Nin, B., 2006. Multi-scale spatial variability in fish assemblages associated with *Posidonia oceanica* meadows in the Western Mediterranean Sea. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 68: 579-739.

Moreira, J., 2003. *La fauna bentónica de la Ensenada de Baiona (Galicia, NO Península Ibérica): diversidad, análisis de las comunidades, dinámica de poblaciones y distribución vertical*. Tesis Doctoral. Universidad de Vigo, 676 pp.

Moreira, J., Quintas, P. & Troncoso, J.S. 2005. Distribution of molluscan fauna in subtidal soft-bottoms of the Ensenada de Baiona (NW Spain). *American Malacological Bulletin*, 20: 75-86.

Moreira, J., Díaz-Agras, G. Candás, M., Señarís, M. P. & Urgorri V. 2009. Leptostracans (Crustacea: Phyllocarida) from the Ría de Ferrol (Galicia, NW Iberian Peninsula), with description of a new species of Nebalia Leach, 1814. *Scientia Marina.* 73(2): 269-285.

Moreira, J., Aldea, C. & Troncoso, J.S. 2010. Temporal dynamics of gastropod fauna on subtidal Sandy sediments of the Ensenada de Baiona (NW Iberian Peninsula). *Helgol. Mar. Res*., 64: 311-320.

Moreno, D. 2004. Bosques sumergidos y fondos arenosos. En: Villalobos M, Salas R, González-Lastra J (Eds.). *Cabo de Gata. Un espacio de leyenda.* ACUSUR, Confederación Hidrográfica del Sur de España, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 173-188.

Moreno, D. 2009. Gestión sostenible del medio marino en Andalucía: las fanerógamas marinas. En: Posidonia oceanica*. Redes de seguimiento y estado de conservación en el Mediterráneo español.* Instituto de Ecología Litoral, Diputación de Alicante, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Alicante, 114-128.

Moreno, D. 2010. Flora y fauna alóctona del medio marino andaluz. En: Cobos F.J. y Ortega F. (Ed.). *Especies exóticas invasoras en Andalucía. Talleres provinciales 2004-2006.* Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 214-229.

Moreno, D. & Guirado, J. 2003. Nuevos datos sobre la distribución de las fanerógamas marinas en las provincias de Almería y Granada (SE España). *Acta Botánica Malacitana*, 28: 105-120.

Moreno, D. & Guirado, J. 2006. Nuevos datos sobre la floración, fructificación y germinación de fanerógamas marinas en Andalucía. *Acta Botánica Malacitana*, 31: 51-72.

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, A., Sánchez-Garrido, J.A., Collado, D.M. (eds.), *Minería, industria y medio ambiente en la cuenca mediterránea.* Universidad de Almería, 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., Luque, A.A. & Templado, J. 2004. Las praderas de *Posidonia oceanica.* Distribución en Andalucía. En: Luque, A.A. & Templado, J. (coords.), *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 60-63.

Moreno, D., Guirado, J. & Mendoza, R. 2006. El arrecife artificial de Cabo de Gata: una década de gestión activa del medio marino. En: Ocaña, A., Sánchez-Castillo, P. (ed.), *Conservación de la biodiversidad y explotación sostenible del medio marino.* Centro Mediterráneo de la Universidad de Granada y Sociedad Granatense de Historia Natural, Granada: 255-293.

Moreno-González, R., Campillo, J.A. & León, V.M. 2013a. Seasonal input of regulated and emerging organic pollutants through surface watercourses to a Mediterranean coastal lagoon. *Chemosphere*, 92: 247-257.

Moreno-González, R., Campillo, J.A. & León, V.M. 2013b. Influence of an intensive agricultural drainage basin on seasonal distribution of organic pollutants in seawater from a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, SE Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 77: 400-411.

Moritz, C. 2002. Strategies to Protect Biological Diversity and the Evolutionary Processes That Sustain It. *Systematic Biology*, 51: 238-254.

Mulero, A. 2004. Iniciativas internacionales para la protección de espacios naturales. Un análisis crítico de su aplicación en España. *Doc. Anàl. Geogr*., 44: 167-187.

Muñoz-Ramos, G. & Seglar, X. 2012. *Estudi de l'alguer de Mataró. Campanya 2012.* Escola del Mar de Badalona.

Murcia-Requena, J. 2013. *Guia de la flora y fauna marinas del Mar Menor*. ANSE, Murcia, 176 pp.

Murcia-Requena, J. & Nora-Cámara. 2014. *Posidonia oceanica*. El Bosque Verde. www.face-

book.com/ElBosqueVerdeibook

Navarro, F. de P. 1927. Observaciones sobre el Mar Menor (Murcia). *Notas y Resúmenes Instituto Español de oceanografía ser.II.* 16: 63 pp.

Navarro, P.G., García-Sanz, S. & Tuya, F. 2014. Contrasting displacement of the sea cucumber *Holothuria arguinensis* between adjacent nearshore habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology.* 453: 123-130.

Navedo, J.G., Masero, J.A. & Juanes, J.A. 2007. Updating waterbird population estimates within the East Atlantic flyway: Status and trends of migratory waterbirds in Santoña marshes. *Ardeola*, 54 (2): 237-249.

Nombela, M.A., Vilas, F.1986. Medios y submedios en el sector intermareal de la Ensenada de San Simón. Ría de Vigo (Pontevedra): secuencias sedimentarias características. *Acta Geológica Hispánica*, 21-22: 223-231.

Nombela, M.A., Rodríguez, M.D., Vilas, F., Ares, J.C. 1987. Estudio sedimentológico del litoral gallego: III, Resultados previos sobre los sedimentos de los fondos de la Ría de Vigo. *Thalassas*, 5: 7-19.

Nombela, M.A., Vilas, F. & Evans, G. 1995. Sedimentation in the mesotidal Rías Bajas of Galicia (north-western Spain): Ensenada de San Simón, Inner Ría de Vigo. *Spec. Publs int. Ass. Sediment.*, 24: 133-149.

Obrador, B., & Pretus, J.L. 2010. Spatiotemporal dynamics of submerged macrophytes in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87(1): 145-155.

Ocaña, O., Ramos, A. & Templado, J. 2009. *Los paisajes sumergidos de la región de Ceuta y su biodiversidad*. Fundación Museo del Mar de Ceuta, 254 pp.

Olabarria, C. 1995. *Malacofauna bentónica de la Ensenada do Baño (Ría de Ferrol): Estudio faunístico y ecológico*. Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela, 565 pp.

Olabarria, C., Urgorri, V. & Troncoso, J. 1997. Distribución y autoecología de la malacofauna infralitoral de la Ensenada do Baño (Ría de Ferrol, NO de España). *Nova Acta Científica Compostelana (Bioloxía)*, 7: 177-192.

Olabarria, C., Urgorri, V. & Troncoso, J. 1998. An analysis of the community structure of subtidal y intertidal benthic mollusks of the Inlet of Baño (Ría de Ferrol). *American Malacological Bulletin*, 14: 103-120.

Oliva, S., Mascaró, O., Llagostera, I., Pérez, M. & Romero, J. 2012. Selection of metrics and development of a biotic index based on the seagrass *Cymodocea nodosa* (CYMOX) for assessing ecological status of coastal and transitional waters. *Estuarine Coastal and Shefl Science*, 114: 7-17.

Olsen, Y.S., Sánchez-Camacho, M., Marbà, N. & Duarte, C.M. 2012. Mediterranean Seagrass growth and demography responses to experimental warming. *Estuaries and Coasts*, 35: 1205-1213.

Olsen, J.L., Coyer, J.A., Stam, W.T., Moy, F.E., Christie, H. & Jørgensen, N.M. 2013. Eelgrass *Zostera marina* populations in northern Norwegian fjords are genetically isolated and diverse. *Marine Ecology Progress Series,*. 486: 121-132.

Ondiviela, B., Alcántara, M.A. & Fernández, L. 2004. Contribución al conocimiento de las comunidades de *Zostera spp* del Cantábrico: la bahía de Santander y las marismas de Santoña. *Locustella*, 3: 55-67.

Ondiviela, B., Alcántara, M. & Fernández, L. 2005. Contribución al conocimiento de las comunidades de *Zostera spp* del Cantábrico: La bahía de Santander y las marismas de Santoña. *Locustella*, 3: 55-68.

Ondiviela, B., Losada, I.J., Lara, J.L., Maza, M., Galvan, C., Bouma, T.J., van Belzen, J. *In Press.* The role of seagrasses on coastal protection in a changing climate. *Coastal Engineering.*

Oreja, L., Azpiroz, M., García, Y., Mitxelena, A., Garmendia, J. & Uriarte, L. 2010. *Estudio del estado de conservación de la flora vascular y vegetación de los arenales y estuarios de Gipuzkoa*. Informe inédito. Sociedad de Ciencias Aranzadi – Fundación Biodiversi-

dad. Donostia-San Sebastián – Madrid.

Ortega, F., Parra, G. & Guerrero, F. 2002. Ampliación al conocimiento de los macrófitos acuáticos de la provincia de Málaga. *Acta Botanica Malacitana*, 27.

Ortega, F., Paracuellos, M. & Guerrero, F. 2004. Corología de macrófitos acuáticos en Andalucía oriental. *Lazaroa*, 25: 179-185.

Orth, R. J., Carruthers, T.J.B., Dennison, W.C., Duarte, C.M., Fourqurean, J. W., Heck, K.L., Hughes, A.R., Kendrick, G.A., Kenworthy, W.J., Olyarnik, S., Short, F.T., Waycott, M. & Williams, S.L. 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience*, 56: 987-996.

Otxoa, E., Oyanarte, T., Patino, S., Valencia, J., Miguel, E., Prieto, A. & Elorza, J. 2007. *Cartografiado a escala 1:5000 de las poblaciones vizcaínas de plantas incluidas en el catálogo vasco de especies amenazadas*. Departamento de Botánica. Sociedad de Ciencias Naturales de Sestao, 71 pp.

Pagés, J., Pérez, M. & Romero, J. 2010. Sensitivity of the seagrass *Cymodocea nodosa* to hypersaline conditions: a microcosm approach. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 386: 34-38.

Papenbrock, J. 2012. Highlights in Seagrasses' Phylogeny, Physiology, and Metabolism: What Makes Them Special?. *International Scholarly Research Network*. ISRN Botany. Volume 2012, Article ID 103892, 15 pp. Doi:10.5402/2012/103892.

Parapar, J. 1991. *Anélidos poliquetos bentónicos de la Ría de Ferrol (Galicia).* Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela, 1104 pp.

Parapar, J., San Martín, G., Besteiro, C. & Urgorri, V. 1994. Aspectos sistemáticos y ecológicos de las Subfamilias Eusyllinae y Exogoninae (Polychaeta, Syllidae) en la Ría de Ferrol (Galicia, NO España). *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (Sec. Biol.)*, 91: 91-101.

Pascual, A., Cearreta, A., Rodríguez-Lázaro, J. & Uriarte, A. 2004. Geology and palaeoceanography. In: Borja, Á., Collins, M. (eds.), *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*. Elsevier Oceanography Series, Amsterdam, 70: 53-73.

Pavón-Salas, N., Garrido, M. & Haroun, R. 1998. Distribution and structure of seagrass meadows in Las Canteras beach, Las Palmas, Canary Islands (Spain). *Bol. Mus. Mun. Funchal*, 50: 107-115.

Pavón-Salas, N., Herrera, R., Hernández-Guerra, A. & Haroun, R. 2000. Distributional Pattern of Seagrasses in the Canary Islands (Central-East Atlantic Ocean). *Journal of Coastal Research*, 16(2): 329-335.

Patzner, R.A. 1998. The invasion of *Lophocladia* (Rhodomelaceae, Lophotalieae) at the northern coast of Ibiza (western Mediterranean Sea). *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, 41: 75-80.

Pavón-Salas, N., Herrera, R., Hernández-Guerra, A. & Haroun, R. 2000. Distributional Pattern of Seagrasses in the Canary Islands (Central-East Atlantic Ocean). *Journal of Coastal Research*, 16(2): 329-335.

PDUSC, 2004. *Pla Director Urbanístic del Sistema Costaner.* Departament de Política Territorial i Obres Públiques, Generalitat de Catalunya.

Peduzzi, P. & Vukovic, A. 1990. Primary production of *Cymodocea nodosa* in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea): a comparison of methods. *Marine Ecology Progress Series*, 64: 197-207.

Peirano, A., Damasso, V., Montefalcone, M., Morri, C. & Bianchi, C.N., 2005. Effects of climate, invasive species and anthropogenic impacts on the growth of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile in Liguria (NW Mediterranean Sea). *Mar. Pollut. Bull.*, 50: 817-822.

Penedo, A. 1999. *Seguimiento de la macrofauna bentónica en praderas de* Zostera *spp. de la Ría del Eo*. Tesis de licenciatura. Universidad de Santiago de Compostela,142 pp.

Peña, V. 2010. *Estudio ficológico de los fondos de maërl y cascajo en el noroeste de la Península Ibérica.* Tesis doctoral. Universidad de A Coruña.

Peña, V. & Bárbara, I. 2008. Maërl community in

the northwestern Iberian Peninsula: a review of floristic studies and long-term changes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18: 339-366.

Peñalver, P., León-Muez, D., Díaz-Almela, E., del Río, J. 2014. Las posidonias vuelven a florecer en Andalucía. *Quercus* (nota breve). Vol 335.

Peralta, G., Brun, F.G., Hernández, I., Vergara, J.J. & Pérez-Llorens J.L. 2005. Morphometric variations as acclimation mechanisms in *Zostera noltii* beds. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 64: 347-356.

Peralta, G., Hernández, I., Pérez-Lloréns, J.L., Vergara, J.J. & Pino, R.R. 1997. Dinámica estacional de *Ulva* spp. (Chlorophyta) en el estuario del río Palmones (Algeciras, Cádiz). *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía*, 23: 287-294.

Pérez, M. & Camp, J. 1986. Distribución y biomasa de las fanerógamas marinas del delta del Ebro. *Investigaciones Pesqueras*, 50(4): 519-530.

Pérez, M., Manzanera, M., Invers, O. & Romero, J. 1997. *Estudio de las praderas de la fanerógama marina* Cymodocea nodosa *de la isla de Menorca: evaluación del estado biológico actual.* Institut Menorquí d'Estudis. Inèdit.

Pérez, M., Invers, O., Ruiz, J.M., Fredriksen, 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.

Pérez, M. & Romero, J. 1994. Growth dynamics, production, and nutrient status of the seagrass *Cymodocea nodosa* in a Mediterranean semi-estuarine environment. *Marine Ecology P.S.Z.N.I.*, 15: 51-64.

Pérez, M., Ruiz, J.M., García-Sanz, M. & Romero, J. 2011. Aquaculture impacts on Mediterranean seagrasses: an evaluation of current status and future prospects. In: Noga Stambler (ed.), *Life in the Mediterranean Sea: A Look at Habitat Changes*. © Nova Science Publishers, Inc., 22: 639-661.

Pérez, M. & Mascaró, O. 2005. *Mapa de la vegetació submergida de la Badia del Fangar (Delta de l'Ebre).* Informe Tècnic. Parc Natural del Delta de l'Ebre.

Pérez, M., Llagostera, I. & Mascaró, O. 2006. *Mapa de la vegetació submergida de la Badia dels Alfacs (Delta de l'Ebre).* Informe Tècnic. Parc Natural del Delta de l'Ebre.

Pérez-Cirera, J.L. 1976. Tipos de vegetación bentónica cormofítica litoral del noroeste de España (Ría de Corme y Lage). *Documents phytosociologiques*, 15-18: 87-122.

Pérez-Llorens, J.L. 2004a. Las praderas de *Zostera noltii*. Crecimiento y fenología. En: Luque, A.A. y Templado, J. (Coords.), *Praderas y bosques marinos de Andalucía,* 175-177. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 336 pp.

Pérez-Lloréns, J.L. 2004b. Las praderas de *Zostera noltii*. Características morfológicas. En: Luque, A.A. y Templado, J. (Coords.) (eds.), *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 174-175.

Pérez-Lloréns, J.L. 2004c. Las angiospermas marinas de las cosas andaluzas. En: Niell, F.X. (coord.), *Proyecto Andalucía Naturaleza. Vol. XXIX. Ecología III*. Ed. Publicaciones Comunitarias, 7: 193-224.

Pérez-Lloréns, J.L. & Moreno, D. 2004. Las praderas de *Zostera noltii*. Distribución en Andalucía. En: Luque, A.A. & Templado, J. (Coords.), *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla, 173-174.

Pérez-Lloréns, J.L. & Niell, F.X. 1993. Seasonal dynamics of biomass and nutrient content in the intertidal seagrass *Zostera noltii* from Palmones river Estuary, Spain. *Aquatic Botany,* 46: 49-66.

Pérez-Llorens, J.L., Hernández-Carrero, I., Bermejo-Lacida, R., Peralta-González, G., Brun-Murillo, F.G., Vergara-Oñate, J.J. 2012. *Flora marina del litoral gaditano. Biología, ecología, usos y guía de identificación*. Universi-

dad de Cádiz, Servicio de publicaciones, Cádiz, 367 pp.

Pérez-Lloréns, J.L., Vergara, J.J., Olivé, I., Mercado, J.M., Conde-Álvarez, J., Pérez-Ruzafa, A. & Figueroa, F.L. 2014. Autochthonous seagrasses. En: Goffredo S, Dubinsky (eds.), *The Mediterranean Sea: Its history and present challenges*. ed. Springer, 137-158.

Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Bernal, C.M., Quintino, V., Freitas, R., Rodrigues, A.M., García-Sánchez, M., Pérez-Ruzafa, I.M. 2012. *Cymodocea nodosa* vs *Caulerpa prolifera*: causes and consequences of a long term hystory of interaction in macrophyte meadows in the Mar Menor coastal lagoon (Spain, southwestern Mediterranean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1-15.

Pérez-Ruzafa, A., Gilabert, J., Gutiérrez, J.M., Fernández, A.I., Marcos, C., Sabah, S. 2002. Evidence of a planktonic food web response to changes in nutrient input dynamics in the Mar Menor coastal lagoon, Spain. *Hydrobiologia*, 475/476: 359-369.

Pérez-Ruzafa, A., Navarro, S., Barba, A., Marcos, C., Cámara, M.A., Salas, F., Gutiérrez, J.M. 2000. Presence of pesticides throughout trophic compartments of the food web in the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 40: 140-151.

Pérez-Ruzafa, A., Calvín, J.C., Marcos, C., Marín, A., Pérez-Ruzafa, I.M., Terrados, J. & Ros, J.D. 1986a. Contribución al estudio de las comunidades bentónicas de Cabo de Palos (Murcia, SE de España) y su cartografía bionómica. *Actas VI Simposio de Estudios de Bentos Marino*, 1: 385-419.

Pérez-Ruzafa, I.M., Pérez-Ruzafa, A. & Más-Hernández, J. 1986b. Bionomía bentónica del litoral del campo de Cartagena. En: Más-García, J. (ed.), *Sureste Ibérico. El Medio Natural.* Ediciones Mediterráneo S.L., Murcia, 397-412.

Pérez-Ruzafa, A., García, J.A., Marcos, C., Gutiérrez, J.M., Aliaga, V., Barcala, E., Fernández, A.I., González, M., Ibrahim, M., Romero, P., Salas, F. & Pérez-Ruzafa, I.M. 1996. *Seguimiento de arrecifes artificiales y reservas marinas de la Región de Murcia*. Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

Pérez-Tonda, T., Forcada, A., Almarcha, A. & Sánchez-Lizaso, J.L. 2011. Evaluación de los efectos del anclaje de embarcaciones sobre pradera de *Posidonia oceanica* (L.) en dos localidades mediterráneas. *Mediterranea: Serie de estudios biológicos*, 22: 230-250.

Pergent, G., Ben Maiz, N., Boudouresque, C.F. & Meinesz, A. 1989. The flowering of *Posidonia oceanica* over the past fifty years: a lepidochronological study. In: Boudouresque, C.F., Meinesz, A., Fresi, E., Gravez, V. (eds.), *II. International Workshop on Posidonia beds*, vol 2. G.I.S. Posidonie publ., Marseille, 69-76.

Pergent, G., Pergent-Martini, C. & Boudouresque, C.F. 1995. Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu marin littoral en Méditerranée: état des connaissances. *Mésogée*, 54: 3-27.

Pergent, G., Bazairi, H., Bianchi, C.N., Boudouresque, C.F., Buia, M.C., Clabaut, P., Harmelin-Vivien, M., Mateo, M.A., Montefalcone, M., Morri, C., Orfanidis, S., Pergent-Martini, C., Semroud, R., Serrano, O. & Verlaque, M. 2012. *Las praderas de Magnoliofitas marinas del mar Mediterráneo: resiliencia y contribución a la mitigación del cambio climático, Resumen / Mediterranean Seagrass Meadows: Resilience and Contribution to Climate Change Mitigation, A Short Summary*. Gland, Suiza y Málaga, España, IUCN, 40 pp.

Pergent, G., Bazairi, H., Bianchi, C.N., Boudouresque, C.F., Buia, M.C., Calvo, S., Clabaut, P., Harmelin-Vivien, M., Mateo, M.A., Montefalcone, M., Morri, C., Orfanidis, S., Pergent-Martini, C., Semroud, R., Serrano, O., Thibaut, T., Tomasello, A. & Verlaque, M. 2014. Climate change and Mediterranean seagrass meadows: a synopsis for environmental managers. *Mediterr. Mar. Sci.*, 15: 462-473.

Pergent-Martini, C. 1994. *Impact d'un rejet d'eaux usées urbaines sur l'herbier a*` Posidonia oceanica*, avant et après la mise en service d'une station d'épuration*. Doct. Thesis, Univ. Corsica, 191 pp.

Pergent-Martini, C. & Pasqualini, V. 2000. Sea-

grass population dynamics before and after the setting up of a wastewater treatment plant. *Biol. Mar. Medit.*, 7: 405-408.

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*. Rottnest Island (Western Australia) 25-29 de enero de 1996, 299-306.

Pergent-Martini, C., Rico-Raimondino, V. & Pergent, G. 1996. Impact des nutrients sur les herbiers à *Posidonia oceanica*. Données préliminaires. *J. Rech. Océanogr.*, 21: 35-39.

Pergent-Martini, C., Pasqualini, V., Pergent, G. & Ferrat, L. 2002. Effect of a newly set up wastewater-treatment plant on a marine phanerogam seagrass bed a medium-term monitoring program. *Bull Mar Sci.*, 71(3):1227-1236.

Piazzi, L. & Cinelli, F. 2003. Evaluation of benthic macroalgal invasion in a harbour area of the western Mediterranean Sea. *European Journal of Phycology*, 38: 223-231.

Pinedo, S., Zabala, M. & Ballesteros, E. 2013. Long-term changes in sublittoral macroalgal assemblages related to water quality improvement. *Botanica Marina*, 56 (5-6): 461-469.

Png-González, L., Vázquez-Luis, M. & Tuya, F. 2014. Comparison of epifaunal assemblages between *Cymodocea nodosa* and *Caulerpa prolifera* meadows in Gran Canaria (eastern Atlantic). *Journal of the Marine Biological Association*, 94: 241-253.

Portillo, E., Louzara, G., Ruiz de la Rosa, M., Quesada, J., González, J. C., Roque, F., Antequera, M. & Mendoza, H. 2013. Venturi diffusers as enhancing devices for the dilution processes in desalination plant brine discharges. *Desalination and Water Treatment*, 51: 525-542. DOI: 10.1080/19443994.2013.795349.

Portillo, E. 2014a. *Dilución y dispersión de un vertido de salmuera de una planta desaladora al sur de gran canaria y su influencia en las praderas marinas circundantes. Evaluación e implementación de posibles medidas correctoras.* Tesis Doctoral, Universidad de Las Palmas de Gran Canarias.

Portillo, E., Ruiz de la Rosa, M., Louzara, G., Ruiz, J., Marín-Guirao, L., Quesada, J., González, J., Roque, F., González, N. & Mendoza, H. 2014b. Assessment of the abiotic and biotic effects of sodium metabisulphite pulses discharged from desalination plant chemical treatments on seagrass (*Cymodocea nodosa*) habitats in the Canary Islands. *Marine Pollution Bulletin*, 80: 222-233. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.12.048

POSIMED Andalucía. 2013. *Red de seguimiento para el estado de conservación de* Posidonia oceanica *mediante grupos de voluntariado en Andalucía*. Informe de participación, Campaña 2013. Proyecto Life+Posidonia Andalucía, 39 pp.

POSIMED Andalucía. 2014. *Red de seguimiento para el estado de conservación de* Posidonia oceanica *mediante grupos de voluntariado en Andalucía.* Informe de participación, Campaña 2014. Proyecto Life+Posidonia Andalucía.

Quintas, P. 2005. Distribución espacial y temporal de los moluscos y anélidos poliquetos asociados a las praderas de *Zostera marina* L. y *Zostera noltii* Hornem. En*: la Ensenada de O Grove (Galicia, España)*. Tesis doctoral. Universidad de Vigo, 488 pp.

Quintas, P., Rolán, E. & Troncoso, J.S. 2005. Sobre la presencia de un ejemplar vivo de *Hexaplex trunculus* en la ensenada de O Grove. *Noticiario de la Sociedad Española de Malacología*, 43: 77-78.

Quintas, P., Cacabelos, E. & Troncoso, J.S. 2012. Inventario de los moluscos y poliquetos asociados a las praderas de *Zostera marina* y *Zostera noltei* de la Ensenada de O Grove (Galicia, NW España). *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, 106: 113-126.

Quintas, P., Cacabelos, E. & Troncoso, J.S. 2013a. Spatial-distribution of soft-bottom polychaetes in seagrass beds of the Ensenada de O Grove (NW Spain). *Thalassas*, 29 (2): 45-58.

Quintas, P., Moreira, J. & Troncoso, J.S. 2013b.

Distribution patterns of molluscan fauna in seagrass beds in the Ensenada de O Grove (Galicia, north-western Spain). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93(3): 619-630.

Quintas, P., Moreira, J. & Troncoso, J.S., 2013c. Distribution patterns of the Syllidae (Annelida, Polychaeta) on beds of the seagrasses *Zostera marina* and *Zostera noltei* in the Ensenada de O Grove (Galicia, NW Spain). *Scientia Marina*, 77(3): 511-523.

Ramírez-Díaz, L. 1990. *La Región de Murcia y su Naturaleza.* Diario La Opinión, Murcia, Tomo II, 228 pp.

Ramos, A.A. 1980. Informe preliminar del medio marino y comunidades bentónicas de la Isla de Tabarca. Propuesta de Reserva Submarina. En: *Plan especial de Ordenación de la Isla de Tabarca (Alicante)*. Ayuntamiento de Alicante. informe nº16.

Ramos, A.A. 1983. Cartografiado y estado de la pradera de *Posidonia oceanica* (algueros) en el litoral de la Bahía de Alicante. En: *El hombre y el medio natural*. Universidad de Alicante, 73-84.

Ramos, A.A. 1984. Cartografía de pradera superficial de *Posidonia oceanica* en la bahía de Alicante (SE España). In: Boudouresque, C.F., Jeudy de Grissac, A. Olivier, J. (eds.), *International Workshop Posidonia oceanica Beds. GIS Posidonie Publ*., Fr. 1: 57-61.

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

Ramos, A.A. & Trapote, A. 1987. *Proyecto de arrecifes artificiales antiarrastre y de atracción – concentración en la Reserva Marina de Tabarca (Alicante)*. Inf. Téc. Cons. Agric. Pesca, Generalitat Valenciana.

Ramos-Martos, A. & Ramos, A.A. 1989. Utilization of acoustic methods in the Cartography of the *Posidonia oceanica* bed in the Bay of Alicante (SE España). *Posidonia Newsletter*, 2(1): 17-19.

Ramos, A.A., Martínez, L., Aranda, A., Guillén, J.E., Sánchez-Jerez, P. & Sánchez-Lizaso, J.L. 1993a. Protección de la pradera de *Posidonia oceanica* (L.) Delile mediante arrecifes artificiales disuasorios frente a la pesca de arrastre ilegal: El caso de El Campello (SE Ibérico). *Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr.*, 11: 431-439.

Ramos, A.A., Sánchez-Lizaso, J.L., Aranda, A., Guillén, J.E. 1993b. Estudio bionómico de los fondos de la Isla de Benidorm (SE Ibérico). *Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr.*, 11: 339-346.

Ramos, A.A., Guillén, J.E., Bayle, J.T. & Sánchez-Lizaso, J.L. 2000. Artificial antitrawling reefs of Alicante, South-Eastern Iberian Peninsula: Evolution of reef blocks and set designs. In: *European artificial reefs in European seas*. Kluwer Academic Publisher, London, 195-217.

Ramos, A.A., Díaz-Valdés Farray, N., Abellán-Gallardo, E., Fernández-Torquemada, Y., Izquierdo, A., Torrás, X., Sánchez-Lizaso, J.L. & Rubio, E. 2008. *Estudio de la franja litoral de la Comunidad Valenciana dentro de la Directiva Marco del Agua. Macrófitos: Macroalgas y* Posidonia oceanica. Informe Técnico. Universidad de Alicante, 184 pp.

Rasmussen, E. 1977. The Wasting Disease of Eelgrass (*Zostera marina*) and Its Effects on Environmental Factors and Fauna. In: McRoy, C.P. & Helfferich, C. (eds.), *Seagrass Ecosystems: A Scientific Perspective*. Dekker, New York.

Recio, M., Ondiviela, B., Puente, A., Galván, C., Gómez, A.G. & Juanes, J.A. 2013a. The influence of hydromorphological stressors on estuarine vegetation indicators. *Estuaries and Coasts,* 36: 997-1005.

Recio, M. 2013b. *Métodos para la evaluación del estado de conservación de los hábitats litorales en el marco de la Red Natura 2000*. Tesis Doctoral. Universidad de Cantabria.

Reina-Hervás, J.A. & Serrano, P. 1993. Dinámica de una comunidad íctica infralitoral en el Mar de Alborán (Mediterráneo Occidental). *Zoologia Baetica*, 4: 159-176.

Reina-Hervás, J.A., Rueda J.L., García-Muñoz, J.E., & García-Raso, J.E., 2006a. Estructura de una población íctica asociada a una pradera de *Zostera marina* en el Mar de Alborán (Mediterráneo Occidental). *Actas del XIV Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina*, 195 pp.

Reina-Hervás, J.A., Urra J., Cobos V. & García-Raso J.E. 2006b. Ictiofauna asociada a una pradera de *Cymodocea nodosa* en el SE de España. *Actas del XIV Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina*, 195 pp.

Reñones, O., Massuti, 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.

Retamero, A. & Barrajón, A. 1993. *Planificación Ecológica de la Franja Litoral del Paraje Natural de los Acantilados de Maro-Cerro Gordo*. Inf. Técn.

Rey, J. & Díaz del Río, V. 1989. Cartografía de los fondos marinos de la Bahía de Palma (Baleares, España): Distribución de las praderas vegetales y sedimentos superficiales. In: Bouduresque, C.F., Meisnez, A., Fresi, E. & Gravez, V. (eds.), *International Workshop on Posidonia* Beds. GIS Posidonie publ. Fr., 2: 29-41.

Reyes, J. 1993. *Estudio de las praderas marinas de* Cymodocea nodosa *(Cymodoceaceae, Magnoliophyta) y su comunidad de epifitos, en El Médano (Tenerife, Islas Canarias)*.Tesis Doctoral. Universidad de La Laguna, Tenerife, 424 pp.

Reyes, J. & Sansón, M. 1996. Las algas epífitas en *Cymodocea nodosa* en El Médano, isla de Tenerife (Cymodoceaceae, Magnoliophyta). *Vieraea*, 25: 45-56.

Reyes, J., Sansón, M. & Afonso-Carrillo, J. 1995a. Distribution and reproductive phenology of the seagrass *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in the Canary Islands. *Aquatic Botany*, 50: 171-180.

Reyes, J., Sansón, M. & Afonso-Carrillo, J. 1995b. Leaf Phenology, Growth and Production of the Seagrass *Cymodocea nodosa* at El Médano (South of Tenerife, Canary Islands). *Botánica Marina*, 38: 457-465.

Rivas, V. & Cendrero, A. 1992. Análisis histórico de la evolución superficial de los estuarios del País Vasco. *Lurralde*, 15: 199-227.

Robledano, F. 1995. Ecología de humedales y conservación de limícolas en el SE de España: experiencias de investigación aplicables a la gestión. *Airo*, 6: 39-56.

Robles, R. 2010*. Conservación y desarrollo sostenible del mar de Alborán / Conservation et développement durable de la mer d'Alboran*. Gland, Suiza y Málaga, España, UICN.

Roca, G., Alcoverro T., de Torres, M., Manzanera, M., Martínez-Crego, B., Bennett, S., Farina, S., Pérez, M. & Romero, J. 2014. Detecting the impacts of harbour construction on a seagrass habitat and its subsequent recovery. *Ecological Indicators*, 45: 9-17.

Roca, G., Alcoverro, T., de Torres, M., Manzanera, M., Martínez-Crego, B., Bennett, S., Farina, S., Pérez, M., Romero, J. 2015. Detecting water quality improvement along the Catalan coast (Spain) using stress-specific biochemical seagrass indicators. *Ecological Indicators*, 54: 161–170. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.02.031

Rodríguez, J.A. & Cabrera, J.E. 2002. La vida en una pradera de *Zostera marina. Quercus*, 199: 14-20.

Rodríguez, J.J. 1904. *Flórula de Menorca*. Imp. Fàbregues, Maó, 198 pp.

Rodríguez, O. 1946. Algunas consideraciones sobre la Ensenada de San Simón (ría de Vigo). *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat.*, 44: 301-320.

Rodríguez-Prieto, C., Ballesteros, E., Boisset, F. & Alfonso-Carrillo, J. 2013. *Guia de las macroalgas y fanerógamas marinas del Mediterráneo Occidental*. Omega, Barcelona, 656 pp.

Rodríguez-Ruiz, S., Sánchez-Lizaso, J.L., Ramos, A.A. 2000. Influence of the regression of *Posidonia oceanica* meadows in the diet of *Diplodus annularis* in the Western Mediterranean. *Biol. Mar. Medit.*, 7: 275-277.

Rodríguez-Ruiz, S., Sánchez-Lizaso, J.L. & Ra-

mos-Esplá, A.A. 2002. Feeding of *Diplodus annularis* in *Posidonia oceanica* meadows: ontogenetic, diel and habitat related dietary shifts. *Bulletin of Marine Science*, 71(3): 1353-1360.

Roig Munar, F.X. 2003. Análisis de frecuentación del turismo náutico-recreativo del medio marino de la isla de Menorca. Consecuencias ambientales de su falta de regulación. *Cuadernos Geográficos*, 33: 61-73. Universidad de Málaga.

Rolán E., Trigo, J., Otero-Schmitt, J. & Rolán-Álvarez, E. 1985. Especies implantadas lejos de su área de su distribución natural. *Thalassas*, 3(1): 29-36.

Romero, J. 1988. Epifitos de las hojas de *Posidonia oceanica*: variaciones estacionales y batimétricas de biomasa en la pradera de las islas Medes (Girona). *Oecologia aquatic*, 9: 19-25.

Romero, J. 1989. Primary production of *Posidonia oceanica* beds in the Medes Islands (Girona, NE Spain). In: Boudouresque, C.F., Meinesz. A., Fresi, E., Gravez, V. (eds.), *International Workshop on Posidonia Beds.* GIS Posidonie, Marseille, 63-67.

Romero, J. 2004. *Posidònia: els prats del fons del mar. La mirada del biòleg a un ecosistema mediterrani.* Col. Norai, 9. Ajuntament de Badalona, 159 pp. Edición bilingüe (Posidonia: los prados del fondo del mar. La mirada del biólogo a un ecosistema mediterráneo).

Romero. J., Martínez-Grego, B., Alcoverro, T. & Pérez, M. 2007a. 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 Buletin*, 55: 196-204.

Romero, J., Manzanera, M. & Perez, M. 2007b. *Les praderies de fanerògames marines del Cap de Creus. Inventari, diagnòstic i recomanacions per a la seva conservació.* Informe Tècnic. Parc Natural del Cap de Creus, Generalitat de Catalunya.

Romero, J., Pérez, M. & Alcoverro, T. 2007c. The seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows in the catalan coast: past trends and present status. *Third Mediterranean Symposium on Marine Vegetation*. Marseilles (France).

Romero, J., Pérez, M., Alcoverro, T., Farina & S., Roca, G. 2010a. *Control d'una xarxa de vigilància dels herbeis de* Posidonia oceanica *a Catalunya com a indicadors de la qualitat de las aigües litorals.* Informe tècnic. Agencia Catalana del Aigua, Generalitat de Catalunya.

Romero, J., Pérez, M., Alcoverro, T., Llagostera, I. & Sanmartí, N. 2010b. *Disseny, realització i suport del programa de vigilància de la qualitat de les aigües litorals a Catalunya, en funció de les comunitats de Cymodocea nodosa, segons la Directiva Marc de l'Aigua.* Informe tècnic. Agencia Catalana del Aigua, Generalitat de Catalunya.

Romero, J., Pérez, M. & Alcoverro, T. 2012a. L'alguer de *Posidonia oceánica* de les illes Medes: més de trenta anys d'estudi. In: Hereu, B., Quintana, X, (eds.), *Els fons marins de les illes Medes i el Montgrí. Quatre dècades de recerca per la conservació.* Càtedra d'Ecosistemes Litorals Mediterranis, Girona, 79-100.

Romero, J., Pérez, M., Sanmartí, N, Llagostera, I. & Dalmau, A. 2012b. *Estat ecològic de les praderies de Cymodocea nodosa a la badia de Pals.* Informe tècnic. Diputació de Girona, Generalitat de Catalunya.

Royo, C.L.Y., Pergent, G., Alcoverro, T., Buia, M.C., Casazza, G., Martinez-Crego, B., Pérez, M., Silvestre, F. & Romero, J. 2011. The seagrass *Posidonia oceanica* as indicator of coastal water quality: Experimental intercalibration of classification systems. *Ecological Indicators*, 11: 557-563.

Rueda, J.L. & Marina, P. 2009. El Paraje Natural de "Acantilados de Maro-Cerro Gordo". En: Niell X. (ed.), *Proyecto Andalucía-Serie Ecología V: Espacios Naturales Protegidos II*. Editorial Hércules, Tomo XXXII: 16-30.

Rueda, J.L. & Salas, C. 2003. Seasonal variation of a molluscan assemblage living in a *Caulerpa prolifera* meadow within the inner bay of Cádiz (SW Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57: 909-918.

Rueda, J.L. & Salas, C. 2007. Trophic depend-

ence of the emerald neritid *Smaragdia viridis* (Linnaeus, 1758) on two seagrasses from the European coasts. *Journal of Molluscan Studies*, 73: 211-214

Rueda, J.L. & Salas, C. 2008. Molluscs associated with a subtidal *Zostera marina* L. bed in southern Spain: linking seasonal changes of fauna and environmental variables. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 79: 157-167.

Rueda, J.L., Marina, P. & Salas, C. 2008a. Seasonal variation of a deep subtidal *Zostera marina* L. bed in southern Spain (western Mediterranean Sea). *Botanica Marina*, 51: 92-102.

Rueda, J.L., Urra, J. & Salas, C. 2008b. Diel and seasonal variation of a molluscan taxocoenosis associated with a *Zostera marina* bed in southern Spain (Alboran Sea). *Helgoland Marine Research*, 62: 227-240.

Rueda, J.L., Marina, P., Salas, C. & Urra, J. 2008c. *Jujubinus striatus* (L., 1758) (Gastropoda: Trochidae) from a deep *Zostera marina* bed in southern Spain (Alboran Sea): Aspects of ecology and biology. *Journal of Molluscan Studies*, 74: 345-354.

Rueda, J.L., Gofas, S., Urra, J. & Salas, C. 2009a. A highly diverse molluscan assemblage associated with eelgrass beds (*Zostera marina* L.) for Europe: Micro-habitat preference, feeding guilds and biogeographical distribution. *Scientia Marina*, 73(4): 679-700.

Rueda, J.L., Marina, P., Urra, J. & Salas, C. 2009b. Changes in the composition and structure of a molluscan assemblage due to eelgrass loss in southern Spain. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89(7): 1319-1330.

Rueda, J.L., Salas, C., Marina, P. & Urra, J. 2009c. Herbivory on eelgrass (*Zostera marina* L.) by the gastropod *Smaragdia viridis*. *Aquatic Botany*, 90: 253-260.

Rueda, J.L., Urra, J., Marina, P., Mateo, A. & Reina-Hervás J.A. 2010. Especies africanas en las costas de Andalucía: un patrimonio natural único en el ámbito europeo. *Quercus*, 293: 24-30.

Rueda, J.L., Salas, C., Gofas, S. 2011. Contrasting shell morphology, growth and feeding of a grazing gastropod on the seagrasses *Cymodocea nodosa* (U.) and *Zostera marina* L. *Journal of Sea Research*, 66: 222-230.

Ruiz, J.M. 2000. *Respuesta de la fanerógama marina* Posidonia oceanica *a las perturbaciones antrópicas*. Tesis doctoral. Departamento de Ecología e Hidrología, Universidad de Murcia, Murcia, 212 pp.

Ruiz, J.M. 2005. Impacto ambiental de las desaladoras sobre las comunidades bentónicas marinas. *Ingeniería y Territorio*. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Barcelona, 72: 40-47.

Ruiz J.M. 2006. *Ecología de praderas de fanerógamas marinas mediterráneas*. *Contrastes naturales en la región bioclimática del Mediterráneo*. Ayuntamiento de Murcia (ed.), Murcia, 207-220.

Ruiz, J.M. 2007. Fondos mediterráneos españoles: Murcia. En: Aguas de las Cuencas Mediterráneas (ed.), *Fondos del Mediterráneo Español.* Nextcomm S.L. Madrid, 173-194.

Ruiz, J.M. & Ramos-Segura, A. 2007. *Informe del impacto de los fondeaderos sobre el estado de conservación de los hábitats de fanerógamas marinas en la Región de Murcia.* Centro Oceanográfico de Murcia, Murcia.

Ruiz, J.M. & Romero, J. 2001. Effects of *in situ* experimental shading on the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica. Marine Ecology Progress Series*, 215: 107-120.

Ruiz, J.M. & Romero, J. 2003.Effects of disturbances caused by coastal constructions on spatial structure, growth dynamics and photosynthesis of the seagrass *Posidonia oceanica. Marine Pollution Bulletin*, 43: 1523-1533.

Ruiz, J.M., Marín, A., Calvo, J.F. & Ramírez, L. 1993. Interactions between a floodway and coastal constructions in Aguilas bay (Southeastern Spain). *Ocean and Coastal Management*, 13(3): 241-262.

Ruíz, J.M., Pérez, M. & Romero, J. 2001. Effects of fish farm loadings on seagrass (*Posidonia*

oceanica) distribution, growth and photosynthesis. *Mar. Pollut. Bull.*, 42 (9): 749-760.

Ruiz, J.M., Ramos-Segura, A., García-Muñoz, R. 2007. Aparición y propagación del alga tropical *Caulerpa racemosa* en el litoral de la Región de Murcia. *Revista del Instituto Español de Oceanografía*, 8: 29-35.

Ruíz, J.M., Marin-Guirao, L., Sandoval-Gil, J.M., 2009a. Responses of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* to *in situ* simulated salinity increase. *Botanica Marina*, 52: 459-470.

Ruiz, J.M, Pérez, M., Romero, J. & Tomas, F. 2009b. The importance of herbivory on the decline of a seagrass (*Posidonia oceanica*) meadow near a fish farm: an experimental approach. *Botanica Marina*, 52: 449-458.

Ruiz, J.M., García-Muñoz, R., García-Moreno, P. 2009c. *Cartografía de una pradera de* Posidonia oceanica *entre el Cabo del Agua y la Cala del Gorguel (Cartagena, Murcia)*. Informe Técnico. Instituto Español de Oceanografía y la Asociación de Naturalistas del Sureste.

Ruiz, J.M, Marcos, C. & Sánchez-Lizaso, J.L. 2010a. Remote influence of off-shore fish farm waste on Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) meadow. *Marine Environmental Research*, 69: 118-126.

Ruiz, J.M, Barberá, C., Marin, L., García, R., Bernardeau, J. & Sandoval, J.M. 2010b. *Las praderas de* Posidonia *en Murcia. Red de seguimiento y voluntariado ambiental*. Centro Oceanográfico de Murcia. Instituto Español de Oceanografía. 57 pp. http://hdl.handle.net/10508/495

Ruiz, J.M., Marín-Guirao, L., Bernardeau-Esteller, J., Ramos-Segura, A., García, R. & Sandoval-Gil, J.M. 2011. Spread of the Invasive Alga *Caulerpa racemosa var. cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) along the Mediterranean Coast of the Murcia Region (SE Spain). *Animal Biodiversity and Conservation*, 34: 73-82.

Ruiz, J.M., Marin-Guirao, L., Garcia-Muñoz, R. & Ramos-Segura, A. 2013. *Respuesta de las angiospermas marinas mediterráneas* Posidonia oceanica *y* Cymodocea nodosa *a estrés hiperosmótico (OSMOGRASS II)*. Informe final proyecto Plan Nacional.

Ruiz, J.M., García-Muñoz, R., Belando-Torrentes, M.D. & Ramos-Segura, A. 2014. *Informe anual del proyecto: red de seguimiento de* Posidonia oceanica *y cambio climático en la Región de Murcia (2004-2014).* Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Murcia, San Pedro del Pinatar, Murcia, 122 pp. http://hdl.handle.net/10508/8707

Rumeu-Ruiz, B., Pérez-Pérez, J.A., Hernández-Ferrer, M., Aldanon-Doaristizabal, N. & Gil-Rodríguez, M.C. Genetic characterization of *Zostera noltii* (Zosteraceae, Magnoliophyta) in Lanzarote, Canary Islands. *Vieraea*, 35: 33-42.

Ruiz de la Rosa, M. 2006. Preliminary results of experimental evaluation about different methods of transplanting *Cymodocea nodosa* in the Canary Islands. *Biol. Mar. Medit.* 13(4): 267-271.

Ruiz de la Rosa, M. 2011. Viabilidad del trasplante de *Cymodocea nodosa* en Canarias. Memoria del Diploma de Estudios Avanzados, ULPGC, 83 pp.

Ruiz de la Rosa, M. 2013. *Seguimiento del Estado de Conservación del hábitat de la especie* Cymodocea nodosa *en la bahía de Formas y de Arinaga.* ECOS Estudios Ambientales y Oceanografía. Informe Técnico. 69 pp.

Ruiz de la Rosa, M. (in press). *Cymodocea nodosa* transplant in the Canary Islands: A restoration tool for damaged areas. *Restoration Ecology*.

Ruiz de la Rosa, M, Louzara, G., García, N., Zarranz, M., Manent, P. & González, N. 2006. Evaluación de una experiencia de transplante de *Cymodocea nodosa* en las islas Canarias. En: Ballesteros, M., Palacín., C. & Turón, X. (eds.), *XIV SIEBM*, 72-73 (225).

Ruiz de la Rosa, M, Louzara, G., Zarranz, M. & González, N. 2006. Efecto de las condiciones meteorológicas en una pradera de *Cymodocea nodosa* en las Islas Canarias. En: Ballesteros, M., Palacín, C. & Turón, X. (eds.), *XIV SIEBM*, 202 (225).

Ruiz de la Rosa, M., Portillo, E., Ruiz, J.M. & Marín-Guirao, L. 2012. *Estudio experimental de la respuesta de la fanerógama marina Cymodocea nodosa al vertido de salmuera*. Documento Técnico. Proyecto Venturi. 100 pp.

Salazar, C., Melendo, M., Quesada, J., Marchal, F.M. & Lendínez. M.L. 2008. Notas sobre la flora higrófila de Andalucía oriental. *Lagascalia,* 28*:* 457-472.

Sales, M., Garcia, A., Cebrián, E. & Ballesteros, E. 2004. *Estudi sobre el fons marí de l'Illa de l'Aire.* Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CSIC). Informe científico-técnico inédito*.*

Salivas-Decaux, M. 2009. *Contamination du littoral méditerranéen à travers l'utilisation des herbiers à* Posidonia oceanica *(L.) Delile et à* Cymodocea nodosa *(Ucria) Ascherson.* Tesis doctoral. Université de Corse Pasquale Paoli.

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.

Sánchez, J.M. 1995. *Caracterización florística y fitosociológica de las rías de Ortigueira y Ladrido (Noroeste de la Península Ibérica) en relación con factores ambientales*. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela.

Sanchez, F., Lissardy, M. & de Casamajor, M.N. 2010. *Points de surveillance DCE en Côte basque: Masse d'eau FRFT8 Bidassoa – Bilan 2007/2008/2009. Herbier à* Zostera noltii. Rapport Ifremer. R.INT.DCN/HGS/LRHA 10-001, 31 pp.

Sánchez-Arcilla, J.A., Valdemoro, H. I., Gracia, V., Solé, F., Ariza. E. & Mendoza, T., 2008. *Estat de la zona costanera a Catalunya. Volumen I. Aspectes metodologics.* Laboratori d'Enginyeria Marítima. Universitat Politécnica de Catalunya*.*

Sánchez-Gómez, P. & J. Guerra Montes. 2003. *Nueva flora de Murcia. Plantas vasculares.* Diego Marín, Murcia, 499 pp.

Sánchez-Jerez, P. & Ramos, A.A., 1996. Detection of environmental impacts by bottom trawling on *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows: sensitivity of fish and macroinvertebrate communities. *J. Aq. Ecos. Health.*, 5: 239-253.

Sánchez-Jerez, P. & Ramos, A. 2000. Changes in fish assemblages associated with the deployment of an antitrawling reef in seagrass meadows. *Trans Am Fisheries Soc*., 129: 1150-1159.

Sánchez-Jerez, P., Barberá-Cebrián, C. & Ramos-Esplá, A.A. 1999. Daily vertical migrations in the epifauna associated with *Posidonia oceanica* meadows. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.*, 79: 971-977.

Sánchez-Jerez, P., Barberá-Cebrián, C. & Ramos, A.A., 2000. Influence of the structure of *Posidonia oceanica* meadow modified by bottom trawling on crustacean assemblages: comparison of amphipods and decapods. *Sci. Mar.*, 64: 319-326.

Sánchez-Lizaso, J.L. 2004. Impactos sobre *Cymodocea nodosa*. En: Luque, A. y J. Templado (Coords). *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 153-156, 336 pp.

Sánchez-Lizaso, J.L. 2009. La importancia de las redes de seguimiento de las praderas de *Posidonia oceanica*. En: *Posidonia oceanica*. *Redes de seguimiento y estado de conservación en el mediterráneo español*. Diputación de Alicante, 21-24.

Sánchez-Lizaso, J.L. & Ruiz, J.M. 1993. Floraciones recientes de *Posidonia oceanica* (L.) Delile en el sudeste de la península ibérica. *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía*, 11: 105-110.

Sánchez-Lizaso, J.L., Guillén-Nieto, J.E. & Ramos, A.A. 1990. The regression of *Posidonia oceanica* meadow in El Campello (Spain). *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.* 32, 1, B-I 10:7.

Sánchez-Lizaso, J.L., Bayle, J.T., González-Correa, J.M., Ramos, A.A., Sánchez-Jerez, P. & Valle, C. 2002. Impacto de la pesca de arrastre sobre las praderas de *Posidonia oce-*

anica en el Mediterráneo ibérico. En: Sánchez-Lizaso, J.L., LLeonart, J. (eds.), *Actas de la Séptima Reunión del Foro Científico sobre la Pesca Española en el Mediterráneo*. Editorial Club Universitario, Alicante, 95-101.

Sánchez-Lizaso, J.L., Romero, J., Ruíz, J.M., Gacia, E., Buceta, J.L., Invers, O., Fernández-Torquemada, Y., Terrados, J. & Borum, J. 2004. Why are seagrasses important? Goods and services provided by seagrass meadows. In: Borum, J., Duarte, C.M., Greeve, T.M. (eds.), *European seagrasses: an introduction to monitoring and management.* The M&MS project, 8-10. http://www.seagrasses.org

Sánchez-Lizaso, J.L., Fernández-Torquemada, Y., González-Correa, J.M., Ramos, A.A., Valle, C. & Rodríguez, S. 2005. *Evaluación de los efectos de la alimentación artificial de playas sobre las praderas de* Posidonia oceanica. Informe Técnico Universidad de Alicante, Adena, 44 pp.

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

Sánchez-Lizaso, J.L., Fernández-Torquemada, Y. & González-Correa, J.M. 2009. Evaluation of the viability of *Posidonia oceanica* transplants associated with a marina expansion. *Bot. Mar.*, 52: 471-476.

Sánchez-Moyano, J.F, Estacio, F.J., García-Adiego, E.M. & García-Gómez, J.C. 1998. Las praderas submarinas de la bahía de Algeciras. Evolución histórica y planes para su restauración y conservación. *Almoraima*, 19: 173-180.

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 oceanica* (L.) Delile. En: Tomo extraordinario. *125 Aniversario de la Real Sociedad Española de Historia Natural.* 448-450.

Sánchez-Poveda, M., Escrihuela, J., Gallego, C., Julibert, J., Britz, A. & Alemán, J.F. 2002. *Seguimiento de arrecifes artificiales de Mazarrón. Caracterización de la pradera de* Posidonia oceanica*.* Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. http://www.carm.es/web/

Sánchez-Poveda, M., Escrihuela, J., Gallego, C., Julibert, J., Britz, A. & Alemán, J.F. 2004. *Seguimiento de arrecifes artificiales de la Región de Murcia. Águilas-Punta Parda y Portús-Isla de las Palomas*. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. http://www.carm.es/web/

Sandoval-Gil, J.M. 2012. *Respuestas ecofisiológicas de angiospermas marinas mediterráneas* (Posidonia oceanica *y* Cymodocea nodosa) *frente a condiciones de estrés hipersalino*. Tesis doctoral. Instituto Español de Oceanografía y Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada (Universidad de Alicante), Alicante, 230 pp.

Sandoval-Gil, J.M., Marín-Guirao, L. & Ruiz, J.M. 2012a. Water relations and osmolyte concentrations in Mediterranean seagrasses (*Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa*) in response to simulated salinity increase. *Marine Biology*, 159: 1129-1141.

Sandoval-Gil, J.M., Marín-Guirao, L. & Ruiz, J.M. 2012b. Effect of salinity increase on photosynthesis, growth and survival of the seagrass *Cymodocea nodosa. Estuarine, coastal and Shelf Science*, 115, 260-271.

Sandoval-Gil, J.M., Ruiz, J.M., Marín-Guirao, L., Bernardeau-Esteller, J., Sánchez-Lizaso, J.L. 2014a. Ecophysiological plasticity of shallow and deep populations of the Mediterranean seagrasses *Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa* in response to salinity stress. *Marine Environmental Research*, 95: 39-61.

Sandoval-Gil, J.M., Barrote, I., Silva, J., Olivé, I., Monya, M., Costa, Ruiz, J.M., Marín-Guirao, L., Sánchez-Lizaso, J.L. & Santos, R. 2014b. Plant–water relations of intertidal and subtidal seagrasses. *Marine Ecology*, 1-17. DOI: 10.1111/maec.12230.

Santarrufina-Sanmartín, J.E. 2007. El regadío en

las Islas Baleares. Uso de agua depurada. *Investigaciones Geográficas*, 43: 85-96.

Sanz, J.L. & Rey, J. 1989. Estudio de campos de algas con sonar de barrido lateral. *Bol. Inst. Esp. Oceanografía*, 1(1): 115-118.

Sardà, R. 1991. Polychaete Communities Related to Plant Covering in the Mediolittoral and Infralittoral Zones of the Balearic Islands (Western Mediterranean). *P.S.Z.N.I.: Marine Ecology*, 12(4): 341-360.

Sarriá Alonso, F. 2006. El clima mediterráneo español. En: Ballesteros, G., Pérez-Ruzafa, A. (coords.), *Contrastes naturales en la Región Bioclimática del Mediterráneo*. Ayuntamiento de Murcia, Murcia, 29-38.

Schlacher-Hoenlinger, M.A. & Schlacher, T.A. 1998. Accumulation, contamination, and seasonal variability of trace metals in the coastal zone-patterns in a seagrass meadow from the Mediterranean. *Marine Biology*, 131: 401-410.

Seoane-Camba, J. & Campo, J. 1968. Resultados de una primera exploración con escafandra autónoma en la ría de Vigo. *Publ. Téc. Junta de Estudios de Pesca*, 7: 333-344.

Serra-Laliga, L. 2007. *Estudio crítico de la flora vascular de la provincia de Alicante: aspectos nomenclaturales, biogeográficos y de conservación*. Real Jardín Botánico (CSIC), Madrid, 1.414 pp.

Serrano, A., Ruíz, J.M., Punzon, A., Ordines, F., Tello, O., Ramos, A., Mas, J., Garrido, D., Rodriguez, J.C., Gonzalez-Irusta, J.M., Farriols, M.T. 2012. *Estrategia marina. Demarcación marina Levantino-Balear Parte IV. Descriptores del buen estado ambiental. Descriptor 6: fondos marinos. Evaluación inicial y buen estado ambiental*. Ministerio de Agricultura, Alimentacion y Medio Ambiente Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado: http://publicacionesoficiales.boe.es/

Serrano, O., Martinez-Cortizas, A., Mateo, M.A., Biester, H. & Bindler, R. 2013. Millennial scale impact on the marine biogeochemical cycle of mercury from early mining on the Iberian Peninsula. *Global Biogeochemical Cycles*, 27: 21-30.

Serrano, O., Mateo, M.A., Duenas-Bohorquez, A., Renom, P., Lopez-Saez, J.A. & Martinez Cortizas, A. 2011. The *Posidonia oceanica* marine sedimentary record: A Holocene archive of heavy metal pollution. *Science of the Total Environment*, 409: 4831-4840.

Setchell, W.A. 1935. Geographic elements of the marine flora of the North Pacific Ocean. *American Naturalist*, 69: 560-577.

Shaw, E. 1993. The seagrass meadows of Gibraltar. *Alectoris*, 8: 66-69.

Short, F.T. & Neckles, H.A. 1999. Review. The effects of global climate change on seagrasses. *Aquatic Botany*, 63: 169-196.

Short, F.T., Carruthers, T.J.B., Dennison, W. & Waycott, M. 2007. Global seagrass distribution and diversity: a bioregional model. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 350, no. 1-2: 3-20.

Short, F.T., Polidoro, B., Livingstone, S.R., Carpenter, K.E., Bandeira, S., Bujang, J.S., Calumpong, H.P., Carruthers, T.J.B., Coles, R.G., Dennison, W.C., Erftemeijer, P.L.A., Fortes, M.D., Freeman, A.S., Jagtap, T.G., Kamal, A.H.M., Kendrick, G.A., Kenworthy, W.J., La Nafie, Y.A., Nasution, I.M., Orth, R.J., Prathep, A., van Sanciangco, J.C., Tussenbroek, B., Vergara, S.G., Waycott, M., Zieman, J.C. 2011. Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biological Conservation*, 144: 1961-1971.

Silván, F. & Campos, J.A. 2002. *Estudio de la flora vascular amenazada de los estuarios de la Comunidad Autónoma del País Vasco.* Informe Inédito realizado para el Dpto. de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio del Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz, 100 pp.

Silvestre, J. 2000. *Faunística y ecología de los Crustáceos Decápodos de las Islas Chafarinas (Mar de Alborán, Mediterráneo Occidental) y estudio de sus variaciones temporales en las praderas de* Posidonia oceanica*.* Tesis Doctoral. Universidad de Valencia, 436 pp.

Solaun, O. & Rodríguez, J.G. 2013. *Asesoría técnica con relación a la calificación de las Zo-*

nas de Producción de Moluscos en el País Vasco, 2013. Elaborado por AZTI-Tecnalia para la Dirección de Pesca y Acuicultura, Viceconsejería de Agricultura, Pesca y Política Alimentaria, Dpto. de Desarrollo Económico y Competitividad, Gobierno Vasco, 21 pp.

Soñora, F.X. 1989. Flora vascular de Valdoviño. *Concepción Arenal, Ci. y Humanidades*, 22: 93-115.

Souto, J. 2012. *Distribución de* Zostera marina *en las rías de Ferrol y Ares*. Informe técnico elaborado para la Sociedad Gallega de Historia Natural. 3 pp.

Stace, C. 1991. *New Flora of the British Isles*. Cambridge University Press.

Talavera, S. 2010. *Zostera* L. In: Talavera, S., Gallego, M.J., Romero-Zarco, C., Herrero, A. (eds.), *Flora Iberica*. Vol. 17, C.S.I.C., Madrid, 109-113.

Talavera, S. & García, P. 1987. *Ruppia* L. En: Valdés, B., Talavera, S., Fernández-Galiano, E. (eds.), *Flora Vascular de Andalucía Occidental*. Volumen 3, Ketres Editora, Barcelona.

Tanaka, N., Kuo, J., Omori, Y., Nakaoka, M. & Aioi, K. 2003, Phylogenetic relationships in the genera *Zostera* and *Heterozostera* (*Zosteraceae*) based on *mat*K sequence data. *Journal of Plant Research*, 116: 273-279.

Templado, J. 1984. Moluscos de las praderas de *Posidonia oceanica* en las costas del Cabo de Palos (Murcia). *Investigación Pesquera*, 48(3): 509-526.

Templado, J., Ballesteros, E., García Raso, J.E., San Martín, G., López-García, E., Salas, C., Luque, Á.A, Sánchez-Lizaso, J.L. & Moreno, D. 2004. La comunidad posidonícola. En: Luque, Á.A., Templado, J. (coords.), *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 89-116.

Terrados, J. 1993. Sexual reproduction and seed banks of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson meadows on the southeast Mediterranean coast of Spain. *Aquatic Botany*, 46: 293-299.

Terrados, J. & Ros, J.D. 1991. Production dynamics in a macrophyte-dominated ecosystem: the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain). In Ros, J.D. and Prat, N. (Eds.) Homenaje a Ramon Margalef or, why there is such pleasure in studying nature?. *Oecologia Aquatica*, 10: 255-270.

Terrados, J. & Ros, J.D. 1992a. Growth and primary production of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in a Mediterranean coastal lagoon: the Mar Menor (SE Spain). *Aquatic Botany*, 43: 63-74.

Terrados, J. & Ros, J.D. 1992b. The influence of temperature on seasonal variation of *Caulerpa prolifera* (Forsskal) Lamouroux photosynthesis and respiration. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 162: 199-212.

Terrados, J. 1993. Sexual reproduction and seed banks of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson meadows on the southeast Mediterranean coast of Spain. *Aquatic Botany*, 46: 293-299

Terrados, J. & Ros, J.D. 1995a. Temporal variation of the biomass and structure of *Caulerpa prolifera* (Forsskal) Lamouroux meadows in the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Scientia Marina*, 59: 49-56.

Terrados, J. & Ros, J.D. 1995b. Temperature effects on photosynthesis and depth distribution of the seagrass *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in a mediterranean coastal lagoon: the Mar Menor (SE Spain). *P.S.Z.N.I.: Marine Ecology*, 16: 133-144.

Thayer, G.W., Kenworthy, W.J. & Fonseca, M.S. 1984. *The Ecology of Eelgrass Meadows of the Atlantic Coast: A Community Profile*. U.S. Fish and Wildlife Service Division of Biological Services. FWS/OBS-84/02.

Thresher, R.E., Nichols, P.D., Gunn, J.S., Bruce, B.D. & Furlani, F.M. 1992. Seagrass detritus as the basis of a coastal planktonic foodchain. *Limnology and Oceanography*, 37: 1754-1758.

Todd, J., Pumo, D., Azaele, S., Muneepeerakul, R., Miralles-Wilhelm, F.R., Rinaldo, A. & Rodriguez-Iturbe, I. 2010. Hydrological drivers of

wetland vegetation community distribution within Everglades National Park, Florida*. Advances in Water Resources*, 33: 1279-1289.

Tomas, F., Turon, X. & Romero, J. 2005. Seasonal and small-scale spatial variability of herbivory pressure on the temperate seagrass Posidonia *oceanica*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 301: 95-107.

Tomasello, A., Di Maida, G., Calvo, S., Pirrota, M., Borra, M. & Procaccini, G. 2009. Seagrass meadows at the extreme of environmental tolerance: the case of *Posidonia oceanica* in a semi-enclosed coastal lagoon. *Marine Ecology*, 30: 288-300.

Tomlinson, P.B. & Posluzny, U. 2001. Generic limits in the seagrass family Zosteraceae. *Taxon*, 50: 429-437.

Torres-Gávila, F.J. 2008. *Estudio faunístico, ecológico y ambiental de la fauna de anélidos poliquetos de sustratos sueltos de las Islas Chafarinas (Mar de Alborán, SW Mediterráneo)*. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia, 708 pp.

Torres, J., Giner, I.M., Benedito, J., Esteban, J.L., Capaccioni, R. & García-Carrascosa, M. 1990a. Distribution and Preliminary Evaluation of the State of the *Posidonia oceanica* Meadows on the Coasts of Alicante (Spain, Western Mediterranean). *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.*, 32(1): 9.

Torres, J., García-Carrascosa, A.M., Benedito, V., Esteban, J.L., Giner, I.M. & Capaccioni, R. 1990b. *Posidonia oceanica* Berrier – Reefs at Spain Eastern Coasts. Preliminary data. *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.*, 32(1):9.

Troncoso, J.S. 1990. *Malacología bentónica de la Ría de Ares y Betanzos: Estudio faunístico y ecológico.* Tesis Doctoral. Universidad Santiago de Compostela, 806 pp.

Troncoso, J., Urgorri, V., 1991. Los moluscos intermareales de la Ría de Ares y Betanzos (Galicia, España). *Nova Acta Científica Compostelana (Bioloxía)*, 2: 83-89.

Tutin, T.G. 1980. *Zostera* L. In: Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Moore, D.M., Valentine, D.H., Walters, S.M. & Webb, D.A. (eds.), *Flora Europaea* 5. Cambridge University Press, Cambridge, 12 pp.

Tuya, F., Martín, J.A. & Luque, A. 2002. The impact of a marina construction on a *Cymodocea nodosa* seagrass meadow and the associated fish assemblages: an example from Playa Blanca (Lanzarote, Canary Islands). *Journal of Coastal Conservation*, 8: 57-64.

Tuya, F., Boyra, A., Sánchez-Jerez, P. & Haroun, R.J. 2005. Multivariate analysis of the bentho-demersal ichthyofauna along soft bottoms of the Eastern Atlantic: comparison between unvegetated substrates, seagrass meadows and sandy bottoms beneath sea-cage fish farms. *Marine Biology*, 147(5): 1229-1237.

Tuya, F., Martín, J.A. & Luque, A. 2006. Seasonal cycle of a *Cymodocea nodosa* seagrass meadow and associated ichthyofauna at Playa Dorada (Lanzarote, Canary Islands, eastern Atlantic). *Ciencias Marinas*, 32, 695-704.

Tuya, F., Hernández-Zerpa, H., Espino, F. & Haroun, R. 2013a. Drastic decadal decline of the seagrass *Cymodocea nodosa* at Gran Canaria (Eastern Atlantic): interactions with the green algae *Caulerpa prolifera*. *Aquatic Botany*, 105: 1-6.

Tuya, F., Espino, F. & Terrados, J. 2013b. Preservation of seagrass clonal integration buffers against burial stress. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 439: 42-46.

Tuya, F., Viera-Rodríguez, M.A., Guedes, R., Espino, F., Haroun, R. & Terrados, J. 2013c. Seagrass responses to nutrient enrichment depend on clonal integration, but not flow-on effects on associated biota. *Marine Ecology Progress Series*, 490: 23-35.

Tuya, F., Png-Gonzalez, L., Riera, R., Haroun, R., Espino, F. 2014a. Ecological structure and function differs between habitats dominated by seagrasses and green seaweeds. *Marine Environmental Research*, 98: 1-13.

Tuya, F., Ribeiro-Leite, L., Arto-Cuesta, N., Coca, J., Haroun, R., Espino, F. 2014. Decadal changes in the structure of *Cymodocea nodosa* seagrass meadows: Natural vs. human

influences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 137: 41-49.

Tyerman, S.D. 1989. Solute and wáter relations in seagrasses. In: Larkum, A.W.D., Mc Comb, A.J., Sheperd, S.A., (eds.), *Biology of seagrasses: a trataise on the biology of seagrasses with special reference to the Australian region*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, 723-759.

UICN, 2004. Mediterranean marine aquaculture and environment: identification of issues. Prepared by D. de Monbrison in prevision of the workshop on Mediterranean aquaculture and environment organized by the IUCN Centre for Mediterranean Cooperation UICN. Centre for Mediterranean Cooperation. Disponible en: http://www.uicnmed.org/web2007/documentos/Mediterranean_marine_aquaculture.pdf

UICN, 2012. *Propuesta de una red representativa de áreas marinas protegidas en el mar de Alborán / Vers un réseau représentatif d'aires marines protégées dans la mer d'Alboran*. Gland, Suiza y Málaga, España, UICN, 124 pp.

Urra, J., Marina, P. & Rueda, J.L. 2008. S.O.S. por las praderas marinas en la Costa del Sol. *Quercus*, 270: 28-38.

Urra, J., Mateo, A., Marina, P., Rueda, J.L. & García-Raso, J.E. 2011. First records of *Posidonia oceanica* flowering at its westernmost distributional limit (Málaga, Alboran Sea). *Botánica Marina*, 54: 101-104.

Urra, J., Mateo-Ramírez, Á., Marina, P., Salas, C., Gofas, S. & Rueda, J.L. 2013. Highly diverse molluscan assemblages of *Posidonia oceanica* meadows in northwestern Alboran Sea: seasonal dynamics and environmental drivers. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 117: 136-147.

Usabiaga, J.I., Sáenz-Aguirre, J., Valencia, V. & Borja, Á. 2004. Climate and meteorology: variability and its influence on the ocean. In: Borja, Á., Collins, M. (eds.), *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*. *Elsevier Oceanography Series*. Amsterdam, 70: 75-95.

Valdés-Bermejo, E. & Silva-Pando, F.J. 2004. *La vegetación del istmo de A Lanzada*, 2ª ed. Diputación Provincial de Pontevedra, Servicio de Publicaciones, 70 pp.

Valdés, B., Girón, V., Sánchez-Gullón, E. & Carmona, I. 2010. *Guía de las especies de interés de la flora de Doñana y su Comarca*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.

Valencia, V. & Franco, J. 2004. Main characteristics of the water masses. In: Borja, Á., Collins, M. (eds.), *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*. Elsevier Oceanography Series, Amsterdam, 70: 197-232.

Valle, C. 2000. *Análisis multiescalar de la estructura de la ictiofauna de praderas de* Posidonia oceanica *(L.) delile, 1813: efecto de la pesca de arrastre*. Tesis de Licenciatura. Universidad de Alicante, 184 pp.

Valle, C., Bayle, J.T. & Ramos-Esplá, A.A. 2001. Estudio multiescalar de la ictiofauna asociada a praderas de *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813 en Alicante (sudeste ibérico). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 17(1 y 2): 49-60.

Valle, M., Borja, Á., Galparsoro, I., Garmendia, J.M. & Chust, G. 2010. Estudio del hábitat idóneo para *Zostera noltii* y su modificación bajo un escenario de cambio climático en el estuario del Oka. *Revista de Investigación Marina*, 17(1): 1-12.

Valle, M., Borja, Á., Chust, G., Galparsoro, I. & Garmendia, J.M. 2011. Modelling suitable estuarine habitats for *Zostera noltii*, using Ecological Niche Factor Analysis and Bathymetric LiDAR. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 94: 144-154.

Valle, M., Chust, G., del Campo, A., Wisz, M.S., Olsen, S.M., Garmendia, J.M. & Borja, Á. 2014. Projecting future distribution of the seagrass *Zostera noltii* under global warming and sea level rise. *Biological Conservation*, 170: 74-8.

Vargas-Yáñez, M., Moya, F., García-Martínez, M.C., Tel, E., Zunino, P., Plaza, F., Salat, J., Pascual, J., López-Jurado, J.L. & Serra. M. 2010. Climate change in the Western Med-

iterranean Sea 1900–2008. *Journal of Marine Systems*, 82: 171-176.

Vassallo, P., Paoli, C., Rovere. A., Montefalcone, M., Morri, C. & Bianchi, C.N. 2013. The value of the seagrass *Posidonia oceanica*: A natural capital assessment. *Marine Pollution Bulleti*, 71: 157-167.

Vázquez, V.M., Sánchez-Corominas, T., Peón-Torre, P., García-Díaz, S. & Fernández-Prieto, J.A. 2014. 33. Diversidad de *Zostera* L. s.l. en las costas asturianas. In: Fernández-Prieto, J.A., Vázquez, V.M., Bueno-Sánchez, A. & Cires-Rodríguez, E. (eds.), *Notas corológicas, sistemáticas y nomenclaturales para el catálogo de la Flora Vascular del Principado de Asturias II.* Documentos del Jardín Botánico Atlántico, Gijón, 276-277.

Vázquez-Luis, M. 2011. *Ecological effects of* Caulerpa racemosa *var.* cylindracea *on amphipods assemblages (Amphipoda, Crustacea) associated with shallow water habitats in the Mediterranean Sea*. PhD Thesis. Universidad de Alicante, 123 pp.

Vázquez-Luis, M. & Deudero, S. 2014. *Estado de conservación del bivalvo amenazado* Pinna nobilis *en el Parque Nacional de Cabrera. Memoria justificativa del desarrollo del proyecto.* Informe final.

Vázquez-Luis, M., Banach-Esteve, G., Álvarez, E., Deudero, S. 2014. *Colonization on Pinna nobilis at a Marine Protected area: extend of the spread of two invasive seaweeds*. Marine Biological Association of the United Kingdom.

Velasco, J., Lloret, J., Millán, A., Marín, A., Barahona, J., Abellán, P. & Sánchez-Fernández, D. 2006. Nutrient and particulate inputs into the Mar Menor lagoon (SE Spain) from an intensive agricultural watershed. *Water, Air and Soil Pollution*, 176: 37-56.

Verdiell-Cubedo, D., Oliva-Paterna, F.J. & Torralva-Forero, M. 2007. Fish assemblages associated with *Cymodocea nodosa* and *Caulerpa prolifera* meadows in the shallow areas of the Mar Menor coastal lagoon. *Limnetica*, 26 (2): 341-350.

Vergara-Martín, J.M., Haroun-Tabraue, R., González-Henríquez, M.N., Molina-Domínguez, L., Briz-Miquel, M.O., Boyra-López, A., Gutiérrez-Martínez de Marañón, L. & Ballesta-Méndez, A. 2005. *Evaluación de Impacto Ambiental de Acuicultura en Jaulas en Canarias*. Vergara-Martín, J.M., Haroun-Tabraue, R. & González-Henríquez, N. (eds.), Oceanográfica, Telde, 110 pp.

Villares, R., Puente, X. & Carballeira, A. 1999. Nitrogen and phosphorus in *Ulva* sp. in the Galician Rias Bajas (northwest Spain): Seasonal fluctuations and influence on growth. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, 15: 337-341.

Villèle de X. & Verlaque, M. 1995. Changes and degradation in a *Posidonia oceanica* bed invaded by the introduced tropical algae *Caulerpa taxifolia* in the North Western Mediterranean. *Bot. Mar.*, 38: 79-87.

Virnstein, R.W. & Morris, L.J. 1996. *Seagrass preservation and restoration: a diagnostic plan for the Indian River Lagoon*. St. Johns River Water Management District, Palatka, Florida.

VV.AA. 2012. *Estrategias marinas: evaluación inicial, buen estado ambiental y objetivos ambientales.* Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Secretaría General Técnica, Centro de Publicaciones, Madrid. http://www.magrama.gob.es/es/costas/temas/estrategias-marinas/em_documento_marco.aspx

Waycott, M., Procaccini, G., Les, D.H. & Reusch, T. 2006. Seagrass evolution, ecology and conservation: a genetic perspective. In: Larkum, A.W.D., Orth, R.J. & Duarte, C.M. (eds.), *Seagrass: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, Dordrecht, The Netherlands, 25-50.

Waycott, M., Duarte, C.M., Carruthers, T.J.B.R., Orth, J., Dennison, W.C., Olyarnike, S., Calladinea, A., Fourqurean, J.W., Heck Jr., K.L., Hughes, A.R., Kendrick, G.A., Kenworthy, W.J., Short, F.T., Williams, S.L., 2009. Accelerating loss of seagrass across the globe threatens coastal ecosystems. Proceedings of the National Academy of Sciences, 106 : 12377-12381.

Winch, N.I. 1836. Notes on a collection of plants made in the Province of Asturias, in the year 1835, by M. Durieu. *Companion to the Botanical Magazine*, 2: 315-326.

Wirtz, P. 1995. One vascular plant and ten invertebrate species new to the marine flora and fauna of Madeira. Arquipelago. *Life and Marine Science*, 13A: 119-123.

Wyllie-Echeverria, S., Anel, P. & Cox, P.A. 2000. Seagrass conservation: Lessons from ethnobotany. *Pacific Conservation Biology*, 5: 329-335.

Yus, R. & Cabo, J.M. 1986. *Guía de la naturaleza de la región de Melilla. Unidad ambiental VIII, Las islas Chafarinas.* Ayuntamiento de Melilla (ed.).

Zarranz-Elso, M., Gonzalez-Henríquez, N., García-Jiménez, P., Robaina, R.R. 2010. Restoration of *Cymodocea nodosa* (Uchria) Ascherson seagrass meadows through seed propagation. Germination in vitro, seedlings culture and field transplants. *Bot. Mar.*, 53(2): 173-181.

Zarranz, M. & Manent, P. 2013. *Caracterización genética de praderas de Zostera noltii de la Costa Atlántica Marroquí y Canarias.* Informe Técnico. Proyecto TechMARAT, Programa Operativo de Cooperación Transfronteriza España-Fronteras Exteriores (POCTEFEX). 55 pp. www.techmarat.org.

Glosario

Abiótico: carente de vida o de relación con la vida. Entendemos por factores ambientales abióticos aquellos que no están asociados a la actividad de los seres vivos (físicos, químicos y geológicos).

Abisal: relacionado con la zona o piso abisal, espacio del fondo marino que corresponde a la llanura comprendida entre la base del talud continental y el borde de las grandes fosas oceánicas (es decir, entre 2000-3000 y 6000 metros aproximadamente). Para algunos autores, este término se aplica también a aquello relacionado con la porción de la columna de agua oceánica entre dichas profundidades.

Afloramiento: en oceanografía, fenómeno que consiste en la ascensión hacia la capa fótica de aguas profundas ricas en nutrientes, que fertilizan las aguas superficiales y estimulan el crecimiento del fitoplancton.

Aguas residuales: aguas de rechazo, provenientes de uso doméstico o industrial, con contenidos variables en detritos, microorganismos y sustancias disueltas, a menudo contaminantes.

Alelopático: relacionado con la alelopatía, fenómeno biológico que consiste en la producción, por parte de un organismo cualquiera, de un compuesto que influye en el crecimiento, supervivencia o reproducción de otros organismos.

Alga: denominación sin valor taxonómico que se usa para referirse a organismos uni o pluricelulares, fotosintéticos, de vida casi exclusivamente acuática, con una organización en tejidos muy simple o ausente y con diferenciación morfológica limitada.

Alguero: denominación por la que se conoce popularmente a las praderas de angiospermas marinas, más raramente poblaciones extensas de algunas algas.

Angiospermas: grupo de plantas superiores con raíz, tallo y hojas, que se reproducen mediante flores y semillas y se caracterizan por presentar frutos cerrados.

Anoxia: ausencia de oxígeno.

Arcilla: sedimento o depósito mineral formado por un material muy fino que químicamente corresponde a silicatos de aluminio hidratados. También se denomina así a la fracción granulométrica de un sedimento cuyos componentes son todos menores de 1/256 mm (0,0039 mm) de diámetro.

Arena: sedimento clástico compuesto predominantemente por granos de tamaño entre 1/16 (0,0625) y 2 milímetros.

Arrecife: en sentido estricto, banco o bajío formado en el mar por cualquier tipo de sustrato duro, como rocas, piedras o concreciones biológicas. En un contexto de biología marina, el significado suele extenderse, por influencia de la lengua inglesa, a cualquier tipo de sustratos duro, desde los niveles intermareales a las grandes profundidades.

Arrecife artificial: construcción de hormigón, fibra de vidrio u otros materiales que se su-

merge con el fin de obtener estructuras que permitan el asentamiento de la vida marina, el cobijo de algunas especies o la protección, frente a determinados artes de pesca, de los hábitats vecinos.

Arrecife barrera: formación originada por el crecimiento vertical de las praderas de *Posidonia oceanica*, denominada así por analogía con ciertas formaciones coralinas propias de mares tropicales. En los arrecifes barrera, las hojas de la planta llegan a la superficie, y delimitan una masa de agua lagunar entre ellos y la costa.

Arribazón: en sentido estricto, llegada masiva de peces a las costas o puertos. En sentido amplio, este término hace referencia a cualquier llegada a la playa de materiales diversos, tales como algas, maderas, etc. En particular, las arribazones de restos, sobre todo de hojas, de *Posidonia oceanica* pueden formar depósitos de hasta varios metros de espesor.

Asociación: unidad base de la clasificación fitosociológica, conjunto de plantas de varias especies que tienden a vivir juntas, en una determinada región y bajo unas determinadas condiciones climáticas.

Bajamar: punto más bajo del reflujo o descenso de las aguas marinas en la costa debido a la marea, y también momento en que se produce. Se aplica asimismo al tiempo durante el que las aguas están en el punto más bajo de su recorrido mareal.

Banco: bajío que se prolonga en una superficie considerable. También se dice de una gran agrupación de peces, generalmente de una misma especie. Por analogía, puede usarse para designar agrupaciones de determinadas especies, como corales o grandes esponjas.

Batial: relacionado con la zona o piso batial, espacio del fondo marino comprendido entre el final de la plataforma continental y el final del talud, (es decir, entre unos 200 y 2000-3000 metros de profundidad. Para algunos autores, este término se aplica también a aquello relacionado con la porción de la columna de agua oceánica entre dichas profundidades.

Batimetría: Estudio que consiste en la determinación de la profundidad de los distintos puntos de un fondo marino (o de grandes lagos). Por extensión, características de la distribución topográfica de profundidades en una zona determinada.

Bentos: conjunto de organismos muy relacionados con el fondo marino (o el de ríos, embalses o lagos), adheridos o enterrados, desplazándose por encima de él o manteniendo con él algún tipo de interacción estrecha (trófica, reproductora, etc.)...

Biocenosis: conjunto de organismos de especies diversas que conviven en un espacio físico definido o biotopo y que pueden presentar relaciones de interdependencia. Suele usarse como sinónimo de *comunidad*.

Biodiversidad: variedad de formas que adopta la vida sobre la Tierra, y que incluye, entre otras, la variedad genética dentro de especies, la de especies, la de ecosistemas y la de paisajes. El concepto, definido así originariamente en la Cumbre de Río (1992), se aplica sobre todo para referirse a la variedad de especies (menos a menudo, algunas de los otros niveles de referencia) en contextos delimitados, tales como áreas biogeográficas o geográficas de mayor o menor extensión, hábitats, etc.

Biógeno: producido por la acción de los seres vivos, y también que produce vida. Suele usarse en su primera acepción.

Bionomía: estudio descriptivo de las biocenosis (o comunidades) o biotopos, en especial las del bentos marino. Se trata de un término probablemente tomado del francés, considerado arcaico y raramente utilizado fuera del contexto mencionado.

Biota: conjunto de organismos que viven en una determinada área geográfica.

Biótico: propio de los seres vivos o que se refiere a ellos.

Biotopo: espacio con unas condiciones ambientales adecuadas para que en él se desarrolle una determinada comunidad de seres vivos o biocenosis.

Blanquizal: en el contexto marino, nombre que se da a los fonos rocosos del medio infralitoral total o mayoritariamente desprovistos de cubierta de algas erectas, usualmente debido a la acción de animales herbívoros, como erizos de mar.

Bosques: en sentido estricto, lugar donde el elemento predominante de la vegetación son árboles. Por extensión, y en el ámbito bentónico marino, lugar donde el elemento visualmente predominante son organismos erectos de gran porte, en especial vegetales (angiospermas, grandes algas) pero también animales (gorgonias, corales, etc.).

Canto: componente grueso del sedimento, de tamaño comprendido entre 64 y 256 mm.

Carpelo: hoja modificada que forma la parte femenina de la flor de angiospermas, y que es portadora de las células que dan lugar al gametófito femenino.

Cárstico/kárstico: relativo a una formación geológica producida por la acción erosiva o disolvente del agua en un terreno calcáreo.

Cascajo: nombre con que se designa en las cartas náuticas y que dan los pescadores de algunas localidades a fondos con fragmentos de piedra, algas calcáreas y conchas, así como caparazones y otros restos de invertebrados, y que puede corresponderse con los fondos de *maërl.*

Cespitoso: que crece en forma de la hierba del césped, es decir, con numerosos ejes más o menos verticales densamente apretados.

Cianobacterias: grupo de organismos procariotas, unicelulares, filamentosos o agrupados en matrices mucosas, que se caracterizan por ser capaces de realizar fotosíntesis con desprendimiento de oxígeno y por poseer clorofila a y, en su mayor parte, otros pigmentos accesorios similares a los de las algas rojas (ficobilinas).

Cianofíceas: antigua denominación de las cianobacterias cuyo uso hoy se desaconseja, aunque todavía pervive en algunos textos.

Circalitoral: relacionado con la zona o piso circalitoral, espacio del fondo marino comprendido entre la profundidad máxima que alcanzan las fanerógamas marinas (para otros autores, profundidad a la que llega el 10% de la luz incidente en superficie) y la profundidad máxima compatible con la fotosíntesis de las macroalgas, es decir, entre 15-25 y 70-100 metros aproximadamente en el Mediterráneo occidental. Se usa también como sustantivo.

Clorofitas/clorófitas: conjunto de organismos fotosintéticos uni o pluricelulares (algas), que basan su fotosíntesis en las clorofilas a y b, tienen almidón como sustancias de reserva y están emparentados filogenéticamente con las plantas superiores. Suelen ser de color verde, lo que da lugar a su denominación como *algas verdes* y ocupan diversos hábitats, entre ellos hábitats marinos. Comunidad: conjunto de organismos de especies diversas que conviven en un espacio físico definido o biotopo y que pueden presentar relaciones de interdependencia. Suele usarse como sinónimo de *biocenosis.* Puede usarse también para designar, dentro de una comunidad en sentido estricto, un subconjunto de organismos de una determinada unidad taxonómica (*comunidad de algas, comunidad de moluscos*…) aunque en tales casos sería más correcto hablar de taxocenosis.

Concrecionamiento: masa que se forma por acumulación de partículas diversas unidas por alguna sustancia que actúa como cemento. En ecología marina, se suele aplicar a formaciones carbonatadas biógenas, como por ejemplo el coralígeno, el *trottoir*, etc. Aunque se usa con cierta frecuencia, se trata de un galicismo cuya forma correcta en castellano sería *concreción*.

Coralináceas: grupo de algas rojas calcificadas, que pueden ser ramificadas y articuladas o laminares. Forman parte importante de muchas comunidades bentónicas marinas de todo el mundo, como los arrecifes de coral o los fondos coralígenos.

Coralígeno: formación biológica característica del piso circalitoral mediterráneo, que se caracteriza por una base formada por algas coralináceas, sobre el que se asientan numerosas especies de todo tipo. Suele dar lugar a numerosos intersticios y oquedades

que albergan una fauna muy diversa, y en particular el coral rojo, que da nombre a la formación.

Cornisa: estructura en forma de saliente o voladizo que se forma en el piso mediolitoral como resultado del crecimiento de especies calcáreas, como algas (por ejemplo *Lithophyllum byssoides*), o gasterópodos vermétidos (como *Dendropoma petraeum*). En la literatura francesa recibe el nombre de *trottoir*.

Depositívoro: se aplica a aquellos organismos bentónicos que se alimentan de las partículas orgánicas que sedimentan en el fondo marino.

Demersal: se aplica a aquellos organismos nadadores, y en particular a peces, que viven cerca del fondo marino, con el que mantienen algún tipo de relación ecológica. Aunque el término viene del latín, es probablemente un anglicismo, si bien se usa asiduamente en la literatura científica.

Detrítico: formado por detritos.

Detritívoro: que se alimenta de detritos o restos de organismos.

Detritos/detritus: restos de la descomposición de una masa sólida en partículas. La masa original puede ser orgánica o inorgánica, y el término se usa indistintamente en biología y en geología. En un contexto de ecología marina, los detritos son restos de organismos o de sus caparazones, cáscaras o esqueletos.

Devónico: cuarto período de la era paleozoica, que abarca desde hace 408 millones de años hasta hace 360 millones de años, y que se caracteriza por la aparición de los anfibios, los peces de agua dulce y las formaciones de coral.

Drupa: fruto con una capa intermedia (mesocarpo) carnosa, más raramente, coriácea o fibrosa, que rodea una parte interna (endocarpo) leñoso con una sola semilla en su interior.

Ecosistema: conjunto de organismos de diversas especies que interactúan, directa o indirectamente, y que ocupan un área determinada. A menudo se dice que el ecosistema consta de la biocenosis y del biotopo.

Ecosonda: originariamente, instrumento usado para medir la profundidad mediante la reflexión en el fondo marino de un haz de ultrasonidos. El desarrollo tecnológico de estos aparatos permite a las ecosondas actuales suministrar no sólo datos de profundidad, sino también información sobre la naturaleza del fondo o sobre propiedades u organismos, como peces, presentes en el trayecto del haz sonoro. La ecosonda multihaz emite en varias direcciones simultáneamente y permite obtener información en amplias áreas, lo cual es muy usado para cartografías submarinas.

Ecotono: zona de transición entre dos comunidades (o hábitats, o ecosistemas), transición que puede ser abrupta o gradual.

Emergía: cantidad de energía que se ha usado directa o indirectamente en las transformaciones necesarias para generar un producto o servicio. El concepto se basa en otros conceptos teóricos, como la calidad o concentración de la energía, según los cuales una misma cantidad de energía tiene diferente capacidad de realizar un trabajo, tanto en sistemas ecológicos como humanos, según la forma en que se presenta (lumínica, calorífica, química…). Atendiendo a estos conceptos, emergía sería la cantidad de energía útil poco concentrada necesaria para generar una cierta cantidad de energía más concentrada.

Endémico: propio o exclusivo de determinadas áreas geográficas. En biogeografía (y campos afines) se aplica principalmente a las especies, pero puede aplicarse a otros niveles taxonómicos.

Endofauna: conjunto de animales que viven en el interior del sustrato, tanto de roca como, mucho más frecuentemente, de sedimento.

Epibionte: vegetal o animal que vive sobre otro organismo, usándolo como soporte. Terminológicamente, el organismo que es usado como sustrato puede ser tanto animal como vegetal; ahora bien, al existir un término específico para organismos que viven sobre vegetales (*epífitos*), *epibionte* se usa a

menudo para designar organismos que viven sobre animales. Se usa indistintamente como adjetivo y como sustantivo.

Epifito/epífito: organismo que vive sobre un vegetal, usándolo como soporte. Procedente de la botánica, el término, originariamente, se refería sólo a organismos vegetales, probablemente debido a la inexistencia de animales sésiles en el medio terrestre. La abundancia de animales sésiles en el medio marino hace que la denominación se use indistintamente para animales o vegetales que vivan sobre plantas. Se usa indistintamente como adjetivo y como sustantivo.

Epilítico: se aplica a organismo que vive sobre piedras o rocas, adherido o no a ellas.

Epipelágico: relacionado con la parte más superficial de la columna de agua, a profundidades compatibles con la fotosíntesis de la superficie hasta los 200 m, aproximadamente) o con los organismos que allí viven.

Esciáfilo: se dice de un organismo que muestra una marcada preferencia por los lugares umbríos; por extensión, se aplica también a las comunidades que forman este tipo de organismos.

Estuario: desembocadura de un río caudaloso en el mar, caracterizada morfológicamente por una progresiva separación hacia el mar de sus orillas, así como por una mezcla o superposición de las aguas fluviales y marinas. Por extensión, cualquier desembocadura de un curso fluvial, e incluso cualquier zona marina con influencia de aguas continentales.

Especie pionera: especie que protagoniza los primeros episodios de colonización de un sustrato cuyo poblamiento biológico ha sido severamente dañado por una perturbación, natural o no. Suelen ser especies con elevado potencial reproductor, crecimiento rápido y euribiontes.

Especie clímax: especie que protagoniza los últimos episodios de colonización de un sustrato cuyo poblamiento biológico ha sido severamente dañado por una perturbación, natural o no, y que por lo tanto son las que aparecen en lugares no perturbados. Suelen ser especies longevas, de crecimiento lento y estenobiontes.

Especie introducida: especie cuya presencia en un lugar determinado, ajeno a su área de distribución natural, está causada por la acción del hombre, deliberada o accidental; se les puede aplicar otras denominaciones, como *especies exóticas* o *especies no nativas*.

Especie invasora: especie, usualmente introducida, que por su elevada capacidad de dispersión coloniza rápidamente amplias áreas y sustituye a las especies nativas, muy a menudo implicando un deterioro de los ecosistemas afectados.

Estenobionte: se aplica a los organismos que sólo pueden vivir en un intervalo reducido y definido de condiciones ambientales. Si se hace referencia a un factor ambiental concreto, para el cual el organismo muestra un estrecho intervalo de tolerancia, se pueden aplicar términos más específicos (como *estenotérmico* para la temperatura, *estenohalino* para la salinidad, *estenofótico* para la luz…).

Euribionte: se aplica a los organismos que pueden vivir en un amplio intervalo de condiciones ambientales. Si se hace referencia a un factor ambiental concreto, para el cual el organismo muestra un amplio intervalo de tolerancia, se pueden aplicar términos más específicos (como *euritérmico* para la temperatura, *eurihalino* para la salinidad, *eurifótico* para la luz…).

Eutrófico: que ha sufrido un proceso de eutrofización.

Eutrofización: incremento de la concentración de sales nutritivas, como sales de nitrógeno y fósforo, en las aguas naturales, con aumento de la producción del fitoplancton y de algas oportunistas, lo cual desencadena una serie de efectos en cascada que alteran negativamente el funcionamiento de los ecosistemas.

Facies: aspecto que confiere localmente a una determinada comunidad el dominio de una o de unas pocas especies.

Fanerógama: se dice de una planta superior caracterizada por poseer raíz, tallo y hojas cla-

ramente diferenciados, así como por reproducirse mediante flores, frutos y semillas. Se trata de un término que va cayendo poco a poco en desuso, aunque todavía se emplea con frecuencia para referirse a las angiospermas marinas (*fanerógamas marinas*).

Fango: sustancia formada por partículas muy finas (limo y acilla, así como otros componentes) mezcladas con agua. Aunque no corresponde a un tipo de sedimento determinado, se utiliza para designar colectivamente sedimentos finos profundos.

Feofitas/feófitas (feofíceas para algunos autores): grupo de organismos fotosintéticos pluricelulares (algas), que basan su fotosíntesis en las clorofilas a y c, carecen de almidón y poseen carotenos α y β y diversas xantofilas (especialmente, la fucoxantina) que les confieren su característico color pardo (algas pardas). Viven casi exclusivamente en el mar, y son elementos clave de los ecosistemas bentónicos de poca profundidad, especialmente en zonas templadas y frías. .

Fitocenosis: conjunto de organismos vegetales que viven en un lugar determinado.

Fitoplancton: conjunto de organismos del plancton capaces de realizar la fotosíntesis. Algunos autores reservan la denominación para organismos fotosintéticos eucariotas, mientras que para otros incluye también a procariotas (bacterioplancton fotosintético).

Foliáceo: con aspecto de hoja.

Fondeo: acción que permite mantener fija una embarcación, asegurándola al fondo mediante ancla que se larga desde la propia embarcación o mediante grandes pesos (cuerpos muertos o simplemente muertos) que reposan de manera permanente sobre el fondo y a los que la embarcación se amarra mediante un sistema de cadena o cabo mantenido en superficie gracias a una boya.

Fondeadero: lugar apto para el fondeo o que suele usarse frecuentemente para tal fin.

Fotófilo: se dice de un organismo que muestra una marcada preferencia por los lugares bien iluminados, como es la mayor la mayor parte del piso infralitoral; por extensión, se aplica también a las comunidades que forman este tipo de organismos

GPS: sistema de geolocalización de cobertura mundial basado en una constelación de satélites que orbitan alrededor de la Tierra. Corresponde a las siglas de *Global Positioning System.*

Germoplasma: células germinales portadoras de la herencia genética de una especie, y también el material genético que transportan. Usualmente, el término hace referencia a elementos como semillas, tejidos u otras células que se guardan con fines de conservación de vida silvestre o con finalidades aplicadas (agricultura, ganadería, farmacología, etc.).

Grava: sedimento más grueso que la arena, formado por clastos de dimensiones comprendidas entre los 4 y los 64 mm.

Hábitat: lugar de condiciones adecuadas para que en él viva una especie o comunidad. En la Directiva Hábitat de la UE, el término se aplica a una zona terrestre o acuática caracterizada por sus propiedades geográficas, abióticas y bióticas, tanto si son enteramente naturales como seminaturales. La prevalencia del componente biótico en la clasificación de hábitats ha hecho que dicha clasificación coincida con la de las comunidades, e incluso que los conceptos de comunidad (o ecosistema) y hábitat se utilicen, en algunos ámbitos, indistintamente.

Halófilo: se dice del organismo que habita en zonas con altas concentraciones de sales, o del ambiente donde predominan dichas concentraciones.

Halopsamófilo: se dice de los organismos, usualmente plantas, que viven en arenas y toleran cierta cantidad de sales..

Hidrocarburo: compuesto orgánico constituido por átomos de carbono e hidrógeno en cadenas lineales, ramificadas o cíclicas. Forman parte del petróleo y de sus derivados, y son agentes contaminantes nocivos muy frecuentes en el medio natural.

Hidrodinamismo: movimiento del agua, cual-

quiera que sea su causa

Hipersalino: se dice del ambiente (o del agua) con una salinidad sensiblemente más alta que la media de los mares y océanos.

Horizonte: en biología marina, cada una de las subdivisiones sobre el eje vertical de la zonas supra y mediolitoral (o intermareal), que se definen por las especies dominantes en términos de biomasa, cobertura o número de individuos.

Ictiofauna: conjunto de peces que habita un área o ambiente determinado.

Inflorescencia: conjunto de flores agrupadas.

Infraestero: llanura en los márgenes de las marismas que se inunda periódicamente en las pleamares, cuyos sedimentos son de naturaleza arcillosa o limosa.

Infralapidícola: se dice del organismo que vive resguardado bajo las piedras, de forma permanente o temporal.

Infralitoral: relacionado con la zona o piso infralitoral, espacio del fondo marino comprendido entre el límite superior de la zona permanentemente sumergida y la profundidad máxima que alcanzan las fanerógamas marinas (para otros autores, profundidad a la que llega el 10% de la luz incidente en superficie), aproximadamente entre los 0 y los 15-25 metros en el Mediterráneo occidental. Se usa también como sustantivo.

Intermareal: relacionado con franja del fondo marino situada entre los límites de la pleamar y de la bajamar. Dicha franja se corresponde, aproximadamente, con el piso mesolitoral o mediolitoral. Se usa también como sustantivo.

Irradiancia: magnitud física que expresa la incidencia de cualquier forma de energía electromagnética sobre una superficie, y se expresa en unidades de trabajo por unidad de superficie y tiempo. En particular, energía lumínica expresada por unidad de superficie y tiempo.

Maërl: formación biológica propia del piso circalitoral, constituida por la acumulación de talos de algas rojas calcáreas (coralináceas y algunas peyssonneliáceas) libres, de forma arbuscular, maciza o laminar. La denominación procede, probablemente, del bretón, y se utiliza tanto en francés como en inglés. No tiene traducción clara al castellano, aunque en ocasiones los fondos de *maërl* son indicados como fondos de cascajo en las cartas náuticas. En Cataluña se les llama *grapissar* en algunas zonas y *avellanor* en Baleares.

Marisma: terreno bajo inundado, usualmente por aguas tanto continentales como marinas, donde se desarrollan ecosistemas singulares.

Marjal: terreno bajo y pantanoso. Los marjales cercanos al mar se caracterizan por una mayor o menor salinización de sus aguas, lo que da lugar a una vegetación y, en general, a una biota con algunos elementos característicos y muy rica.

Mata: en sentido estricto, término que se aplica a una planta de tallo bajo, ramificado y leñoso. En el ámbito de la biología de las angiospermas marinas, se utiliza para designar el entramado de raíces, rizomas, pecíolos y otros restos orgánicos que se forma, a veces con considerable potencia, como resultado del crecimiento y actividad de *Posidonia oceanica*. En realidad es una traducción literal de *matte*, del francés (tal vez tomado del provenzal), palabra vernácula con la que designaban los pescadores este tipo de fondos.

Mediolitoral: relacionado con la zona o piso mediolitoral, espacio del fondo marino comprendido entre la pleamar y la bajamar (en cuyo caso recibe también el nombre de intermareal), o a la zona habitualmente bañada por las olas en los mares micromareales como el Mediterráneo. Se usa también como sustantivo.

Meiofauna: conjunto de organismos heterótrofos eucariotas de tamaño comprendido entre 0,062 (o 0,045 o 0,100 mm, según los autores) y 0,5 mm (o 1 mm), que usualmente viven en los espacios entre las partículas de los fondos de sedimento.

Mesolitoral: mediolitoral. Ambas denominaciones son en principio correctas, aunque me-

solitoral tiende a usarse más en Iberoamérica.

Mesopelágico: relacionado con la columna de agua a profundidades equivalentes a la zona más superficial del piso batial, esto es, entre unos 200 y unos 1000 m, o con los organismos que allí viven.

Necton: conjunto de animales acuáticos capaces de moverse de forma activa e independiente de los movimientos de las masas de agua.

Nerítico: relacionado con las aguas costeras o propio de ellas, entendiendo como aguas costeras aquellas situadas entre la línea de costa y el límite de la plataforma continental.

Neuston: conjunto de organismos acuáticos que viven asociados o en contacto con la película formada por la superficie del agua.

Nutriente: sustancia necesaria para la supervivencia, crecimiento o reproducción de un organismo. En el contexto de los productores primarios, el concepto de nutriente hace referencia a las sales minerales (por ejemplo, de fósforo y nitrógeno) que deben absorber como precursores necesarios en la síntesis de moléculas orgánicas.

Ombroclima: rasgos climáticos de una región definidos por la precipitación

Ortotropo: en el contexto de la biología de angiospermas marinas, se aplica a sus rizomas de crecimiento vertical.

Pantropical: distribución geográfica de los organismos que habitan en la mayor parte de zonas tropicales del planeta.

Parafilético: en filogenia o taxonomía, se aplica a un grupo que incluye al antecesor común de todos sus miembros, pero no a todos los grupos originados a partir de dicho antecesor.

Peciolo o pecíolo: parte de la hoja que une el limbo (porción de la hoja de forma laminar) al tallo. En las angiospermas marinas, se denomina así la parte basal, incolora y de consistencia fibrosa, que une la parte verde de la hoja al rizoma.

Pelágico: relativo a la columna de agua y su ambiente, en contraposición al bentos. Se aplica también a todo aquello relativo a las aguas abiertas y su ambiente, en contraposición a las aguas costeras o neríticas.

Perifiton: conjunto de algas, usualmente microscópicas o de muy pequeño tamaño, que rodea cualquier sustrato sumergido en el agua a poca profundidad. Al perifiton se suelen incorporar bacterias (fotosintéticas y heterótrofas), otros organismos microscópicos y detritus, así como una matriz mucilaginosa. Para algunos autores, el término debe reservarse para los organismos que rodean vegetales macroscópicos. Para otros, deben incluirse también sustratos diferentes, como piedras, rocas, sedimentos, etc.

Pesca de arrastre: modalidad de pesca que consiste en arrastrar una red en forma aproximada de saco por el fondo marino, con la ayuda de unas tablas reforzadas o puertas que mantienen la boca de la red abierta, y unas relingas de plomos o cadenas, que mantienen la parte inferior sobre el sustrato marino, y ayudan a la captura de organismos.

Piso: de forma clásica, en ecología bentónica se entiende por piso la franja del fondo marino comprendida entre dos profundidades, dentro de la cual las condiciones ecológicas son constantes o bien varían gradualmente sin cambios bruscos. En general, cualquier franja del fondo marino comprendida entre dos profundidades con unas condiciones ambientales que varían entre cierto límites y con un poblamiento biológico determinado.

Plagiotropo: en el contexto de la biología de angiospermas marinas, se aplica a sus rizomas de crecimiento horizontal.

Plaguicida (pesticida): sustancia química empleada para controlar o combatir animales que interfieren con actividades humanas, especialmente agrícolas. Algunas de ellas son peligrosas tanto para la salud como para el medio ambiente.

Plancton: conjunto de organismos acuáticos que viven suspendidos en el agua y carecen de capacidad de desplazamiento significativa, de forma que se mueven pasivamente

gracias al hidrodinamismo.

Plataforma continental: elemento notable del relieve submarino, adyacente al continente, y que consiste en un fondo de escasa pendiente, que se extiende desde la línea de costa hasta un cambio brusco de inclinación, que marca el inicio del talud continental. La profundidad a la que se sitúa el límite de la plataforma es muy variable, pero suele aceptarse un valor orientativo de 200 m.

Pleamar: punto más alto del flujo o ascenso de las aguas marinas en la costa debido a la marea, y también momento en que se produce. Se aplica también al tiempo durante el que las aguas están en el punto más alto de su recorrido mareal.

Pólder: terreno ganado al mar y que una vez desecado se dedica al cultivo u a otros usos. Por extensión, desecación de cualquier terreno para su utilización con fines agrícolas, industriales u otros.

Polifilético: en filogenia o taxonomía, se aplica a un grupo que incluye varias líneas evolutivas diferentes (pero no a su antepasado común), reunidas de manera artificial o por desconocimiento de las relaciones evolutivas.

Pradera: lugar extenso cubierto o poblado por vegetación herbácea. Por analogía, se denomina así a las comunidades formadas por angiospermas marinas, más raramente por ciertas algas.

Precámbrico: nombre que recibe el período más antiguo de la historia de la Tierra, que abarca desde su formación (hace unos 4500 millones de años) hasta hace unos 540 millones de años, en que se inicia la era fanerozoica.

Precoralígeno: formación biológica de caracterización imprecisa, que aparece en la transición entre los pisos infralitoral y circalitoral, que se distingue por la progresiva sustitución de especies marcadamente fotófilas por otras más esciáfilas, por la aparición incipiente de animales filtradores de un cierto tamaño y por una concreción calcárea de importancia creciente.

Principio de precaución: principio recogido en diversas legislaciones y tratados, según el cual, cuando exista peligro de daño grave para el medio ambiente, la falta de certeza científica absoluta respecto a dicho peligro no deberá utilizarse como razón para postergar la adopción de medidas de protección.

Relicto: término que se usa en derecho para designar los bienes que deja una persona a su muerte (*bienes relictos*). En biología, se define como *especie relicta* aquella cuya distribución está, en la actualidad, muy reducida respecto a su distribución pasada, tanto por causas naturales como por la acción del hombre.

Reófilo: se dice de un organismo que muestra preferencia por ambientes con corrientes de agua.

Rizoma: en las plantas superiores, tallo modificado que vive parcial o totalmente enterrado. Los tallos de las angiospermas marinas son, en su mayor parte, rizomas.

Rodofitas/rodófitas: grupo de organismos fotosintéticos pluricelulares (algas), que se caracterizan por la ausencia de formas flageladas en sus células reproductoras, y por la posesión de pigmentos accesorios (ficobilinas), responsables de su coloración en general rojiza (algas rojas). Salvo algunos representantes propios de las aguas dulces, viven en el bentos marino, donde son elementos muy importantes de la vegetación sumergida.

Rodolito: nódulo carbonatado formado por un alga roja calcificada. Las acumulaciones de rodolitos en los lechos marinos constituyen los denominados fondos de *maërl*.

ROV: siglas que corresponden a *Remote Operated Vehicle*, y se usan para designar un vehículo sumergible operado a distancia (desde la superficie) que se utiliza para la exploración de los fondos marinos.

Salmuera: agua de elevada salinidad. Se utiliza para designar el agua de rechazo procedente de las plantas desalinizadoras.

Salobre: que contiene sales. Se utiliza para designar un agua usualmente menos salada que la marina pero cuyo contenido en sales es superior a la del agua apta para consumo.

Sebadal: fondo marino cubierto de sebas, nombre que recibe *Cymodocea nodosa* (o *Zostera noltii*, a la que se llama *seba fina*) en las islas Canarias.

Secuencias ITS: secuencias de ADN ribosomal (Internal Transcribed Spacer) no codificantes pero transcribibles que se sitúan entre subunidades codificantes del ARN ribosomal.

Sésil: dicho de un organismo, que vive sujeto al sustrato.

Sonar de barrido lateral: dispositivo que emite ultrasonidos en haces laterales, que rebotan en el fondo marino y en los objetos depositados sobre él, lo cual permite obtener información sobre la tipología del fondo y sus pobladores.

Supralitoral: relacionado con la zona o piso supralitoral, franja emergida del suelo costero comprendido entre el límite superior de la pleamar y la altura máxima que alcanzan las salpicaduras de las olas. Se usa también como sustantivo.

Submareal: relacionado con la zona submareal, franja del fondo marino que se sitúa por debajo de la línea de bajamar. Se usa también como sustantivo.

Taxón: cada una de las categorías o subcategorías de la clasificación biológica de plantas, animales, hongos y otros seres vivos.

Termoclina: en sentido estricto, gradiente de temperatura. En una masa fluida, principalmente de agua marina o de lagos y embalses, designa una capa en la que la temperatura cambia muy marcadamente en un corto espacio de profundidad.

Terrígeno: se aplica a sedimentos que provienen de aportes continentales, transportados por la escorrentía o el viento.

Trottoir: palabra de origen francés que se usa para designar cornisas de organismos calcáreos (ver *cornisa*).

UPS: siglas de Unidad Práctica de Salinidad, que equivale, aproximadamente, a gramos de sal por kilogramo de agua.

Vágil: anglicismo (*vagile*) que se utiliza para designar aquellos organismos que viven desplazándose libremente sobre el fondo marino (en contraposición a sésil).

Vertido: en ecología, cualquier efluente que contiene sustancias de desecho, resultado de actividades humanas que llega al mar, a un río o a cualquier otro cuerpo de agua, normalmente con consecuencias negativas para el ecosistema. También se aplica a la liberación accidental de fluidos contaminantes, como petróleo, al mar o a otras masas de agua.

ZEC: siglas de Zona de Especial Conservación, áreas de interés medioambiental para la conservación de la diversidad, designadas por los estados miembros de la Unión Europea para integrarse dentro de la Red Natura 2000.

Zonación: distribución de las comunidades bentónicas en bandas u horizontes paralelos a la superficie del mar causada por los fuertes gradientes ambientales sobre el eje vertical.

Zooplancton: organismos heterótrofos del plancton. Suele aplicarse la denominación únicamente a los organismos eucariotas.

Zosteral: pradera de *Zostera* spp.

ATLAS

de las praderas marinas de España