



ESTRATEGIA MARINA
DEMARCACIÓN MARINA SUDATLÁNTICA
PARTE I. MARCO GENERAL
EVALUACIÓN INICIAL Y BUEN ESTADO AMBIENTAL



Madrid, 2012



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

AUTORES DEL DOCUMENTO

Instituto Español de Oceanografía

- Fernando Ramos
- Juan Gil
- M^a Ángeles Torres
- Luís Silva
- Yolanda Vila
- Ricardo Sánchez
- M^a Paz Jiménez
- Francisco Baldó
- Luís Miguel Fernández-Salas
- José Luís Rueda
- Víctor Díaz del Río
- Juan Tomás Vázquez
- Nieves López-González
- Santiago Lens
- Juan Bellas
- Victoria Besada
- Lucía Viñas
- Amelia González-Quijano
- M^a Ángeles Franco
- José Fumega

COORDINACIÓN INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA (IEO)

Demetrio de Armas

Juan Bellas

Asistencia Técnica TRAGSATEC S.A.:

- Aitor Freire
- Carmen Díaz

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

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



MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

Edita:

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

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado:

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

NIPO: 280-12-175-8



ÍNDICE

1.	INTRODUCCIÓN	1
2.	CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS	3
2.1.	Topografía y Batimetría.....	3
2.1.1.	Principales Rasgos: ríos y cañones	10
2.2.	Meteorología.....	11
2.2.1.	Régimen atmosférico, campos de viento, temperaturas y pluviosidad	11
2.2.2.	Oleaje	12
2.3.	Hidrografía y Circulación	14
2.3.1.	Aguas superficiales: Propiedades termohalinas y estacionalidad	15
2.3.2.	Masas de Agua	19
2.3.3.	Circulación	20
2.3.3.1.	Dinámica General	20
2.3.3.2.	Procesos costeros y de mesoescala	21
2.3.3.3.	Afloramientos.....	24
2.3.3.4.	Mareas.....	24
2.4.	Distribución de nutrientes y oxígeno	26
2.5.	Dióxido de carbono y Acidificación	26
2.6.	Sustancias químicas peligrosas	28
3.	CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS.....	32
3.1.	Hábitats	32
3.1.1.	Ecosistema pelágico	33
3.1.1.1.	Comunidades fitoplanctónicas.....	33
3.1.1.2.	Comunidades zooplanctónicas.....	36
3.1.2.	Ecosistema bentónico y demersal.....	38
3.1.3.	Hábitats protegidos	48
3.2.	Especies	50
3.2.1.	Fitoplancton y zooplancton.....	50
3.2.2.	Peces.....	51
3.2.2.1.	Peces pelágicos.....	51
3.2.2.2.	Peces bentónicos y demersales	52
3.2.3.	Mamíferos marinos	56
3.2.4.	Reptiles marinos.....	60
3.2.5.	Aves marinas	62
3.2.6.	Especies protegidas	67
3.2.7.	Especies alóctonas.....	69
3.3.	Principales stocks pesqueros.....	81
3.3.1.	Principales especies explotadas de ictiofauna.....	81
3.3.2.	Principales especies explotadas de macroinvertebrados	98
4.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	103



I. MARCO GENERAL: CARACTERÍSTICAS DE LA DEMARCACIÓN MARINA SUDATLÁNTICA

1. INTRODUCCIÓN

La Demarcación Marina Sudatlántica se localiza al suroeste de la Península Ibérica y está limitada por las costas meridionales de Portugal, la costa suroeste de España y la costa norte de África (Figura 1.1). Su margen continental septentrional está delimitado por Tarifa en el estrecho de Gibraltar, y hacia el oeste por el cabo de San Vicente, en Portugal.

Las aguas de la Demarcación, junto con el estrecho de Gibraltar y el mar de Alborán, forman un conjunto oceanográfico particular influenciado por el doble intercambio de aguas entre el Mediterráneo y el Atlántico. En comparación con las aguas del Mediterráneo, las aguas de esta Demarcación son relativamente cálidas y poco salinas, y alimentan el flujo superficial que entra en el mar Mediterráneo, condicionando la circulación del mar de Alborán.

Esta es una de las regiones de mayor interés geológico de nuestro entorno. En ella coinciden diferentes procesos, como el límite de las placas entre Eurasia y África, su interacción con el orógeno bético-rifeño y la actividad sísmica y tectónica derivada de esa particular situación (García-Lafuente, 2008).



Figura 1.1. Localización de la Demarcación Marina Sudatlántica. ©European Space Agency.

Desde un punto de vista oceanográfico, la circulación superficial en la Demarcación se caracteriza, en líneas generales, por un giro anticiclónico variable a lo largo del año y



relacionado con las variaciones en los regímenes de los vientos imperantes: levantes y ponientes. Parte de la rama norte del giro anticiclónico se dirige al sur para incorporarse a la corriente de Canarias, mientras que otra parte nutre el chorro de entrada de agua atlántica a través del estrecho de Gibraltar. Las corrientes de marea son muy variables, en cuanto a su intensidad, siendo solo significativas en la plataforma continental (con la excepción de las bahía y las desembocaduras de los ríos) y aumentando su intensidad en dirección al estrecho de Gibraltar (García-Lafuente, 2008).

A pesar de que, en su conjunto, las aguas de la Demarcación se consideran oligotróficas, la existencia de afloramientos en zonas puntuales, de aguas profundas y ricas en nutrientes, sustenta una importante actividad pesquera y biológica a nivel regional.



2. CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS

2.1. Topografía y Batimetría

Existen tres grandes dominios litoestructurales en la Demarcación Sudatlántica. La Depresión Neógena del Guadalquivir (Huelva-Sevilla), con litorales bajos, constituidos por marismas, flechas litorales y sistemas dunares, cuyo límite es Sanlúcar de Barrameda (Cádiz). El Dominio Subbético, constituido fundamentalmente por relieves medios, con depósitos neógenos y cuaternarios, sedimentos marinos del Plioceno superior y Pleistoceno inferior, sedimentos fluviales procedentes de un antiguo brazo del Río Guadalquivir, y flechas litorales que se desarrollan en la Bahía de Cádiz. El límite de este dominio estaría al sur de Chiclana de la Frontera (Cádiz). En tercer lugar, el dominio que se sitúa sobre los Mantos alóctonos del Campo de Gibraltar, constituidos fundamentalmente por fuertes relieves de arenisca y arcilla, que se presentan formando costas acantiladas con ensenadas estrechas y terrazas marinas levantadas, y que se extienden desde el límite anterior hasta el estrecho de Gibraltar (Zazo y Goy, 2005).

El tipo morfológico predominante en el dominio infralitoral, en aquellas zonas que no se corresponden con las desembocaduras de los ríos, son los Prismas Infralitorales que se disponen paralelos a la costa, en forma de cuñas sedimentarias, con un borde de la ruptura deposicional a 20-30 m de profundidad y anchuras menores de 8 km. Son igualmente frecuentes, entre los 12 y 40 m, los afloramientos de basamento, bien en forma de rasas marinas o bien como umbrales submarinos, relacionados con antiguas líneas de costa (Hernández-Molina *et al.*, 1998a,b). En algunos puntos, estos afloramientos están parcialmente cubiertos por fangos y arenas.

La plataforma continental en la zona de estudio presenta un gradiente de pendiente medio inferior a $0,3^\circ$. Su anchura media es de unos 30 km, disminuyendo su extensión tanto hacia el estrecho de Gibraltar como hacia aguas portuguesas.

En la plataforma se pueden determinar tres subdominios:

- a) plataforma interna, desde el límite distal del infralitoral hasta 30-40 m de profundidad y gradientes de pendientes que pueden alcanzar $0,8^\circ$;
- b) plataforma media, entre los 40 y 90 m de profundidad y una pendiente media menor de $0,2^\circ$;
- c) plataforma externa, entre los 90 m y el borde de la plataforma, con gradientes de pendientes menores a $0,4^\circ$ (Heezen y Johnson, 1969; Vanney y Mougénot, 1981; Rey y Medialdea, 1989; Lobo, 1995, 2000). El borde de la plataforma se encuentra a 120-



140 m de profundidad, con un gradiente de pendiente máximo de 2° y una anchura máxima de 7 km. En general, presenta un borde suave y progradante, si bien se puede determinar un borde abrupto en sectores al sur de Cabo Trafalgar (Vanney y Mougnot, 1981; Lobo, 1995; Roque, 1998; Maldonado *et al.*, 2003).

Los tipos morfológicos predominantes en la plataforma se agrupan en tres clases:

- a) Deposicionales: prodeltas, campos de *ripples*, *megaripples*, ondas de arena, relleno sedimentario de plataforma y cuña progradante de borde de plataforma como cuerpo relicto;
- b) Erosivos: terrazas submarinas, plataforma de abrasión y afloramientos del basamento;
- c) Neotectónicos: escarpes submarinos y resaltes morfológicos (Hernández-Molina y Lobo, 2005).

El estudio de las formas de fondo revela un transporte general de arena hacia el sureste como consecuencia de la influencia del flujo atlántico (Nelson *et al.*, 1999). Los campos más desarrollados se localizan en la plataforma interna comprendida entre las desembocaduras de los ríos Guadiana y Guadalquivir, y sobre un umbral submarino de 25 m de profundidad media situado entre Conil y Barbate.

El relleno de plataforma se extiende por amplias zonas de la plataforma, especialmente sobre la plataforma media y externa, que origina una fisiografía suave y subhorizontal (Lobo, 1995).

Las terrazas submarinas constituyen morfologías que determinan bruscas rupturas de inclinación, normalmente con salto vertical inferior a 10 m, en determinadas zonas de la plataforma interna a profundidades inferiores a 20 m, y también en la franja comprendida entre 50 y 85 m de profundidad. En la mayoría de los casos se orientan de forma paralela a las líneas batimétricas.

Las plataformas de abrasión y superficies de erosión se distribuyen por zonas de plataforma externa y borde de plataforma.

El talud continental presenta una gran amplitud, ocupando la mayor parte de los fondos del golfo de Cádiz (Hernández-Molina *et al.*, 2003; Figura 2.1). Su relieve es muy irregular y el gradiente de pendiente medio es de 0,2° (Heezen y Johnson, 1969).

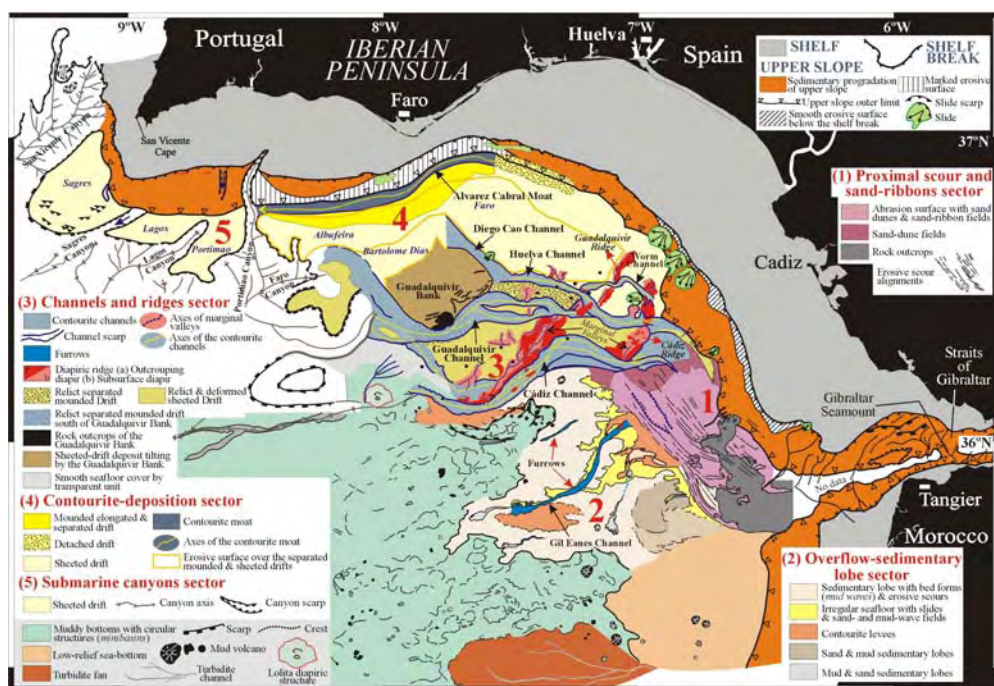


Figura 2.1. Esquema morfosedimentario del talud continental del golfo de Cádiz. Se muestran los tipos de depósitos sedimentarios y las formas de fondos agrupadas en cinco sectores morfosedimentarios. Fuente: Hernández-Molina *et al.*, 2003.

En la zona de la Demarcación se pueden diferenciar dos subdominios:

- a) el talud superior, que se localiza entre los 130 y 400 m de profundidad, con 10 km de anchura media (localmente puede ser superior a 20 km) y un gradiente de pendiente entre 1° y 3° (Lobo, 1995, 2000; Roque, 1998; Maldonado *et al.*, 2003). Los tipos morfológicos presentes en este subdominio son acumulaciones deposicionales, que constituyen la prolongación distal de la cuña progradante de borde de plataforma, una suave superficie de erosión en la parte más proximal del talud superior desde Cádiz hasta Barbate, deformaciones asociadas a intrusiones diapíricas y fracturas, depresiones o *pockmarks* debido a la migración de fluidos y al escape de gases desde el sedimento, y morfologías relacionadas con fenómenos de deslizamientos y reptación;
- b) el talud medio, se localiza entre los 400 y 1.200 m de profundidad. Se trata de una plataforma pelágica profunda de gran extensión, la cual puede alcanzar una anchura máxima de hasta 100 km y un gradiente de pendiente muy suave entre $0,5^\circ$ y 1° (Roberts, 1970; Maldonado *et al.*, 2003).

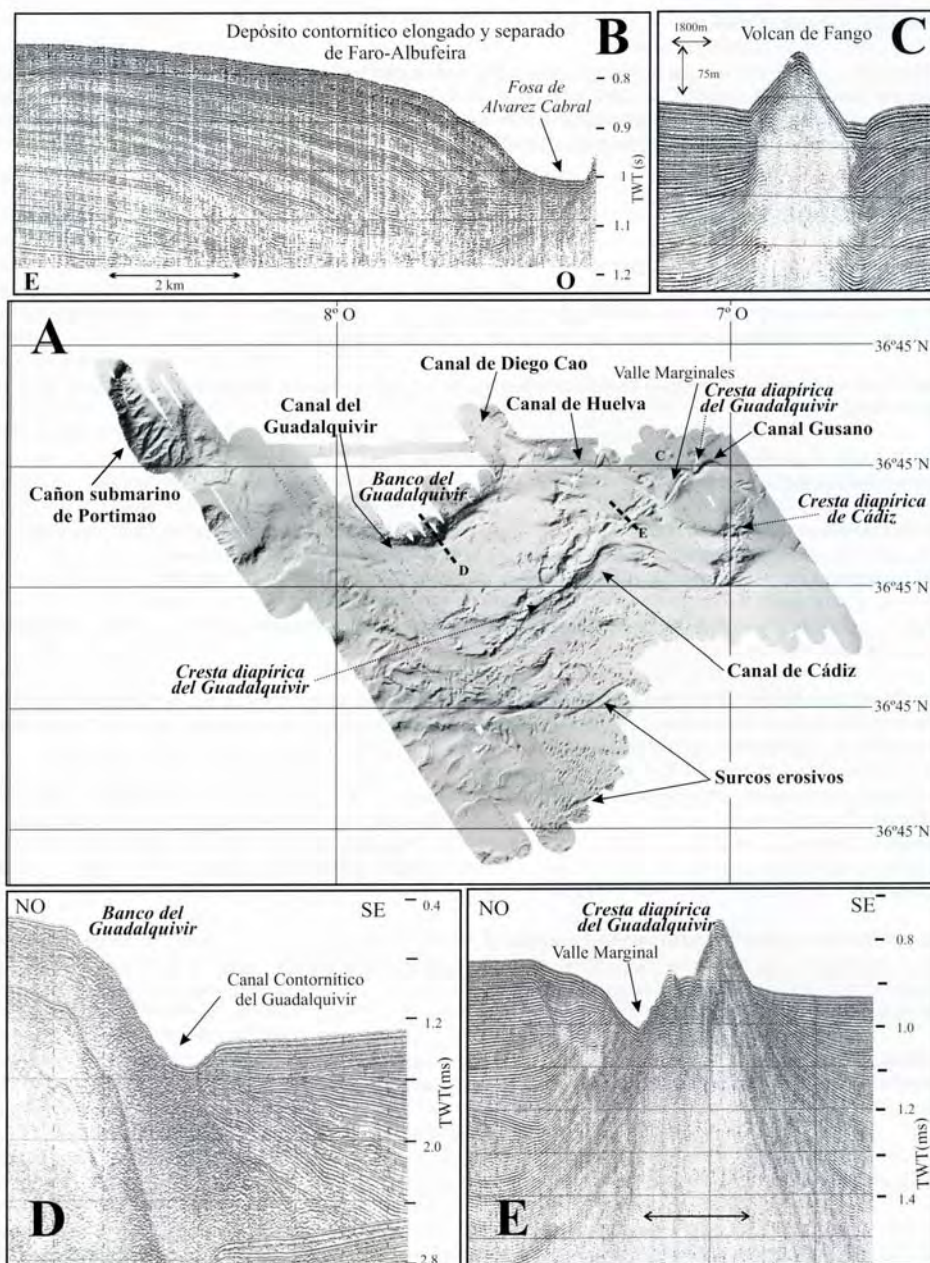


Figura 2.2. Ejemplos de tipos morfológicos en el talud medio del golfo de Cádiz. A) Mosaico de ecosonda multihaz donde se destacan los rasgos morfológicos mayores. B) Depósitos contorníticos monticulares, elongado y separado de Faro-Albufeira, donde se puede ver la Fosa de Álvarez-Cabral adyacente. C) Ejemplo de morfología de Volcán de Fango. D) Banco del Guadalquivir y Canal contornítico del Guadalquivir. E) Cresta diapírica del Guadalquivir y Valle Marginal. Fuente: Hernández-Molina y Lobo, 2005.

Dentro de esta plataforma se pueden diferenciar varios sectores (Figura 2.2):

- 1) Entre el estrecho de Gibraltar y Cádiz, predominan las superficies de abrasión, los alineamientos y los surcos erosivos, aunque en la zona noreste se identifican campos de ondas y cintas de arenas (Kenyon y Belderson, 1973);



- 2) Al suroeste del anterior sector, entre los 750 y 1600 m de profundidad, con una morfología compleja, representa un megacuerpo sedimentario en abanico atravesado por surcos erosivos;
- 3) En el sector central del talud medio entre Cádiz y Faro, predominan los canales contorníticos (Cádiz, Guadalquivir, Huelva, Diego Cao y Gusano) de más de 100 km, con anchuras de 1,5-10 km e incisiones de hasta 350 m, con forma de "S". Su trazado está condicionado por los siguientes tipos morfológicos, presentes en este sector, los dos umbrales diapíricos (Cádiz y Guadalquivir) y el Banco del Guadalquivir. Al norte de estos umbrales se reconocen valles marginales de carácter erosivo (García, 2002).
- 4) Entre Cádiz y el Cañón de Portimão, se desarrolla el Sistema Contornítico de Faro-Albufeira (Llave *et al.*, 2001), donde se diferencian los depósitos contorníticos monticulares, elongados, separados y laminares.

Marco geológico

El marco geológico de esta demarcación está definido por la intersección del extremo oriental de la falla Azores-Gibraltar entre las placas de África y Eurasia, y los cinturones alpinos del sur de Europa y el norte de África. Esta región está influida por la cinemática de la apertura del océano Atlántico centro-oriental y la tectónica de los cinturones orogénicos Bético-Rifeño durante el Cenozoico. Su historia tectónica está directamente vinculada a la evolución del océano Atlántico profundo. El arco de Gibraltar pertenece a una cuña de corteza continental que cabalgó sobre la corteza de la Península Ibérica y del norte de África durante la convergencia de las placas ibérica y africana desde el Cretácico Superior hasta el Mioceno. La dirección de transporte de esta cuña continental fue hacia el oeste en la zona del Arco de Gibraltar y se irradia a lo largo de la cadena Bética-Rifeña al sur del estrecho de Gibraltar (Emery y Uchupi, 1984).

Un importante desarrollo derivado de este evento tectónico fue el emplazamiento de un olistostroma gravitacional que no parece estar fallado y cuya superficie es notablemente suave colocado frente a la cuña del cabalgamiento (Torrelli *et al.*, 1997). El deslizamiento se extiende hacia el oeste hasta el centro de la llanura abisal de la Herradura, mientras que al sur termina en los flancos de la llanura abisal del Sena y al norte lo hace contra el Banco del Guadalquivir y el margen continental de Portugal (Figura 2.3).

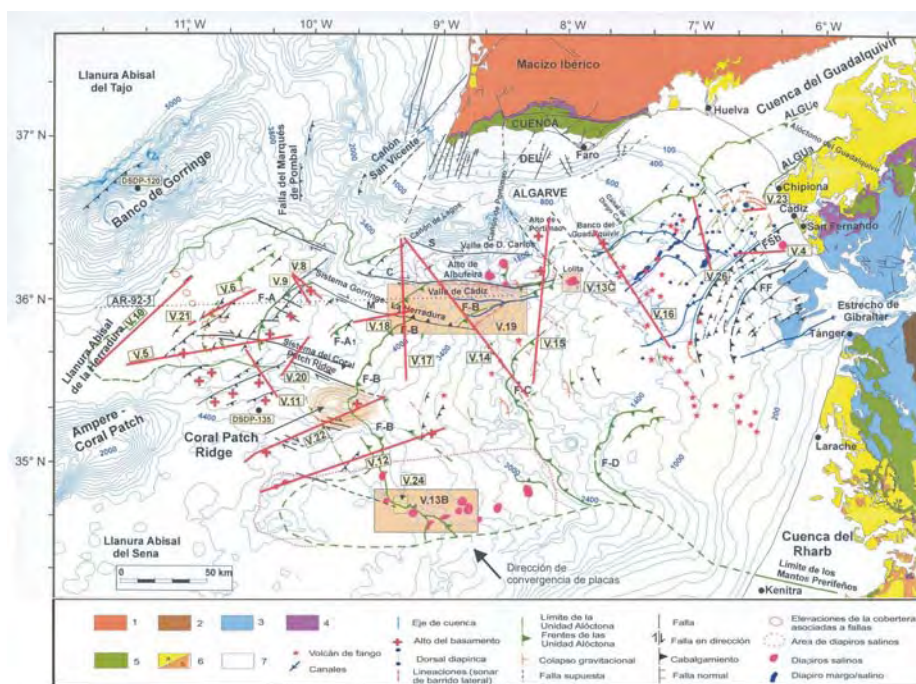


Figura 2.3. Mapa estructural del golfo de Cádiz basado en la interpretación de perfiles sísmicos. La fracturación intensiva es la principal característica tectónica en relación con la actividad sísmica. Fuente: Medialdea *et al.*, 2004.

Estratigrafía

En cuanto a la estratigrafía, la región central del golfo de Cádiz muestra tres secuencias principales (Nelson *et al.*, 1993), mientras que la plataforma y el talud superior muestran cinco unidades principales (Hernández-Molina *et al.*, 2002; Figura 2.4). A pesar de esta diferencia, hay un acuerdo general entre los autores respecto a la secuencia superior atribuida a edad Plio-Cuaternaria (Mougenot, 1988; Maldonado *et al.*, 1989; Díaz del Río *et al.*, 1997). La secuencia subyacente se compone de una unidad transparente, con reflectores locales de gran amplitud, que en la zona del talud central forma el núcleo de las estructuras lineales diapíricas de tendencia OSO-ENE. La secuencia intermedia contiene varias unidades separadas por discordancias, con reflectores internos discontinuos y paralelos del Mioceno Medio-Superior. La secuencia más alta y más actual es de edad Plio-Cuaternaria y registra la interacción entre los procesos de corrientes sobre el fondo y la compleja morfología actual. El patrón cíclico de las morfologías deposicionales y erosivas observadas se atribuyen a las modificaciones en el régimen de flujo relacionado con la apertura del estrecho de Gibraltar a finales del Mioceno (Llave *et al.*, 2001).

Dos grandes unidades sedimentarias del Cuaternario se han descrito en el registro sedimentario de la zona:

- a) Unidad sedimentaria del Plioceno-Pleistoceno Medio, bien estratificada, la cual



fosiliza el alto estructural presente en la cuenca. Está compuesto por secuencias deposicionales agradantes apiladas verticalmente;

- b) Unidades del Pleistoceno Superior-Holoceno, caracterizadas por una fina capa sedimentaria que está muy extendida por toda la cuenca y con una fuerte influencia de la interacción de masas de agua del flujo de salida del Mediterráneo con la base del talud. (Nelson *et al.*, 1993; Hernández-Molina *et al.*, 1998a).

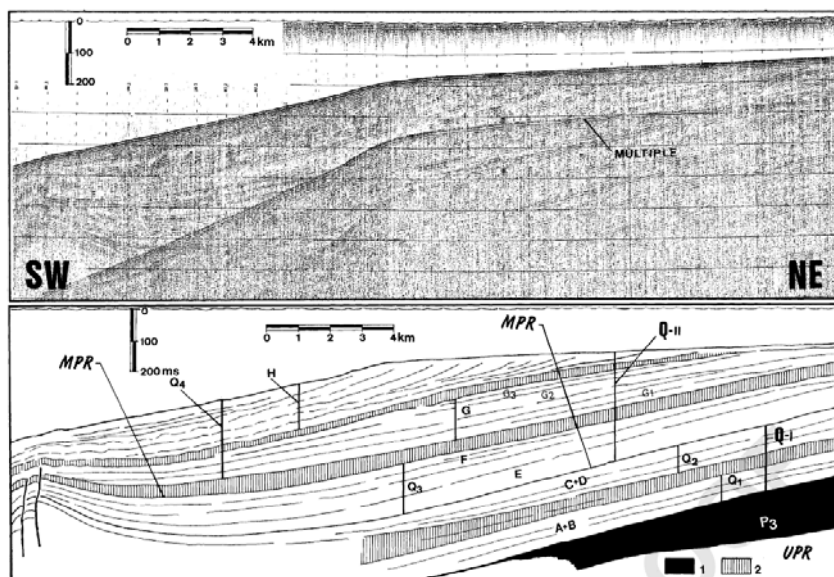


Figura 2.4. Perfil sísmico de media resolución (Sparker, 4.000 J) y su interpretación en el borde de la plataforma continental del golfo de Cádiz. (1) Unidad agradante de tercer orden. (2) Unidad agradante de cuarto orden. Las unidades agradantes entre F-G y G-H. M= discontinuidad Messiniense. Fuente: Hernández-Molina *et al.*, 2002.

Sedimentos

El margen continental se caracteriza por un relleno sedimentario muy importante que se ha depositado desde el Mioceno superior hasta la actualidad. La procedencia de los sedimentos y su distribución son muy complejas, debido al efecto del bien conocido intercambio de las masas de agua a través del estrecho de Gibraltar. La distribución superficial de sedimentos está controlada por las características geomorfológicas y el patrón de circulación. Los ríos Guadiana, Guadalquivir, Piedras, Tinto y Odiel, y Guadalete, así como sus afluentes, son las principales fuentes de sedimentos en el golfo de Cádiz

Los sedimentos de arena predominan en el litoral, así como, en la plataforma interna (Méliers, 1974; Segado *et al.*, 1984.). Los sedimentos se hacen progresivamente más finos cuando incrementamos la profundidad y la distancia a la costa (IGME, 1989). Los sedimentos finos son muy importantes debido a su presencia generalizada en el Golfo. La descarga de los



ríos en el mar es la principal fuente de sedimentos finos transportados como partículas en suspensión (SPM) antes de llegar al fondo del mar. La mayor concentración de SPM se encuentran en la capa de nefeloide a 40 m de profundidad, cerca de las desembocaduras de los ríos Guadiana y del Guadalquivir, que son los principales ríos que descargan en el Golfo ($78,8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ y $164 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, respectivamente). Cerca de la desembocadura del estuario del Tinto-Odiel a una profundidad de 40 m, la concentración de SPM es menor debido a la menor descarga del río ($0,7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), (Palanques *et al.*, 1995).

Hay una gran sedimentación de partículas finas agregadas en la plataforma continental que cubre un área amplia debido al régimen de corrientes costeras y marinas (Gutiérrez-Mas *et al.*, 1995). La entrada de partículas que escapan de la plataforma después de haber sido transportados por el flujo atlántico hacia el sureste produce una concentración de SPM entre 300 y 450 m de profundidad sobre el talud continental. En el talud, predominan los sedimentos finos que se mueven pendiente abajo debido a la acción de varios tipos de procesos gravitacionales y a través de los cañones submarinos que actúan como canalizadores de las corrientes de turbidez (Vázquez *et al.*, 1988). El transporte longitudinal a lo largo del margen hacia el noroeste es también importante debido a las fuertes corrientes de contorno que se mueven paralelas a las isobatas hasta los 400 m (Díaz *et al.*, 1985). Algunos fondos de los valles contienen desde arena gravosa a arena gruesa o arenas finas bioclásticas debido a la interferencia con el flujo de las corrientes paralelas al contorno.

2.1.1. Principales Rasgos: ríos y cañones

La Demarcación Sudatlántica abarca, desde un punto de vista geológico, la zona de transición entre el límite de las placas tectónicas africana y euroasiática, y la parte más occidental del cinturón orogénico alpino-mediterráneo representado por el arco de Gibraltar. En la zona continental se diferencian zonas según la evolución geodinámica: el margen Suribérico, situado enfrente de las costas del Algarve portugués, con escasa plataforma continental y talud pendiente surcado por cañones submarinos (Portimão, Lagos, Sagres); el margen del Guadalquivir, con una marcada progradación, con una plataforma y un talud continentales de mayor anchura y ausencia de cañones submarinos; y el margen Bético externo, al este de cabo Trafalgar (García-Lafuente, 2008). Los principales ríos con influencia en la Demarcación Sudatlántica son, de este a oeste, el Guadalete, el Guadalquivir, el Odiel, el Piedras y el Guadiana.

Al oeste del cabo Santa María, apenas hay plataforma continental y es casi inexistente en las inmediaciones del cabo. Tiene un escaso aporte de agua dulce y está surcada por cañones submarinos. Esta plataforma se ensancha de forma considerable en el centro de la costa española hasta los 40 km y recibe aportes fluviales de los ríos Guadalquivir, Guadiana, Tinto



y Odiel, que a su vez son importantes vías de transferencia desde el continente de masa y energía. Hacia el este de cabo Trafalgar, la anchura de la plataforma disminuye de nuevo hasta llegar a desaparecer en la parte más angosta del estrecho de Gibraltar.

Tomando la isóbata de 4.000 m como referencia de la profundidad de la llanura abisal en el Atlántico Norte, el talud continental comienza a unos 120 m de profundidad y abarca la práctica totalidad del golfo de Cádiz. A profundidades superiores a los 400 m, el talud tiene una pendiente pronunciada que se hace más suave entre los 400 m y los 1.200 m, donde la pendiente media no es mucho mayor que en la plataforma continental. Esta terraza marginal, cuya anchura máxima no supera los 100 km, sufre importantes procesos erosivos y de transporte a causa del flujo saliente a través del estrecho de Gibraltar. Entre los 1.200 y los 4.000 m el talud aumenta su pendiente y adquiere una morfología convexa. Esta clasificación del talud en zonas: superior, media e inferior, es menos notoria en la mitad sur del golfo de Cádiz y prácticamente inexistente frente al cabo Beddouza, en su extremo suroccidental (García-Lafuente, 2008).

2.2. Meteorología

2.2.1. Régimen atmosférico, campos de viento, temperaturas y pluviosidad

La Demarcación Sudatlántica se encuentra ubicada en latitudes medias, lo que conlleva que los vientos dominantes sean originarios del sector noroccidental y que presenten una cierta estacionalidad. Durante el verano, la componente meridional del viento es la causante del afloramiento estival en la costa atlántica de la Península. Y a causa del aumento de la temperatura del aire al norte del continente africano, se establece una baja presión térmica que, durante esta estación, genera vientos de levante en Alborán, Estrecho y en menor medida en el golfo de Cádiz (García-Lafuente, 2008).

Los vientos son principalmente levantes y ponientes a causa de la orografía del Estrecho y predominan los levantes en verano y los ponientes en invierno. Vinculado a este régimen de vientos se producen alteraciones del patrón hidrológico y dinámico de la zona a escalas de tiempo pequeñas. Los ponientes generan un afloramiento costero en la zona del Algarve portugués y un filamento de aguas frías localizado en el cabo de Santa María que se desvía hacia el sureste, dejando a su paso por el talud continental una huella fría que se denomina “frente de Huelva” (Criado-Aldeanueva *et al.*, 2006).

Por su parte, los levantes producen efectos contrarios, siendo el más notable la amplificación de la contracorriente costera, que lleva aguas que transporta aguas significativamente más cálidas. Si los levantes persisten, la contracorriente no sólo invade la plataforma continental del Algarve portugués sino que se propaga decenas de kilómetros



hacia el norte a lo largo de la fachada atlántica peninsular (Relvas y Barton, 2002).

Los cambios de tamaño y posición del anticiclón de las Azores, van a influir en la variación estacional, que a su vez condiciona la circulación del Atlántico Norte. Durante el invierno, el anticiclón se localiza al sur y favorece vientos de componente oeste en la costa atlántica de la península Ibérica. Mientras que en verano se desplaza al norte, induciendo vientos de componente norte que generan el afloramiento estacional a lo largo de la costa galaico-portuguesa. La banda fría de afloramiento que comienza en Galicia y termina en Mauritania se ve interrumpida por el golfo de Cádiz, que mantiene una temperatura alta durante el periodo estival (García-Lafuente, 2008).

Este patrón estacional favorece la circulación anticiclónica superficial en la parte exterior del golfo de Cádiz durante los meses de primavera y verano, mientras que el desplazamiento del anticiclón hacia el sur en invierno desplaza la corriente de las Azores y propicia una circulación superficial ciclónica en el golfo de Cádiz. Aunque no son muy frecuentes, estas inversiones del sentido de la circulación se han observado durante los meses de invierno (García-Lafuente y Ruiz, 2007).

2.2.2. Oleaje

Puertos del Estado proporciona información sobre el régimen de oleaje en el océano abierto para el periodo 1996-2006 (Figura 2.5) y análisis direccionales desde el año 2003.

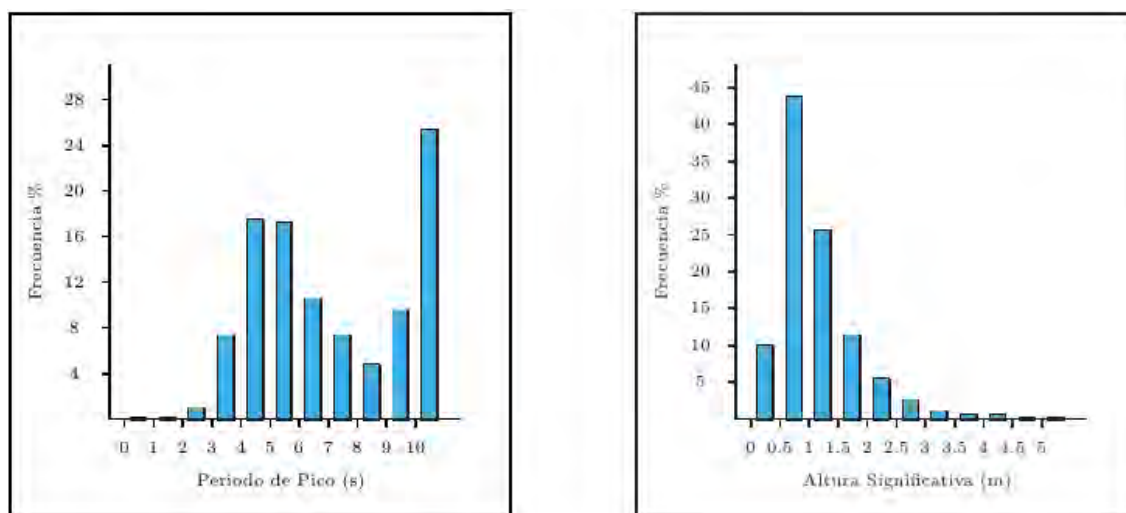


Figura 2.5. Oleaje. Distribución conjunta de periodo de pico y altura significativa para la boya RAYO, en el golfo de Cádiz, para un periodo anual entre agosto de 1996 y diciembre de 2006. Fuente: Puertos del Estado. Informe de Clima Medio de Oleaje. Boya del golfo de Cádiz.

Las rosas de oleaje representan la altura y dirección del oleaje asociadas a su probabilidad de



ocurrencia. Las olas más frecuentes (70 %) tienen componente oeste, con especial incidencia las de dirección 270 (28 %). Otra dirección preferente es la SE (135°) con un 15 % de frecuencia. Sin embargo, las mayores olas provienen de OSO, con un 1 % del total con olas de más de 3 m de altura significativa, Hs (Figura 2.6).

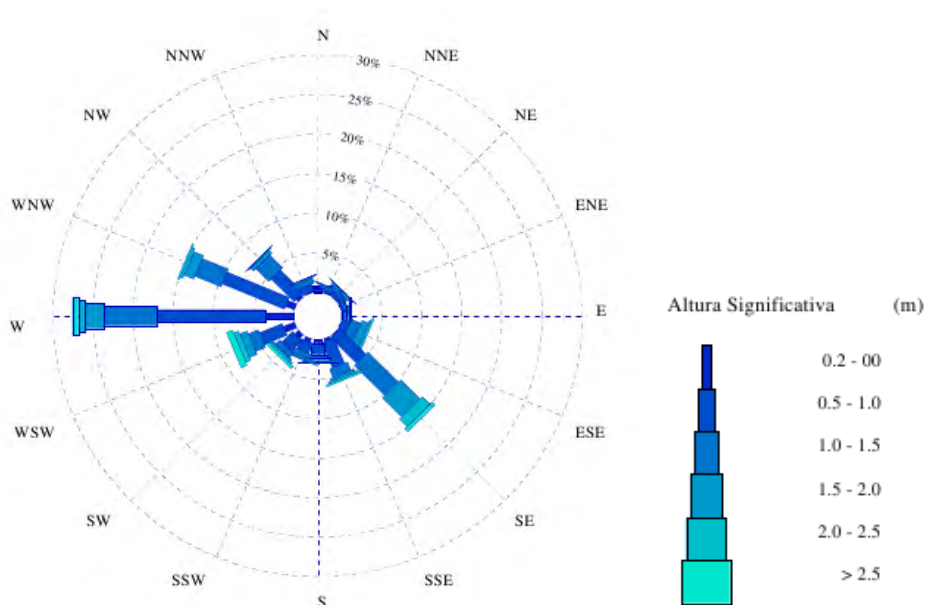
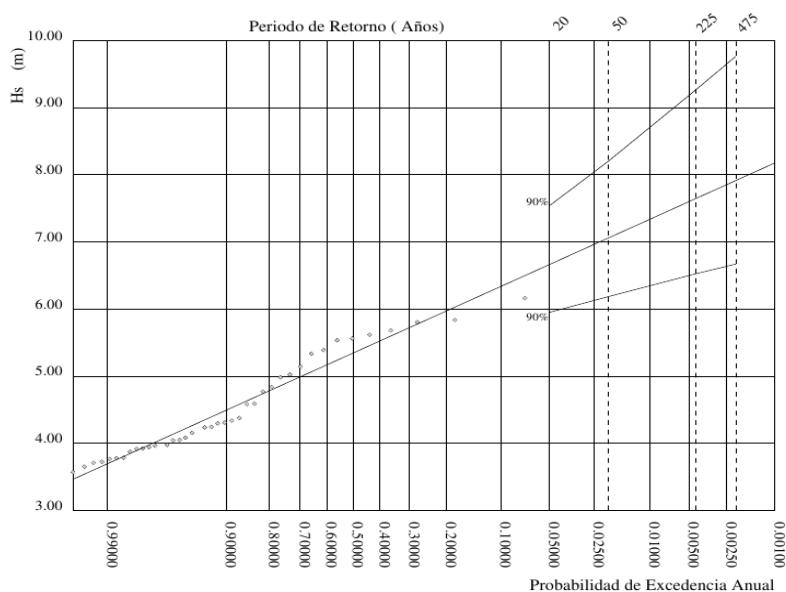


Figura 2.6. Rosa de Oleaje. Distribución conjunta de altura significativa con respecto a la dirección en la boya RAYO. Fuente: Puertos del Estado. Informe de Clima Medio de Oleaje, Boya del golfo de Cádiz.

Las direcciones más frecuentes son las comprendidas en el rango 255°-300°, en particular entre 270° y 285°. Las alturas de ola significante más frecuentes se encuentran entre 0,5 m y 1 m, con 70 % del tiempo con olas de menos de 1,5 m. La distribución de los periodos es bimodal, con 40 % entre 9-10 s y 45 % entre 5-7 s.

Puertos del Estado también presenta un análisis extremal con el ajuste estadístico y el cálculo de la probabilidad de los diversos eventos y sus periodos de retorno (Figura 2.7). Para 20 años la estima central de altura de ola significativa es de 6,66 m, con olas de hasta 7,54 m (banda superior del 90 %).



P. de Retorno (Años)	20.00	50.00	225.00	475.00
Estima Central de Hs (m)	6.66	7.05	7.64	7.91
Banda Sup. 90% Hs	7.54	8.20	9.25	9.76
Valor Esperado de Tp (s)	11.61	11.91	12.34	12.53
Prob. de Exc. en 20 Años	0.64	0.33	0.09	0.04
Prob. de Exc. en 50 Años	0.92	0.64	0.20	0.10

Parametros del Ajuste POT de Altura Significante

Umbral de Excedencia	3.50 (m)	Parametros de la	Alfa = 3.34
Num. Min. de Días Entre Picos	5.00	Distribucion Weibull	Beta = 1.31
Num. Med. Anual de Picos (Lambda)	5.17	de Excedencias	Gamma = 1.64

Relacion entre Altura Significante (m) y Periodo de Pico (s)

$$T_p = 5.01 H_s^{0.44}$$

Figura 2.7. Régimen extremal escalar de oleaje. Periodo 1996-2006. Fuente: Puertos del Estado. Informe de Clima Medio de Oleaje. Boya del golfo de Cádiz.

2.3. Hidrografía y Circulación

El golfo de Cádiz se enmarca geográficamente dentro del Atlántico Nordeste, en el área ICES. Es uno de los sistemas más complejos e interesantes del océano global. Por un lado, constituye la zona de intercambio y mezcla entre el mar Mediterráneo y el océano Atlántico, donde se produce una de las masas de agua intermedias más determinantes para la circulación en el océano global en forma de la Corriente Mediterránea (MW) y remolinos de Agua Mediterránea (*meddies*). Y por otro lado se encuentra bajo la influencia de una rama septentrional de la Corriente de Azores (AC). Sobre este patrón general la estacionalidad da lugar a regímenes alternantes sobre las aguas superficiales junto con una intensa generación de mesoescala, las cuales pueden modular el intercambio en el estrecho de Gibraltar.



La singularidad y las implicaciones globales del intercambio de agua a través del estrecho de Gibraltar han convertido al golfo de Cádiz en un laboratorio de ensayos de la comunidad internacional centrado en la dinámica del Agua Mediterránea (Ambar y Howe, 1979a, b; Baringer y Price, 1997; Mauritzen *et al.*, 2001; Ambar *et al.*, 2002; Potter y Lozier, 2004).

Recientemente, el esfuerzo se ha dirigido a comprender la circulación superficial a partir del re-análisis de datos hidrográficos e imágenes SST (Folkard *et al.*, 1997; Vargas *et al.*, 2003; Sánchez y Relvas, 2003), simulación numérica (Peliz *et al.*, 2008) o programas observacionales para el estudio de los efectos sobre las comunidades biológicas (García Lafuente y Ruiz, 2007), algunos de los cuales han sido financiados por fondos nacionales: proyectos *Circulación y masas de agua en el golfo de Cádiz. Procesos físicos de mesoescala* (MAR99-0643-C03-01; III Plan Nacional de I+D 1996-1999), y *Fluctuaciones y potencialidad de especies pesqueras de plataforma en la región atlántica andaluza* (Dirección General de Pesca y Acuicultura, Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía).

Dos iniciativas en curso son la *Red Aguas Profundas de Puertos del Estado*, que mantiene una boya océano-meteorológica en el centro del golfo de Cádiz desde agosto de 1996 y la red observacional de los proyectos INGRES (*Intercambios en el estrecho de Gibraltar y su respuesta a forzamientos meteorológicos y climáticos* (REN2003-01608; IV Plan Nacional de I+D 2000-2003) e INGRES-2 (CTM2006-02326/MAR; V Plan Nacional de I+D 2004-2007)). Éstos llevan a cabo un programa de mediciones de variables dinámicas e hidrológicas con una estación permanente para hacer estimaciones directas del intercambio en el Estrecho desde 2004. Ambas han suministrado, y continúan suministrando, series largas de datos de calidad para el estudio de la oceanografía del golfo de Cádiz.

2.3.1. Aguas superficiales: Propiedades termohalinas y estacionalidad

A un primer nivel de aproximación, los patrones de temperatura en superficie (SST) muestran una buena correlación con los vientos locales observados en estaciones meteorológicas costeras. Esta correlación es especialmente buena en la época de estratificación térmica, cuando el contraste permite trazar las diversas estructuras. El mecanismo propuesto es el intercambio de momento en el sentido clásico o Ekman.

No obstante, la extensión del uso de vientos derivados de difusómetros remotos en satélite ha permitido notar algunos aspectos muy relevantes de la naturaleza de los forzamientos. La abrupta y accidentada orografía costera y los efectos del cabo San Vicente y del estrecho de Gibraltar, así como las elevaciones de las Sierras do Caldeirao, Mochique y Cádiz, condicionan el campo de vientos en esta zona, provocando la canalización de vientos predominantes, la generación de rotacionales y otros fenómenos que tienen un efecto en la oceanografía regional. De forma particular, especialmente en invierno, se ha podido



constatar una gran varianza en la SST que no muestra correlación alguna con los vientos locales. Esta falta de correlación se explica por la acción de mecanismos que no están relacionados con el forzamiento por el viento local, y que parecen ser más relevantes frente a forzamientos relativamente débiles. Ejemplos de esto son la generación de contracorrientes interiores al *jet* de afloramiento que se manifiestan incluso contra el viento local y que parecen estar provocadas por gradientes de presión generados a lo largo de la costa. Otros fenómenos parecen estar relacionados con el campo *eddy* y sus interacciones con la circulación costera y de talud.

Distribución espacial y evolución interanual y estacional de los campos de temperatura y la salinidad.

La temperatura presenta sobre la plataforma una gran componente estacional, con máximas que pueden alcanzar los 24 °C en agosto y mínimas cercanas a 15 °C, entre enero y febrero (Figura 2.8). Este patrón está motivado principalmente por el intercambio atmósfera-océano y corresponde con el ciclo estacional del flujo de calor. No obstante, existen mecanismos que localmente pueden oponerse o potenciar este patrón. Por ejemplo, la amplitud del rango térmico frente al río Guadalquivir viene determinada por el efecto de la pluma del mismo sobre el océano costero cercano a su desembocadura (Figura 2.9).

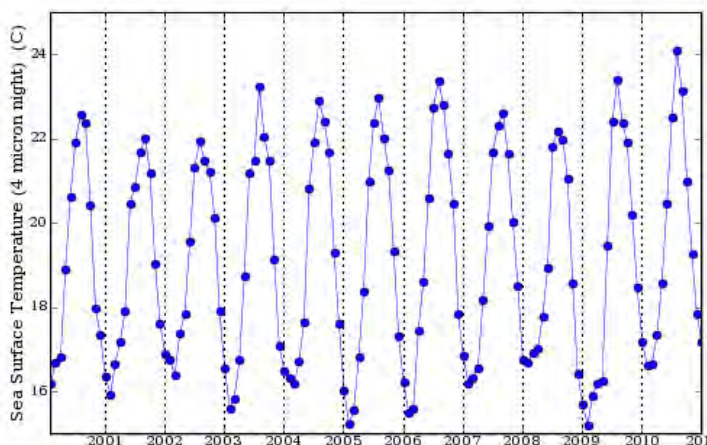


Figura 2.8. Serie de temperatura superficial del mar, satélite MODIS 4 micron night, MTMOSST4.001, para todo el golfo de Cádiz. Fuente: Giovanni online data system, NASA Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center-GES DISC.

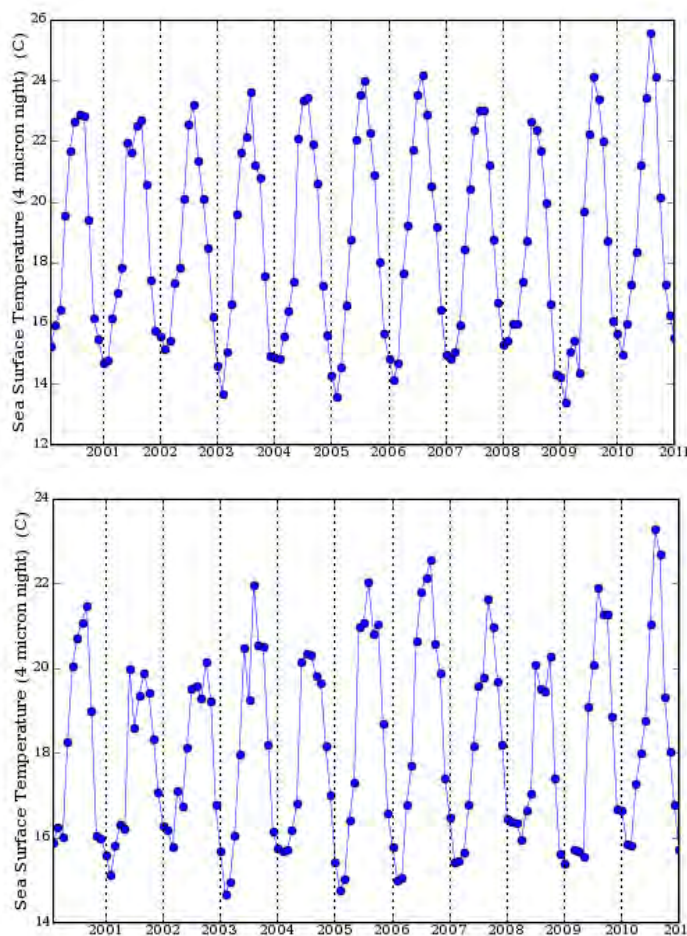


Figura 2.9. Serie de temperatura superficial del mar, satélite MODIS 4 micron night, MTMOSST4.001. Arriba: para la desembocadura del Guadalquivir. Abajo: para la plataforma portuguesa. Fuente: Giovanni online data system, NASA Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center -GES DISC.

Contrariamente, el efecto del afloramiento costero en los meses de verano provoca el efecto contrario al calentamiento y estratificación estival (Figura 2.10), situación que se ve acentuada sobre la plataforma portuguesa, donde su influencia es notablemente más significativa.

La Figura 2.10 presenta la climatología de Chl-*a* y SST basada en siete años de datos de satélite (julio 1997-diciembre 2004, Prieto *et al.*, 2009). La plataforma en promedio muestra un mínimo de temperatura en enero-febrero de 15 °C (Figura 2.10B) y un máximo en agosto (23 °C, Figura 2.10B), coincidente con el mínimo de Chl-*a* (Figura 2.10D), debido a la alta estratificación estival de la columna de agua. Sobre la plataforma se observan dos *blooms* de fitoplancton anuales, uno en primavera (marzo-abril) y otro en otoño (noviembre) (Figura 2.10D).

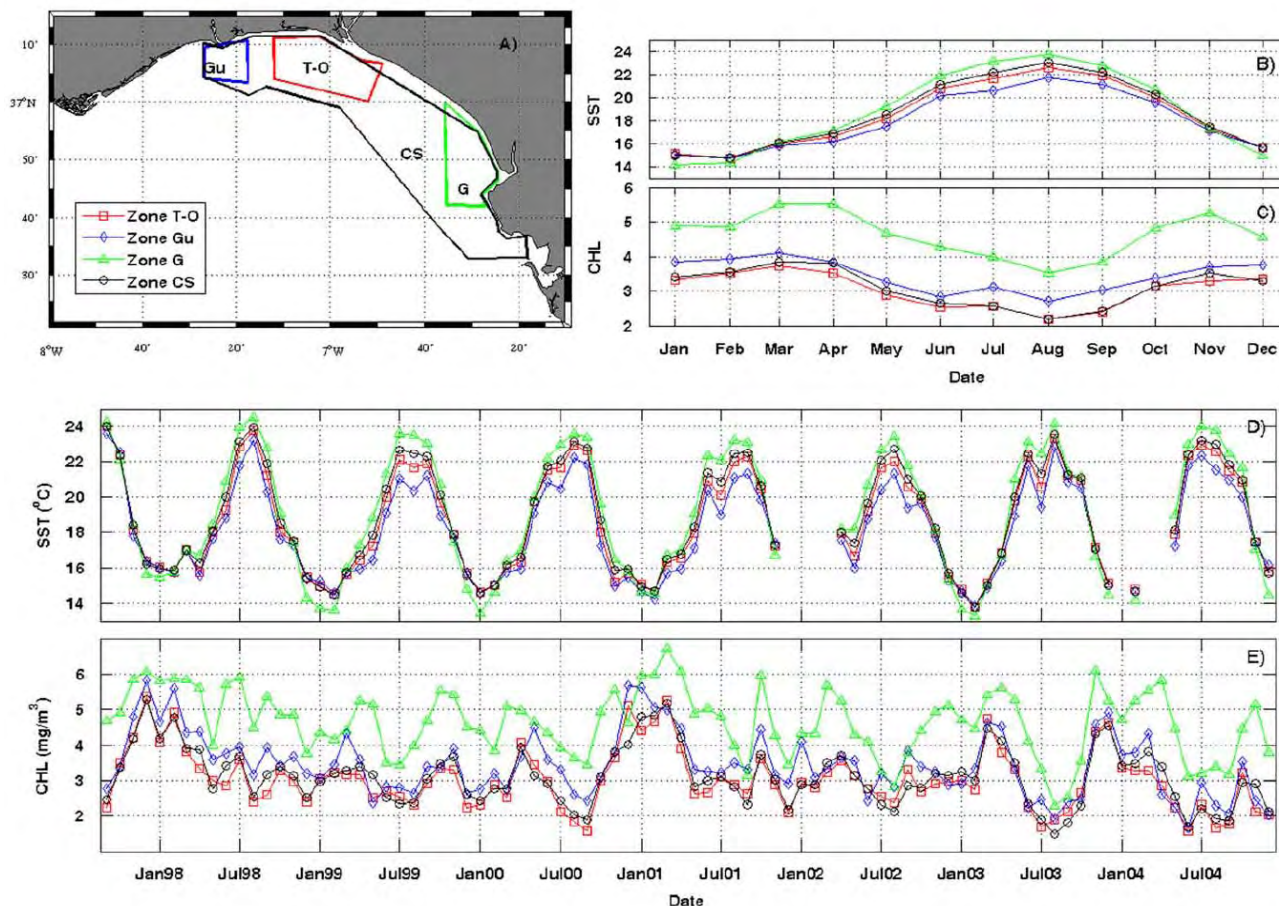


Figura 2.10. Climatología de SST ($^{\circ}\text{C}$) y Chl-a (mg m^{-3} , SeaWiFS) en la plataforma del golfo de Cádiz, aguas españolas. (A) Zonas. Promedios mensuales agrupados para el total del periodo 1997-2004 en cada zona de (B) Climatología SST y (C) Climatología Chl-a. Promedios mensuales por año para el mismo periodo de (D) Climatología SST y (E) Chl-a en cada zona. Gu: Guadiana (rombos); T-O: Tinto/Odiel (cuadrados); G: Guadalquivir (triángulos); CS: plataforma continental (círculos). Fuente: Prieto *et al.*, 2009.

La zona de las desembocaduras tiene su casuística particular. Frente al río Guadalquivir se observa el mayor rango de temperaturas, con valores promedio de 14°C y 24°C en invierno y verano, respectivamente (Figura 2.10B). Por contra, frente al Guadiana notamos las máximas más suaves en verano (menos de 22°C), en relación a los procesos de afloramiento locales. Ambas áreas muestran los mayores valores de Chl-a (Figura 2.10C).

En cuanto a la salinidad, estudios recientes demuestran que también sufre grandes variaciones estacionales sujetas al ciclo hidrológico y al patrón de descargas de las principales escorrentías fluviales. El rango promedio de salinidades en superficie es de 35,2-36,5 ‰ (Figuras 2.11 y 2.12).

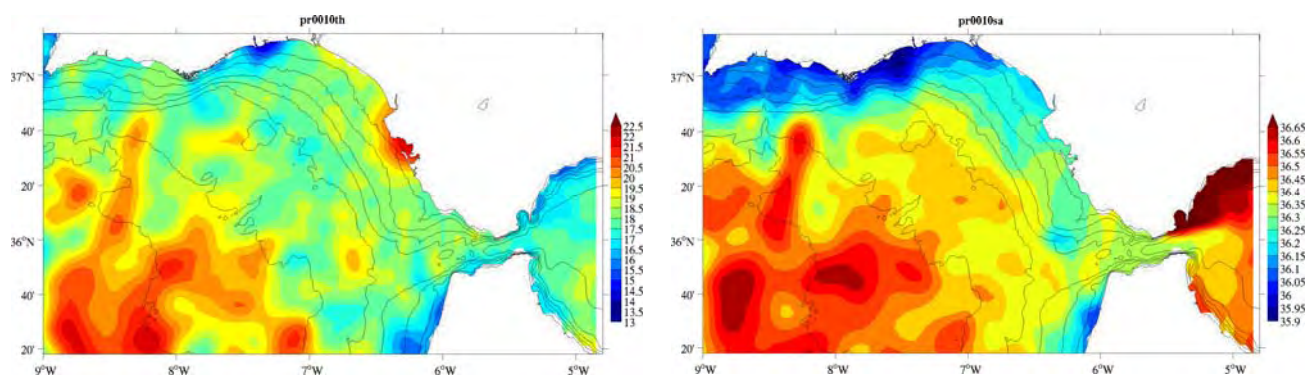


Figura 2.11. Campos de temperatura (izquierda) y salinidad (derecha) cerca de la superficie (10 m). Media anual. Fuente: SEADATANET. Elaboración propia.

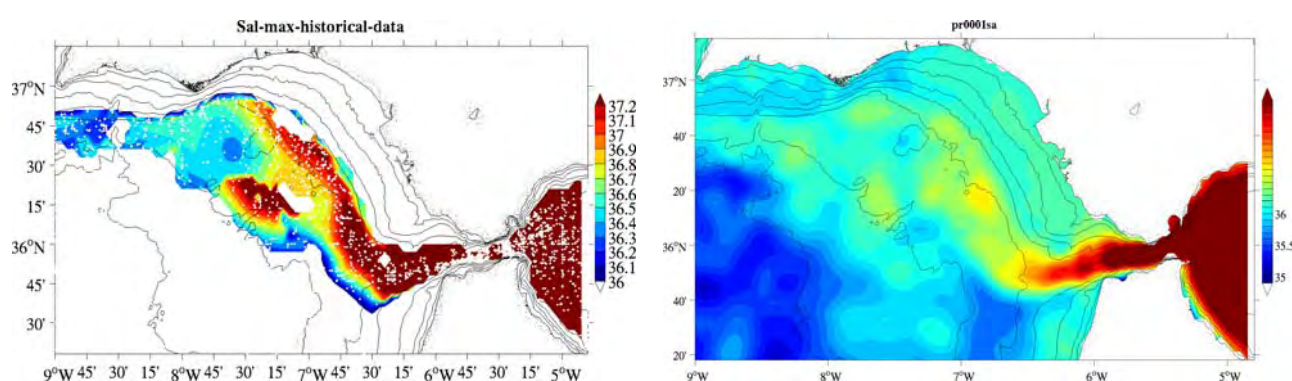


Figura 2.12. Izquierda: máximo de salinidad subsuperficial. Derecha: campo de salinidad sobre el fondo. Media anual. Ambas figuras ilustran la entrada y transformación de agua mediterránea en el golfo de Cádiz y su transporte hacia el Atlántico. Fuente: SEADATANET. Elaboración propia.

2.3.2. Masas de Agua

La parte superior de la columna de agua en la Demarcación Sudatlántica está ocupada por *Agua Central Noratlántica* (ACNA) y según la posición, alcanza hasta los 400-700 m de profundidad. Debido a los intercambios entre el océano y la atmósfera se producen cambios en las características hidrológicas del agua de la parte superficial de esta masa, formando el *Agua Superficial Atlántica*. Debido a los aportes de agua dulce y energía desde tierra, el *Agua Superficial Atlántica* sufre una nueva transformación en la plataforma continental y pasa a denominarse *Agua de Plataforma*. Pero a ninguna de estas transformaciones se le puede considerar una masa de agua en sentido estricto. Por debajo del ACNA se encuentra el *Agua Mediterránea*, más densa y con una temperatura y salinidad mayor, proveniente del estrecho de Gibraltar, y que se desplaza en dos núcleos principales entre los 800 y los 1.200 m de profundidad. Cuando se mezcla con las aguas del entorno, extiende su influencia entre los 600 y los 1.400 m. Por debajo se encuentra el *Agua Profunda del Atlántico Norte* (García-Lafuente, 2008)



2.3.3. Circulación

2.3.3.1. Dinámica General

El sistema oceanográfico del suroeste de la Península Ibérica se engloba en el extremo septentrional del Sistema de Corrientes de Contorno Oriental (“Eastern Boundary Current System”, EBCS) de Europa occidental y el norte de África. La morfología costera condiciona altamente los forzamientos físicos. La línea de costa presenta un cambio abrupto en el cabo de San Vicente, donde las costas oeste y sur confluyen formando un ángulo casi recto. Al este del cabo se localiza una amplia ensenada donde acontecen recirculaciones muy intensas.

Durante la mayor parte del año, y con certeza en primavera-verano, el patrón circulatorio está formado por un flujo anticiclónico hacia el E sobre el talud hasta el estrecho de Gibraltar y contracorrientes sobre la plataforma y en el océano abierto (Folkard *et al.*, 1997; Peliz y Fiuza, 1999; Relvas y Barton, 2002; Sánchez *et al.*, 2006; Criado-Aldeanueva *et al.*, 2006), formándose celdas ciclónicas sobre la plataforma entre cabos y una circulación anticiclónica en el centro del Golfo. Ambas celdas se ven conectadas por importantes intercambios plataforma-talud-océano (Sánchez y Relvas, 2003). Sobre el régimen invernal existen más incertidumbres debido a la menor disponibilidad de observaciones.

Como en otros EBCS, la fachada occidental de la Península Ibérica sufre una alternancia estacional de campos hidrográficos y flujos y corrientes, con presencia de estaciones de afloramiento (*upwelling*) y hundimiento (*downwelling*) sobre las zonas costeras y de plataforma. En invierno se nota la propagación hacia el polo de un flujo de agua cálida y relativamente salina (Frouin *et al.*, 1990; Haynes y Barton, 1990; Coelho *et al.*, 2002; Peliz *et al.*, 2003), también conocida como Corriente Ibérica hacia el Polo (“Iberian Poleward Current”, IPC). Esta corriente se ha verificado sobre todo en la costa portuguesa y el Golfo de Vizcaya, aunque aún no hay una descripción clara sobre la estacionalidad, origen y forzamiento de larga escala del flujo.

Algunos autores (Relvas y Barton, 2005) proponen que la IPC se ajusta verticalmente en la columna de agua como una subcorriente bajo la circulación de afloramiento, como ocurre con la Corriente de Davidson en el Sistema de Corrientes de California (CCS). Esta observación contrasta con los experimentos de modelado numérico, los cuales predicen su desplazamiento hacia aguas más profundas frente a vientos favorables al afloramiento (Peliz *et al.*, 2003).

Sánchez y Relvas (2003) presentan un análisis detallado de la circulación en primavera-verano. El periodo estival se caracteriza por el afloramiento intenso de aguas subsuperficiales, frías y de baja salinidad relativa, correspondientes al Agua Central



Noratlántica Oriental (“Eastern North Atlantic Central Water”, ENACW). Esta situación se caracteriza además por la formación sobre el talud de un *jet* de afloramiento, altamente meandriforme, plagado de filamentos y recirculaciones y que interactúa vigorosamente tanto con una rama septentrional de la Corriente de Azores (hacia el océano abierto), como con la circulación interior de la plataforma, que en esta época es preferentemente hacia el polo.

La visión clásica postulaba el forzamiento por el viento, con un comportamiento bimodal (O-SO en invierno y E de mayo a septiembre), como principal responsable de estos patrones. No obstante, estudios recientes postulan que este viene determinado mayoritariamente por otros aspectos, como el gradiente de presión (Relvas y Barton, 2002) generado bien por el régimen de viento de larga escala (Sánchez *et al.*, 2006), el flujo de flotabilidad de aportes continentales (García Lafuente *et al.*, 2006), la convergencia con la Corriente de Azores (Sánchez y Relvas, 2003) o el intercambio en el Estrecho (Mauritzen *et al.*, 2001; Peliz *et al.*, 2009) más que por la tensión del viento local.

2.3.3.2. Procesos costeros y de mesoescala

Uno de los aspectos que diferencia esta zona y la hace interesante respecto al resto de sistemas costeros del océano global es la presencia de la discontinuidad y el intercambio de masas de agua a través del estrecho de Gibraltar. Este intercambio es mayoritariamente bicapa, con salida de Agua Mediterránea (MW) desde el mar Mediterráneo hacia el golfo de Cádiz en la capa inferior y entrada de Agua Atlántica por la capa superior (Figura 2.13). La salida de Agua Mediterránea se produce en cascada desde los 300 hasta los 1.000 m. A su salida esta se constituye como una corriente de fondo que vira hacia la derecha por efecto de la rotación terrestre, pegada al talud. Pasado el cabo Santa María, la corriente alcanza el equilibrio como una corriente de gravedad: Subcorriente Mediterránea (MU). A medida que desciende y avanza hacia el O el transporte en la MU se multiplica por 3 (de 0,7 Sv en el estrecho a 2 Sv en el extremo occidental, Baringer y Price, 1997), a medida que pierde salinidad y temperatura (y densidad) debido a la mezcla y *entrainment* con el agua central suprayacente (ENACW), más fría y menos salina. La zona de mayor mezcla aparece a unos 80 km del Estrecho, frente al cabo Trafalgar.

El flujo mediterráneo no siempre se ve atrapado en el talud, sino que más bien se ve influenciado por valles y cañones submarinos que causan una asimetría horizontal del *entrainment*, inducen meandros y provocan la partición del transporte en un número variable de ramas y brazos (Ambar y Howe, 1979a; Zenk y Armi, 1990), como es la división en al menos 3 núcleos principales (e.g., Siedler, 1968; Madelain, 1970; Zenk, 1970; Ambar y Howe, 1979a, b). Estos se pueden distinguir aguas abajo del Estrecho por máximos de temperatura y salinidad, centrados en 400 m (“Shallow Core”, SC), 800/27,6 (“Upper Core”, UC), y 1.200/27,8 (“Lower Core”, LC) [prof (m)/sigma-theta] (Figuras 2.13, 2.14).



Trabajos más recientes sugieren que a través de procesos como el “de(en)trainment” ambas circulaciones (MOW-ENACW) se encuentran conectadas, influyendo con más importancia que el viento local. *Entrainments* sobre cada uno de los brazos principales del MOW parecen ser los responsables del flujo de aguas centrales hacia el estrecho, uno sobre el talud y otro aguas afuera, para compensar los transportes sobre el UC y LC respectivamente (Peliz *et al.*, 2009; Figuras 2.13, 2.15). La integración vertical de este flujo genera una celda ciclónica (pluma beta; Kida, 2006) en relación con la entrada de aguas de la Corriente de Azores. Siguiendo argumentos sobre la conservación del volumen, Mauritzen *et al.* (2001) predicen la recirculación ciclónica por el borde septentrional del Golfo, con la ENACW modificada por flujo diapicno en un proceso denominado *detrainment*.

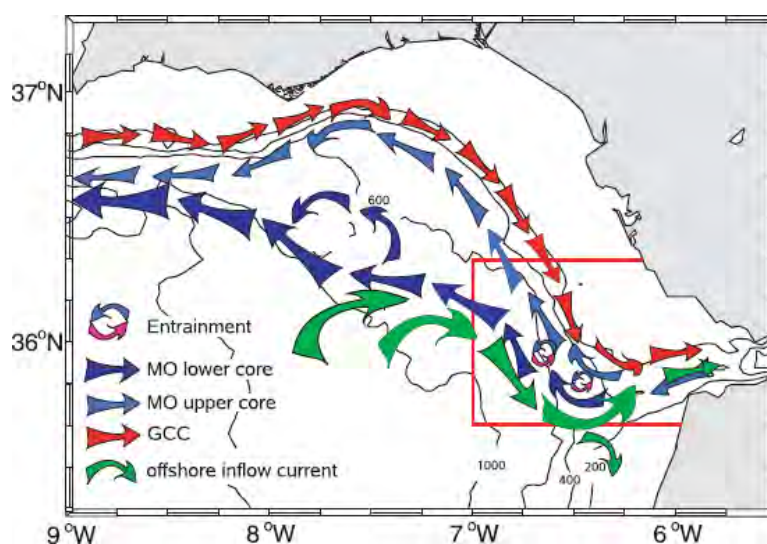


Figura 2.13. Representación esquemática de la circulación en el golfo de Cádiz. Las flechas azules representan el flujo de salida de agua mediterránea (núcleo superior e inferior), en rojo la corriente de talud GCC y en verde el flujo atlántico de entrada. Fuente: Peliz *et al.* (en prensa).

Diversos autores categorizan la circulación general de la zona considerando por separado la zona de plataforma y la región oceánica.

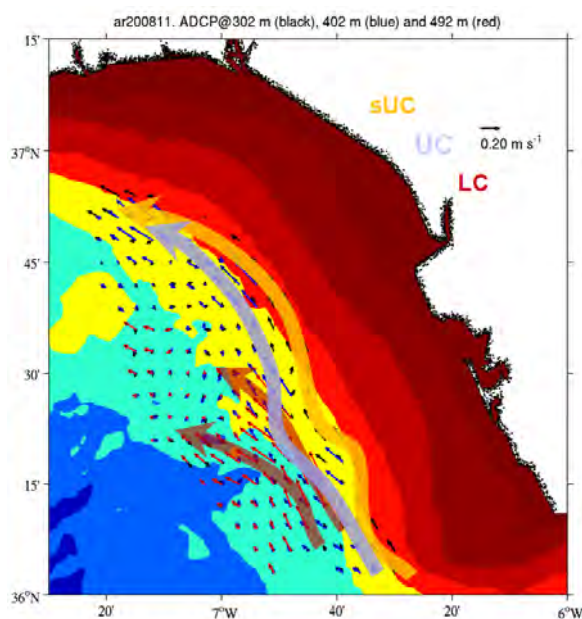


Figura 2.14. Representación esquemática de las principales venas o flujos de agua mediterránea en el extremo oriental del golfo de Cádiz: “shallow upper core”, sUC, a 300 m.; “upper core”, UC, a 400 m. y “lower core”, LC, por debajo de los 500 m. Fuente: Sánchez *et al.*, en preparación.



Figura 2.15. Representación esquemática de los principales flujos superficiales en el golfo de Cádiz. Fuente: elaboración propia.

La entrada de Agua Mediterránea introduce una anomalía termohalina que se modifica y mezcla en el golfo de Cádiz para propagarse hacia el océano Atlántico, ejerciendo una enorme influencia en la circulación global. Con respecto a la circulación regional, ésta anomalía implica la inversión de los perfiles de salinidades que conlleva implicaciones dinámicas. La disminución de temperatura con la profundidad va asociado con un aumento de salinidades que revierte en debilitamiento de la baroclinicidad (gradientes isopicnos) con respecto a sistemas no perturbados por este tipo de anomalías.



2.3.3.3. Afloramientos

Existe un afloramiento casi permanente en la zona del cabo San Vicente, vinculado al vórtice ciclónico situado al sur del cabo. Cuando la acción de los levantes se prolonga, se produce un debilitamiento del vórtice que la contracorriente costera invade la plataforma occidental (García-Lafuente, 2008).

La orientación de la costa norte es óptima para la generación de afloramiento costero bajo ponientes siendo muy sensible a la acción del viento, en particular en las inmediaciones del cabo Santa María, donde apenas hay plataforma continental. En invierno, el poniente induce un afloramiento que se une al del cabo San Vicente y juntos producen un afloramiento generalizado a lo largo del litoral hasta la desembocadura del Guadalquivir. Unido a este mecanismo clásico de afloramiento está el de naturaleza topográfica en el cabo Trafalgar, producido por la interacción de la corriente con esta barrera que penetra en el mar (Vargas *et al.*, 1999). Al chocar con el bajo, las corrientes de marea fuerzan movimientos ascendentes y producen un bombeo de agua fría más rica en nutrientes, cuyo efecto promedio es el de un afloramiento permanente. La mancha de agua fría alrededor de este cabo, donde se dan condiciones favorables para altos ritmos de producción primaria (Navarro y Ruiz, 2006), se reconoce fácilmente en imágenes infrarrojas de temperatura superficial.

2.3.3.4 Mareas

En la Demarcación Sudatlántica la marea es semidiurna, siendo dominante la constituyente lunar principal. El patrón de marea se ajusta al del Atlántico Norte y se extiende en dirección norte, alcanzándose antes la pleamar en esta demarcación que en la zona norte. La amplitud mareal se incrementa hacia el este, hasta el meridiano de Huelva, donde comienza a reducirse hacia el Estrecho, hasta ajustarse a la menor oscilación mareal del Mediterráneo. En el meridiano de Huelva se consigue la mayor amplitud, con un valor próximo a 1,1 m, y el menor en Tarifa, donde sólo alcanza los 0,4 m (García-Lafuente *et al.*, 2000). A pesar de lo reducido de estos datos, durante las mareas vivas el conjunto de todas las constituyentes semidiurnas produce un rango de marea (distancia cresta-valle) superior a los 3,5 m.

En general, las corrientes de marea son débiles, salvo en ciertas regiones. Una de estas regiones se localiza en las proximidades de Tarifa (a menos de 50 km) está presente la circulación del estrecho de Gibraltar, donde la corriente de marea se dirige al oeste mientras sube la marea y al este cuando baja. Y la otra en la desembocadura de los ríos, en concreto en la del Guadalquivir, en el que la marea remonta más de 80 km hasta Sevilla. En este caso se desplaza un gran volumen de agua en cada ciclo de marea, con unas corrientes asociadas relativamente altas.

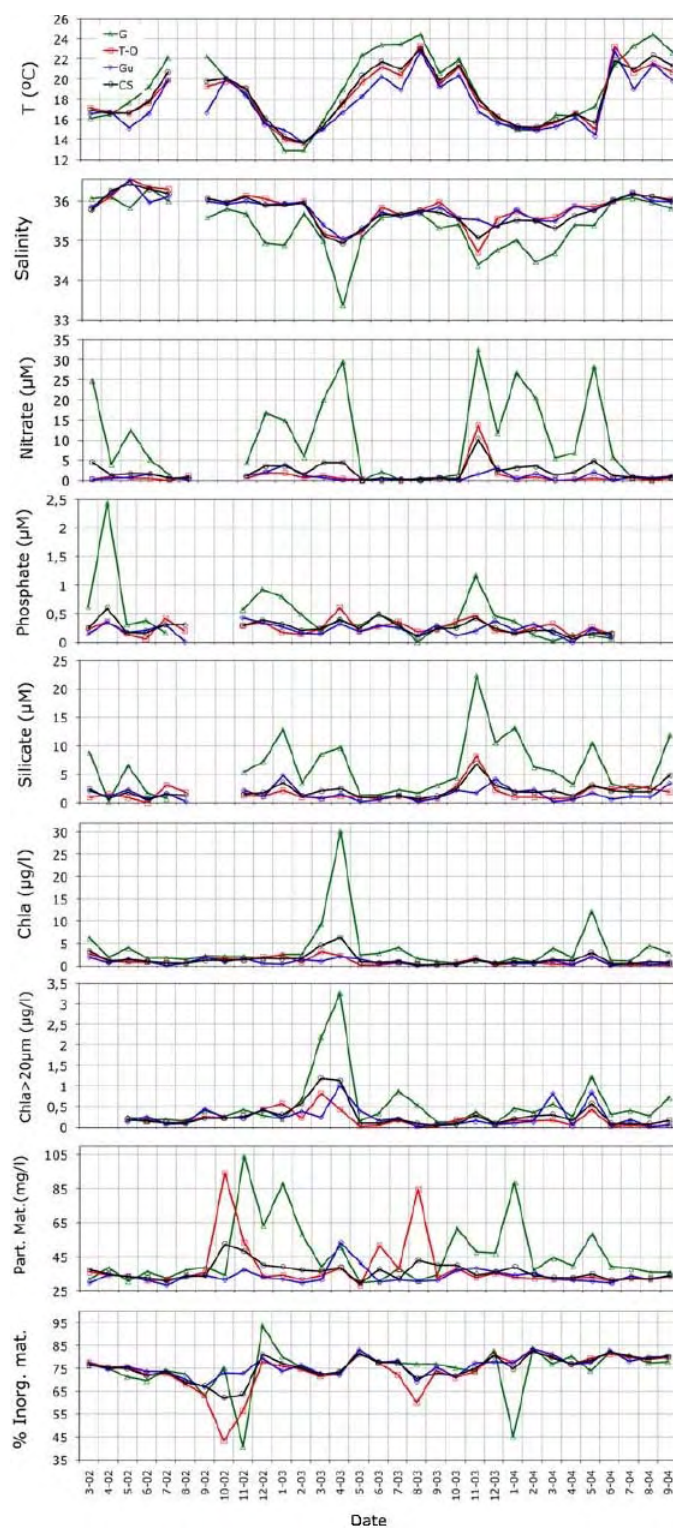


Figura 2.16. Serie temporal de variables en la plataforma continental del golfo de Cádiz. Promedios mensuales (marzo 2002-septiembre 2004). De arriba a abajo: temperatura ($^{\circ}\text{C}$), salinidad, nitrato (μM), fosfato (μM), silicato (μM), clorofila a total [Chla] y en células $>20 \mu\text{m}$ [Chla $>20 \mu\text{m}$] (mg l^{-1}), material particulado [Part. Mat.] (mg l^{-1}), porcentaje de material particulado inorgánico en superficie [% Inorg. Mat.].



2.4. Distribución de nutrientes y oxígeno

Distribución y variabilidad de nutrientes inorgánicos

La serie temporal tomada en el marco del proyecto *Fluctuaciones y potencialidad de especies pesqueras de plataforma en la región atlántica andaluza*, recogida en Prieto *et al.* (2009), muestra las características específicas de la zona de la desembocadura del Guadalquivir frente a lo observado en la zona del Guadiana y el sistema Tinto-Odiel (Figura 2.16). Las concentraciones más elevadas de nutrientes y los valores más bajos de temperatura se observan en invierno, justo antes del *bloom* primaveral. Por contra, los valores más bajos de nutrientes (nitrato, fosfato y silicato) aparecen en verano, en la época de mayor estratificación. No obstante, se puede concluir que el fosfato nunca aparece como nutriente limitante ya que los valores superan las constantes de semisaturación para el crecimiento del fitoplancton (K_s de 0,03 y 0,5 mM). Las mayores concentraciones de clorofila se observan en primavera y otoño, aunque el máximo de otoño es ligeramente inferior. Parece existir una asociación entre el aumento de los aportes estuarinos y de agua dulce y el de la fertilización y desarrollo fitoplanctónico en la desembocadura del río Guadalquivir.

2.5. Dióxido de carbono y Acidificación

Distribución y variabilidad del CO₂ y pH.

La Demarcación Sudatlántica se enmarca en la parte norte del océano Atlántico, que es una de las zonas en las que se acumula la mayor cantidad de CO₂ antropogénico del planeta (Gruber, 1998). Varios estudios realizados en la zona más próxima a la costa confirman que la zona actúa como un sumidero de CO₂ en una escala anual, con variaciones intranuales, debido a que el proceso de intercambio entre la atmósfera y el océano está controlado mayoritariamente por la temperatura de la zona (Huertas *et al.* 2006; de la Paz *et al.*, 2011; Ribas-Ribas *et al.*, 2011). En niveles subsuperficiales, su papel regulador está fuertemente marcado por el intercambio en el estrecho de Gibraltar y en niveles más someros por los ciclos biológicos estacionales.

El mar Mediterráneo es una fuente de alcalinidad total y CO₂ inorgánico hacia las subcapas del golfo de Cádiz (Figura 2.17). Este transporte oscila aproximadamente entre los 0,02-0,07 pg C por año, de los cuales se estima que un 5 % (0,032-0,066 pg por año) proceden de fuentes antropogénicas (Äit-Ameur y Goyet, 2006). Tras la mezcla invernal, a principios de primavera, el aporte de nutrientes hacia aguas superficiales en el golfo de Cádiz proviene primordialmente de las descargas fluviales. El efecto es la proliferación de un *bloom* fitoplanctónico que es causa de las bajas concentraciones de pCO_2 en superficie y que la zona se comporte como sumidero de CO₂ atmosférico (Figura 2.18). Por contra, el



agotamiento de nutrientes en las capas fóticas tras la re-estratificación estival es causa de bajas tasas de productividad primaria que influyen en el incremento de las $p\text{CO}_2$ superficiales, por lo que la zona se comporta como una fuente de CO_2 hacia la atmósfera (por ejemplo, con un flujo de $18,67 \pm 4 \mu\text{M m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ en julio de 2002; Äit-Ameur y Goyet, 2006). Con la erosión de la termoclina en otoño, el flujo de nutrientes hacia la capa fótica estimula la aparición de un *bloom* fitoplanctónico secundario que causa la pérdida de $p\text{CO}_2$ superficial. Al estimular el flujo neto de CO_2 desde la atmósfera hacia el océano, el viento parece jugar un papel modulador sobre este patrón general (Huertas *et al.*, 2006).

La zona del golfo de Cádiz acumula CO_2 con valores entre 33 y 38 mol C m^{-2} , dependiendo del método utilizado (Flecha *et al.*, 2011). Esta zona junto con el estrecho de Gibraltar tiene una gran relevancia en el intercambio de propiedades químicas entre la cuenca atlántica y la mediterránea, siendo un punto caliente para la monitorización del efecto del cambio global sobre las características físico-químicas del agua mediterránea vertida en el Atlántico y su posterior dispersión en esta cuenca (Álvarez *et al.*, 2005; Ait-Ameur y Goyet, 2006).

Hasta ahora no hay estimas de acidificación, aunque desde el año 2005 se realizan medidas de pH en la sección GIFT entre Portugal y Marruecos (Huertas *et al.*, 2006). Los valores de pH obtenidos (8,18-8,33) se asemejan a lo valores preindustriales. Además, se ha encontrado una estrecha asociación en los patrones de distribución espacio-temporal de las variaciones de pH y las concentraciones máximas de clorofila-a, al menos en superficie (Huertas *et al.*, 2006).

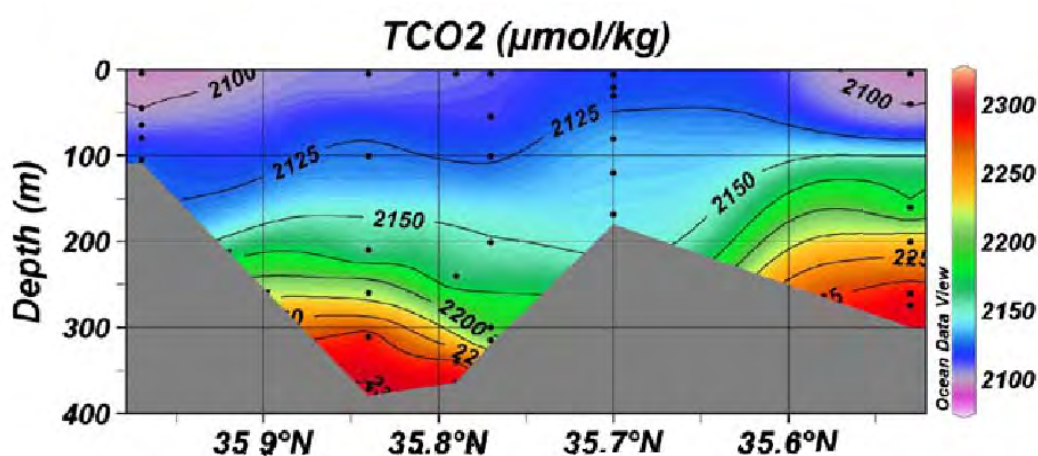


Figura 2.17. Carbono inorgánico total (TCO_2 , $\mu\text{mol kg}^{-1}$) en una sección al oeste del estrecho de Gibraltar en julio de 2002. Fuente: Äit-Ameur y Goyet, 2006.

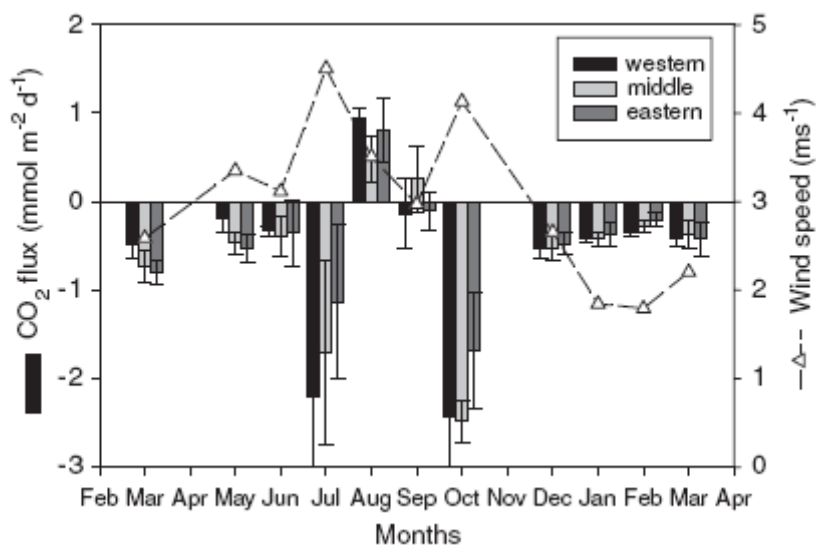


Figura 2.18. Flujos netos aire-océano de CO₂ (barras) calculados mensualmente (marzo 2003-marzo 2004) en los sectores occidental (Güadiana-Mazagón), central (Mazagón-Matalascañas) y oriental (Matalascañas-Güadalquivir), junto con la velocidad del viento (triángulos) durante los mismos días de muestreo. Fuente: Huertas *et al.*, 2006.

2.6. Sustancias químicas peligrosas

Las aguas del golfo de Cádiz están sometidas a una gran variedad de actividades antropogénicas, relacionadas con la minería y fundición desde la prehistoria (Fernández *et al.*, 1997) y más recientemente con el desarrollo urbano e industrial, el denso tráfico marítimo o la descarga y transporte de hidrocarburos. A estas actividades hay que sumar los aportes fluviales de los grandes ríos (Güadalquivir, Güadiana, Güadalete, Tinto-Odiel), algunos de los cuales atraviesan el cinturón ibérico de pirita. Esto implica la entrada de importantes cargas de sustancias contaminantes, lo que ejerce una fuerte presión sobre las especies y los hábitats de la zona (Periáñez, 2009). Por tanto, es esencial evaluar la influencia potencial de las sustancias contaminantes en el funcionamiento de este ecosistema.

En este contexto, hay que mencionar el accidente en las minas de Aznalcóllar ocurrido en el año 1998, en el que se produjo la rotura de unas de las presas de almacenamiento de lodos y que vertió alrededor de dos millones de metros cúbicos de lodos y cuatro millones de metros cúbicos de aguas ácida, alcanzando los ríos Güadalquivir, Agrio y Güadamar. También se vieron afectadas áreas de los Parques Natural y Nacional de Doñana, de los que se calcula que fueron inundadas por los residuos unas 2.656 y 98 ha, respectivamente. Afortunadamente, la mayoría de los metales vertidos estaban en forma de sulfuros insolubles y no se desplazaron a otras zonas.



El mayor impacto ambiental en esta demarcación está asociado a los dos principales núcleos urbanos, las ciudades de Huelva y Cádiz. En los márgenes de la bahía de Cádiz residen más de 400.000 habitantes; además, parte de las aguas residuales urbanas generadas no son tratadas adecuadamente. Las principales industrias, localizadas en Cádiz y sus alrededores, están relacionadas con la construcción naval, la fabricación de coches, la industria aeronáutica, la industria alimentaria y la industria química (Carrasco *et al.*, 2003). El puerto de Cádiz es uno de los principales puertos españoles y se ha convertido en un foco de comercio internacional. Las actividades industriales dan lugar a concentraciones elevadas de metales (p. ej. Cu: 16-170, Pb: 12-100 mg kg⁻¹ ps) y de contaminantes orgánicos como bifenilos policlorados (PCBs: 160 µg kg⁻¹ ps) o hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs: 18-360 mg kg⁻¹ ps), en sedimentos de la bahía de Cádiz (Lara Martín *et al.*, 2005, César *et al.*, 2007). También se han medido concentraciones elevadas de surfactantes, como el alquilbenceno sulfonato lineal (LAS) o los polietoxilatos de nonilfenol (NPEOs), y de DDTs (dicloro difenil tricloroetano y sus productos de degradación), asociados al aporte de aguas residuales urbanas no tratadas y a vertidos agrícolas ocasionales, respectivamente (DelValls *et al.*, 2002; Lara Martín *et al.*, 2005).

La ría de Huelva está afectada por actividades industriales y portuarias. El puerto de Huelva se ha convertido en un elemento fundamental de la economía de la zona, como principal vía de exportación de los minerales que se extraen en la provincia. Es uno de los puertos españoles de mayor actividad y crecimiento. Asimismo, la industria ha progresado en base al procesado de minerales y a la creación, en el margen de la ría, de un polo de desarrollo para favorecer el crecimiento de un grupo de instalaciones e infraestructuras que se han convertido en uno de los complejos industriales más importantes del país. En este complejo se encuentran representadas la industria química, la fabricación de fertilizantes, la industria del cemento, la fabricación de pasta de papel, el refinado de petróleo, la metalurgia del cobre, la construcción naval, así como la existencia de balsas para el apilamiento de residuos industriales (fosfoyesos, cenizas de piritita) (Ruiz *et al.*, 2008).

Otra vía de entrada de contaminantes en la ría de Huelva la constituye el río Tinto-Odiel, que es el principal aporte fluvial de la zona. Este río proporciona una fuente importante de metales traza ya que su cuenca de drenaje atraviesa los yacimientos de la Faja Pirítica Ibérica, uno de los depósitos de sulfuros masivos polimetálicos más grandes del mundo (Davis *et al.*, 2000; Sainz y Ruiz, 2006). El yacimiento está compuesto principalmente de sulfuros metálicos de Zn, Cu y Pb, y contiene una alta proporción de metales traza como (Cd, As, Hg, Ag, Au). Como consecuencia, en el estuario del río Tinto se origina una masa de agua enriquecida en metales, que entra en el mar Mediterráneo a través del estrecho de Gibraltar, y que contribuye a los flujos y concentraciones de metales traza en el mar Mediterráneo occidental (Elbaz-Poulichet *et al.*, 2001). La combinación de vertidos



procedentes de la producción minera y los vertidos de aguas residuales urbanas e industriales, ha dado lugar a la degradación medioambiental de las aguas y sedimentos de la ría de Huelva. De hecho, el estuario del río Tinto-Odiel se incluye entre las áreas más contaminadas del mundo, encontrándose concentraciones elevadas de metales traza tanto en el agua o los sedimentos, como en los organismos (González-Pérez *et al.* 2008; Arellano *et al.*, 1999; Riba *et al.*, 2005). Mientras que la mayor parte del As, Pb y Cd acumulados en sedimentos estuarinos y litorales de la ría de Huelva proceden de los efluentes industriales, el aporte fluvial es el principal origen de la contaminación por Cu y Zn del estuario (Davis *et al.*, 2000; Sainz y Ruiz, 2006). Concentraciones de Cu, Pb, y Hg de más de 1.500, 800 y 3 mg kg⁻¹ ps, respectivamente, han sido registradas en sedimentos de la ría (González-Pérez *et al.*, 2008; IEO, datos no publicados). También han sido encontrados elevados niveles de PCBs, PAHs y compuestos organoestánicos, asociados a zonas portuarias (César *et al.*, 2007; Garg *et al.*, 2009). No obstante, las diferentes actuaciones medioambientales realizadas en los últimos años para recuperar la inaceptable situación ambiental de la ría de Huelva han dado lugar a una mejora sustancial de la calidad ambiental del agua, produciéndose una recuperación parcial de la infauna y epifauna en el estuario.

El golfo de Cádiz recibe además aportes fluviales con elevadas concentraciones de metales pesados de los ríos Guadiana, Guadalquivir y Guadalete, que también drenan la Faja Pirítica Ibérica. Por ejemplo, los niveles de zinc en el sedimento del estuario del río Guadalquivir son 20 veces superiores a los niveles basales encontrados en sedimentos no contaminados (Palanques *et al.*, 1995; González-Pérez *et al.*, 2008). El río Guadalete recibe vertidos industriales, efluentes de la EDAR de la ciudad de Jerez de la Frontera (150.000 hab.) y vertidos directos de los cultivos agrícolas adyacentes a su cauce, por lo que también presenta niveles elevados de surfactantes, PAHs, PCBs y DDTs (Lara Martín *et al.*, 2005).

Los trabajos realizados en el golfo de Cádiz por el IEO, dentro del Programa CEMP del Convenio para la Protección del Medio Ambiente Marino del Atlántico Nordeste (OSPAR), están enfocados principalmente hacia el estudio de las tendencias temporales de contaminantes en los sedimentos marinos, que se han tomado en zonas relativamente alejadas de la costa, ya que no se dispone de mejillón silvestre en esta zona. Los niveles de contaminación encontrados son inferiores a los presentes en el interior de la bahía de Cádiz (IEO, datos no publicados). En el caso de los PAHs, los niveles medidos en sedimentos son relativamente bajos comparados con los de otras zonas de la costa atlántica española, situándose en niveles similares a los de la plataforma continental gallega e inferiores, en general, a los observados en la costa Cantábrica. Estos datos han sido evaluados recientemente en el marco del Convenio OSPAR y, en todos los casos, los valores obtenidos son inferiores a los que se consideran nocivos para el ecosistema. Concentraciones más altas han sido registradas en las zonas situadas cerca del puerto de Cádiz (IEO, datos no



publicados; OSPAR, 2010).

En los últimos años, en el marco del programa JAMP (*Joint Assessment and Monitoring Programme*) de OSPAR, y con el objetivo de identificar la distribución y las tendencias temporales de los contaminantes químicos a lo largo de la costa, se están llevando a cabo estudios de metales pesados, compuestos organoclorados (PCBs y DDTs) y éteres de bifenilos policromados (PBDEs) en merluza (*Merluccius merluccius*). Los primeros resultados utilizando esta especie han permitido observar la influencia de los aportes a los que está sometida la zona de recogida de ejemplares sobre las concentraciones de contaminantes. Así, en el hígado de la merluza, las concentraciones de PCBs en la ría de Vigo son el doble de las del golfo de Cádiz. Por el contrario, los niveles de DDTs ($43\text{-}680\ \mu\text{g kg}^{-1}\ \text{ph}$) son unas 10 veces mayores en el golfo de Cádiz. En general, las concentraciones de metales son muy semejantes en ambas zonas (González-Quijano *et al.*, 2010).



3. CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS

3.1. Hábitats

En estudios del medio marino se utiliza el concepto de *comunidad* como unidad de gestión a identificar, caracterizar y localizar geográficamente, definida esta como el conjunto de poblaciones de diferentes especies (microorganismos, vegetales y animales) que viven en una misma zona física (a la que suele llamarse *biotopo* o *hábitat*) e interactúan entre sí, es decir, mantienen una relación de interdependencia, especialmente desde el punto de vista trófico (Casas *et al.*, 2006). Esta relación de interdependencia se identifica inicialmente sobre la base de las dominancias relativas de las especies, más que sobre las interacciones entre ellas, que suelen ser menos conocidas. Las especies pueden ser sustituidas por otras ecológicamente equivalentes en las comunidades similares de distintas regiones geográficas.

En la clasificación de los sistemas marinos también se han utilizado, a nivel europeo, los conceptos de “hábitat” o “biotopo”, con significado similar al de comunidad. En unos casos se llega a una excesiva fragmentación, que puede resultar inadecuada para desarrollar una política de gestión. Por otra parte, documentos como la Directiva 92/43/CEE tienen, en relación con el medio marino, un escaso nivel de definición de los hábitats, lo que impide caracterizar correctamente muchas comunidades.

Los sistemas marinos generalmente se caracterizan por sus comunidades bentónicas, y éstas especialmente por la flora y fauna sésil o de escasa movilidad. Las comunidades bentónicas están más estructuradas y, generalmente, asociadas a un sustrato, de forma que los organismos interactúan entre sí manteniendo unas relaciones más permanentes. Por el contrario, los organismos pelágicos suelen tener extensas distribuciones geográficas, experimentan amplios desplazamientos y, por ello, no son adecuados para la caracterización de zonas marinas concretas.

Casas *et al.* (2006) utilizan la *comunidad* como la unidad básica de estudio adoptando un criterio pragmático y, a la vez, sintético, para facilitar sus objetivos específicos (la gestión, la conservación y la comprensión del medio). Sin embargo, estos autores señalan que, en ocasiones, su clasificación (Tabla 3.1) puede no coincidir con puntos de vista más estrictamente biológicos, o con clasificaciones previas internacionales aún sujetas a debate y a posteriores modificaciones. El objetivo del presente informe no es realizar un análisis detallado como el de Casas *et al.* (2006), pero se ha sintetizado toda la diversidad específica y los rasgos más definitorios de las comunidades biológicas del golfo de Cádiz.



Tabla 3.1. Tipificado de comunidades marinas atlánticas, Región Lusitana. Fuente: Casas *et al.*, 2006.

Comunidades marinas atlánticas (Región Lusitana)	
Comunidades marinas atlánticas de sustrato duro:	Comunidades marinas atlánticas de sustrato blando:
<ul style="list-style-type: none"> • Comunidad de la roca supralitoral • Comunidad de las charcas supralitorales • Comunidad de la roca mesolitoral superior • Comunidad de la roca mesolitoral inferior • Comunidad de las charcas mesolitorales • Comunidad de laminarias • Comunidad de algas fotófilas en ambiente batido • Comunidad de algas fotófilas en ambiente calmo • Comunidad de algas esciáfilas • Comunidad de las cuevas y los túneles submarinos • Comunidad de la roca circalitoral 	<ul style="list-style-type: none"> • Comunidad de los guijarros y las gravas supralitorales • Comunidad de las arenas supralitorales • Comunidad de los guijarros y las gravas mesolitorales • Comunidad de las arenas mesolitorales • Comunidad de las arenas fangosas mesolitorales • Comunidad de los fangos mesolitorales • Comunidad de <i>Zostera noltii</i> • Comunidad de los guijarros y las gravas infralitorales • Comunidad de las arenas infralitorales • Comunidad de las arenas fangosas infralitorales • Comunidad de los fangos infralitorales • Comunidad de los sedimentos mixtos infralitorales • Comunidad de <i>Zostera marina</i> • Comunidad del "maërl" • Comunidad de las gravas y los guijarros circalitorales • Comunidad de las arenas fangosas circalitorales • Comunidad de los fangos circalitorales • Comunidad de los sedimentos mixtos circalitorales • Comunidad circalitoral de plataforma

3.1.1. Ecosistema pelágico

3.1.1.1. Comunidades fitoplanctónicas

Las fuentes más recientes consultadas ponen de manifiesto la escasez de estudios descriptivos sobre las asociaciones o comunidades fitoplanctónicas del golfo de Cádiz. En su defecto, ha sido práctica común en estos estudios hacer inferencias sobre la estructura y dinámica de la comunidad fitoplanctónica en términos de estimaciones indirectas de concentraciones de clorofila *a* superficial a partir de análisis de imágenes tomadas por satélites (Navarro y Ruiz, 2006), o aportando información sobre cierta estructuración, al menos en tamaño, de estas comunidades a partir de medidas *in situ* (García *et al.*, 2002; Reul *et al.*, 2006; Echevarría *et al.*, 2009). Solo en algunos casos (Prieto *et al.*, 1999), se ha llegado a realizar una descripción de la composición taxonómica de este componente del plancton, aunque solo a nivel de grandes grupos taxonómicos.

Con las premisas anteriores en mente, los análisis de los patrones recientes de la distribución espacio-temporal de la concentración superficial de clorofila han permitido identificar una cierta zonación espacial de esta variable en el golfo de Cádiz resultado de la



diferente respuesta estacional de las comunidades fitoplanctónicas allí establecidas a ciertos rasgos oceanográficos (profundidades relativas de la capa de mezcla y de la nutriclina y procesos de afloramiento) y climáticos (régimen de vientos locales, descargas de los ríos, pluviosidad; Navarro y Ruiz, 2006; Prieto *et al.*, 2009; Figura 3.1).

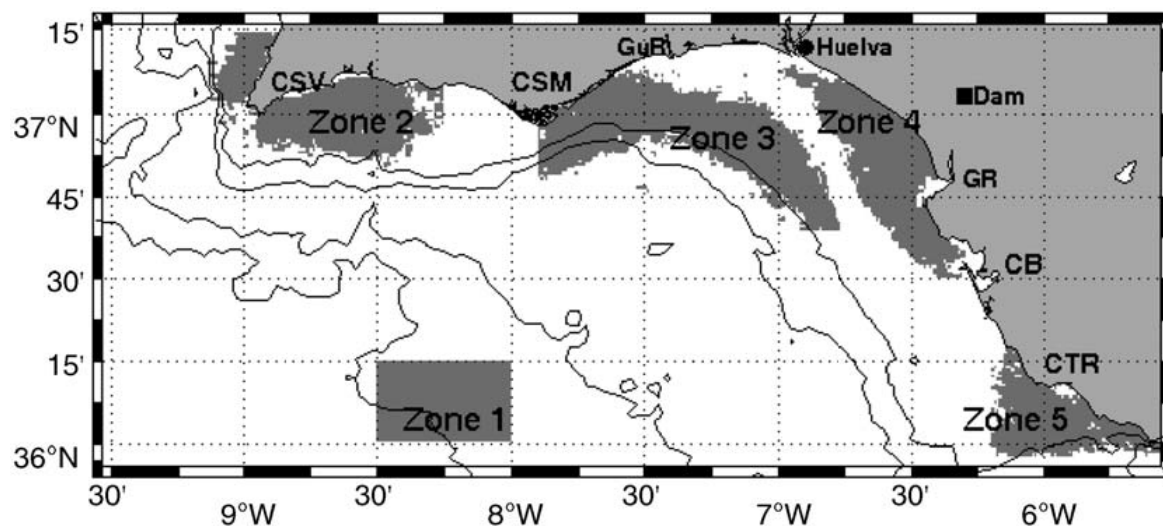


Figura 3.1. Zonación espacial del golfo de Cádiz en relación con la concentración superficial de clorofila (descomposición de funciones ortogonales empíricas -análisis EOF- de imágenes semanales promediadas de SeaWiFS, período 1998-2002) y características oceanográficas (hidrodinámicas): Zona 1 (océano abierto), Zona 2 (Cabo San Vicente, CSV), Zona 3 (Cabo Santa María, CSM), Zona 4 (zona costera entre Huelva y Cádiz), Zona 5 (Cabo Trafalgar, CTR). Fuente: Navarro y Ruiz, 2006.

Se identifica una zona oceánica, con una batimetría mayor de 1.000 m, caracterizada por una clara oligotrofia, un único *bloom* fitoplanctónico (invernal y asociado a una capa de mezcla muy profunda) y una alta estabilidad de la clorofila superficial respecto al resto del Golfo. Existe una segunda zona correspondiente a la región influenciada por la hidrodinámica dominante en el cabo San Vicente y donde, además del *bloom* fitoplanctónico primaveral típico de estas latitudes, suele darse otro estival, de mayor intensidad y causado por procesos de afloramiento que ocurren en esta zona durante el verano. Se identifica una tercera zona al este del cabo de Santa María, asociada con el sistema formado por las aguas del llamado "Frente de Huelva" (Stevenson, 1977; Fúza *et al.*, 1982), frente frío estival facilitado por los vientos de poniente, y con una concentración de clorofila superficial menor que en la zona anterior. Una cuarta zona, el área costera localizada entre Huelva y Cádiz, caracterizada por una diferente respuesta dinámica de fase comparada con las restantes zonas y que suele mostrar los valores más altos de concentración de clorofila. Esta zona incluye al gran estuario del río Guadalquivir, que ha demostrado jugar un papel muy importante en el control de la actividad biológica del Golfo. Así, la combinación del ciclo



estacional y del forzamiento meteorológico a corto plazo promueve una elevada productividad anual que hace comparable esta zona, en términos de su contribución a la producción de todo el océano Atlántico, a los sistemas de afloramiento del Atlántico ecuatorial y África noroccidental (Reul *et al.*, 2006; Prieto *et al.*, 2009). Por último, se identifica una zona próxima al Cabo Trafalgar, donde se ha reportado previamente la presencia de aguas frías ricas en clorofila (Prieto *et al.*, 1999; Vargas-Yáñez *et al.*, 2002; García *et al.*, 2002).

Se ha demostrado que la abundancia media de picofitoplancton (0,2-2 μm , diámetro esférico equivalente), integrada para la columna de agua, tiende a correlacionar negativamente con la concentración de clorofila *a* y la disponibilidad de nitrógeno inorgánico. Consecuentemente, el picofitoplancton es responsable de una importante fracción de la producción primaria en zonas oligotróficas (como el golfo de Cádiz), dominando la biomasa fitoplanctónica (Chisholm, 1992; Partensky *et al.*, 1996; Legendre y Rassoulzadegan, 1996; Agawin *et al.*, 2000; Bell y Kalff, 2001). El paradigma muestra que estas células pequeñas están presentes en el océano mostrando pequeñas fluctuaciones en densidad, mientras que las células más grandes están sujetas a mayores fluctuaciones, apareciendo en mayores concentraciones en regiones eutróficas (Malone, 1980; Rodríguez *et al.*, 2001; Li, 2002; Cózar y Echevarría, 2005). La contribución relativa del picoplancton respecto a la biomasa de fitoplancton total determina grandemente la estructura de la red trófica pelágica y de la fracción de fitoplancton disponible para exportar (Legendre y Lefebvre, 1995; Legendre y Rassoulzadegan, 1996; Calbet, 2001). Así, la comunidad de picoplancton autótrofo, compuesta por formas procariontas -como las cianobacterias *Prochlorococcus* sp. y *Synechococcus* sp.- y eucariotas, muestra una concentración de biomasa celular en el golfo de Cádiz que es el doble que la que se registra en el mar de Alborán. *Prochlorococcus* sp. y *Synechococcus* sp. son los grupos más abundantes de esta comunidad picofitoplanctónica (Prieto *et al.*, 1999; Echevarría *et al.*, 2009), mostrando una complementariedad en su distribución espacial. Así, *Synechococcus* muestra una distribución más somera y costera (<50 m de profundidad), al verse favorecida por las condiciones lumínicas y disponibilidad de nutrientes existentes en las aguas afloradas y cálidas de la plataforma (Reul *et al.*, 2006), mientras que *Prochlorococcus* aparece principalmente aguas afuera y a mayores profundidades (50-75 m), asociada a la interfase entre el Agua Atlántica Superficial (SAW) y el Agua Central Noratlántica (NACW), descrita generalmente en la isopícnica 26,6, donde se desarrolla una fuerte nutriclina (Navarro y Ruiz, 2006; Reul *et al.*, 2006; Echevarría *et al.*, 2009). El picoplancton eucariota en el golfo de Cádiz suele estar asociado a las aguas afloradas (Reul *et al.*, 2006).

Por el contrario, la comunidad nanomicroplanctónica (2-80 μm , diámetro esférico equivalente) de las aguas del golfo de Cádiz puede mostrar un biovolumen 30 veces inferior



al registrado en la región de afloramiento del mar de Alborán, consecuencia también de una mayor abundancia de fitoplancton de pequeño tamaño, tal como se deduce de la fuerte pendiente negativa del espectro de tamaño-biomasa (Prieto *et al.*, 1999). Estas diferencias en la estructura de la comunidad nanomicroplanctónica a ambos lados del estrecho también se reflejan en la composición taxonómica de la misma, estando dominadas las aguas del golfo de Cádiz por dinoflagelados (especialmente células pequeñas de *Gyrodinium*), otros flagelados pequeños (entre ellos son característicos los Cryptomonadales; Reul *et al.*, 2006) y ciliados (Prieto *et al.*, 1999). El nanoplancton eucariota en el golfo de Cádiz está asociado a aguas cálidas de la plataforma, indicando la importancia que parecen tener las estructuras costeras (incluida la posible exportación de fitoplancton desde la zona intermareal) en la biomasa fitoplanctónica y producción en el Golfo (Newton y Mudge, 2005; Reul *et al.*, 2006).

3.1.1.2. Comunidades zooplanctónicas

El golfo de Cádiz se caracteriza por la gran diversidad de especies explotadas, muchas de las cuales utilizan la altamente productiva plataforma como hábitat para el desarrollo de sus primeros estadios de vida. Este hecho ha motivado que el estudio de la estructura y variabilidad de las comunidades meroplanctónicas (componente temporal del zooplancton: ictioplancton, larvas trocóforas de moluscos y poliquetos, larvas veliger de moluscos, diferentes estadios larvarios de crustáceos, larvas pluteus de equinodermos, etc.) hayan sido más estudiadas que las del holoplancton (componente permanente del zooplancton). Este ha sido el caso al menos para las comunidades ictioplanctónicas (por ejemplo, en las salinas, caños, esteros y estuarios: Arias y Drake, 1990; Drake y Arias, 1991; Drake *et al.*, 2002; Sobrino *et al.*, 2005a; Drake *et al.*, 2007; o en mar abierto: Rubín *et al.*, 1997, 1999; Rubín y Vargas-Yáñez, 2003; Salmerón y Rubín, 1997a, b, c; Rubín y Vargas-Yáñez, 2003; Stratoudakis *et al.*, 2003; Rubín y Mafalda Jr., 2004; Sobrino *et al.*, 2005b; Baldó *et al.*, 2006; Catalán *et al.*, 2006; Faria *et al.*, 2006; García-Isarch *et al.*, 2006; Mafalda Jr. y Rubín, 2006; Ruiz *et al.*, 2006) y para el meroplancton carcinológico (Rodríguez *et al.*, 1997; Drake *et al.*, 1998; González-Gordillo y Rodríguez, 2003; González-Gordillo *et al.*, 2001, 2003; Silva *et al.*, 2003).

Dentro del holoplancton, concretamente el mesozooplancton (0,2-20 mm) es precisamente un elemento clave en la supervivencia de las larvas de peces y, en último término, de los rendimientos pesqueros. El mesozooplancton juega un papel importante en la red trófica marina al actuar como enlace entre el micro- y el macrozooplancton. Sin embargo, se conoce muy poco sobre la variabilidad espacio-temporal de este componente en el golfo de Cádiz, destacando un estudio preliminar de la composición específica de la comunidad zooplanctónica en varios esteros y caños de alimentación de la Bahía de Cádiz (Yúfera *et al.*, 1984), pasando por estudios más recientes sobre la estructura de la comunidad planctónica tanto en la propia Bahía de Cádiz (saco interno y externo; Benavides *et al.*, 2010), como ya en mar abierto, en el propio golfo de Cádiz (Rubín *et al.*, 1997, 1999; Rubín y Mafalda Jr.,



2004; Mafalda Jr. *et al.*, 2007; Ben-Hamadou *et al.*, 2010).

En la propia Bahía de Cádiz, las abundancias de mesozooplankton suelen ser mayores en el saco externo, aumentando a lo largo de la primavera-verano, conforme al aumento de la temperatura y concentración de clorofila *a*. La comunidad mesozooplanctónica, en este periodo, pasa de estar dominada por formas meroplanctónicas a ser una comunidad básicamente holoplanctónica, debido a un incremento de las especies de copépodos calanoides y de cladóceros (principalmente *Penilia avirostris*), que suelen presentar su máximo de abundancia en verano (Benavides *et al.*, 2010).

Recientemente, la distribución y abundancia de zooplankton (expresada en biovolumen como ml/100 m³) en aguas del golfo de Cádiz se ha analizado durante el proyecto *Fluctuaciones y potencialidad de especies pesqueras en la región atlántica andaluza* (2005-2007), financiado por la Junta de Andalucía, Consejería de Agricultura y Pesca (Junta de Andalucía, 2008). Para el total del periodo durante el que se realizaron los muestreos, se obtuvo una abundancia mensual media de 6.340,3 ml/100 m³. El análisis de la evolución temporal de la abundancia de zooplankton muestra una tendencia muy estacional, registrándose los valores menores durante la época invernal, desde octubre hasta febrero. En 2006 y 2007 se observaron dos picos de máximas abundancias de zooplankton, en los meses de primavera y verano (Figura 3.2), con valores máximos en mayo (año 2006) y agosto (año 2007), confirmando observaciones previas realizadas tanto en la Bahía de Cádiz como en las aguas abiertas de la plataforma.

Las zonas que presentaron mayores abundancias de zooplankton, tanto en los valores medios como en el volumen total (más de 8.000 ml/100m³), han sido estaciones muy someras, situadas en la franja costera frente a la ensenada de Barbate, Matalascañas y Mazagón principalmente. Confirmando las observaciones previas, también en años más recientes sigue observándose cómo la abundancia de zooplankton va disminuyendo progresivamente conforme aumenta la profundidad, existiendo un claro gradiente, coincidiendo las estaciones más profundas (sobre la isóbata de los 200 m) con los valores más bajos de abundancia. Por el contrario, las mayores abundancias se han obtenido en las estaciones costeras, por dentro de la isóbata de los 30 m (Figura 3.2).

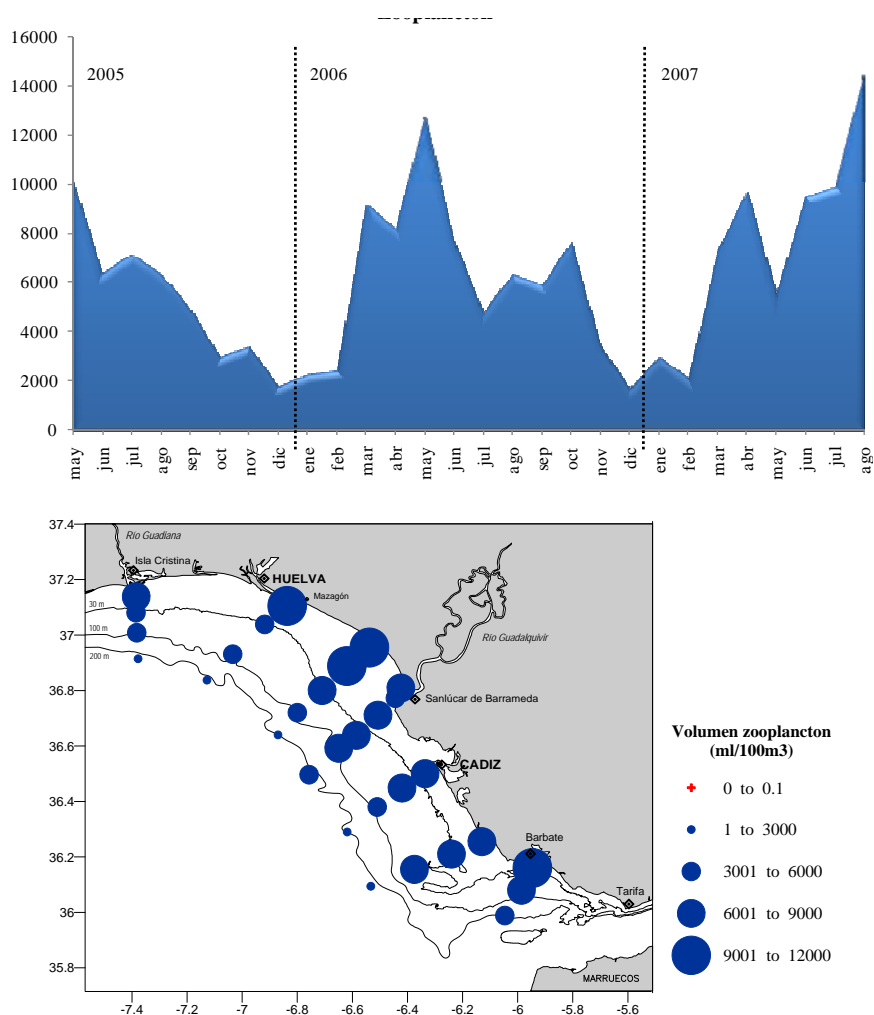


Figura 3.2. Arriba: Evolución mensual de la abundancia total (ml/100 m³) de zooplancton. Abajo: Distribución espacial de la abundancia total (ml/100 m³) de zooplancton (mayo 2005-septiembre 2007). Fuente: Junta de Andalucía, 2008.

3.1.2. Ecosistema bentónico y demersal

Maurin (1968) realizó el primer intento de caracterización de las biocenosis marinas del golfo de Cádiz. Las afinidades de la ictiofauna del golfo de Cádiz con la de las costas occidentales de Marruecos le llevó a definir una región íbero-marroquí, que sustituiría a la antigua provincia lusitánica, delimitada arbitrariamente por el estrecho de Gibraltar (Pallary, 1907).

Desde 1992, el IEO realiza anualmente campañas oceanográficas de arrastre de fondo en las aguas españolas del golfo de Cádiz. Estas campañas están aportando un gran volumen de información sobre las características faunísticas de los fondos estudiados en la región, en profundidades comprendidas entre los 20-30 m y los 800 m. Se analizaron los fondos



someros litorales desde la línea de costa hasta los 20-30 m de profundidad (pisos mediolitoral e infralitoral), la plataforma costera, entre los 30-100 m, la profunda, entre los 100-200 m (piso circalitoral), y por último el talud continental, analizando tanto la franja más superior (200-500 m) como el talud medio (500-800 m, piso batial). Se complementa la descripción con información de campañas recientes sobre el estudio de los volcanes de fango existentes en zonas profundas de los fondos batiales, hasta los 1.300 m de profundidad. Y para cada zona se describirán, de forma general, tanto las comunidades pelágicas como las demersales y bentónicas, detallando su composición y estructura, tanto para los fondos blandos como para los fondos duros.

Fondos costeros someros de los pisos mediolitoral e infralitoral superior (<20 m)

Quizá el estudio que más interesa a efectos de caracterización faunística de la Demarcación sea el de Fa *et al.* (2003), que define ecoregiones a lo largo del litoral andaluz, a partir del análisis comparado de las comunidades de macroinvertebrados del piso intermareal rocoso y las comunidades de los fondos blandos del piso infralitoral (10-20 m). Según este análisis, en la presente Demarcación se pueden diferenciar 3 ecoregiones principales: una que abarca la costa atlántica de Cádiz, desde el estrecho de Gibraltar hasta la Bahía de Cádiz; otra que corresponde a la costa oriental de Huelva, entre las desembocaduras del Guadalquivir y el Tinto-Odiel; y una tercera que engloba la costa occidental de Huelva, entre las desembocaduras del Tinto-Odiel y el Guadiana (Figura 3.3).



Figura 3.3. Representación gráfica de las eco-regiones del litoral andaluz, resultantes del análisis de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de los fondos rocosos del piso intermareal y fondos blandos del piso infralitoral (<20 m). Fuente: Fa *et al.*, 2003.

En estos fondos destaca la presencia de algunas especies típicas de zonas poco profundas, como el camarón o quisquilla de arena (*Crangon crangon*), el cangrejo garbanzo (*Illia nucleus*) y *Upogebia deltaura* en el grupo de los crustáceos, las coquinas (*Donax spp.*), la chirla



(*Chamelea gallina*), *Gibbula Magnus*, *Dosinia* spp., *Mactra* spp., *Pandora inaequalvis*, *Solen marginatus* y otras especies de moluscos bivalvos, distribuidas por debajo de los 15 m.

Fondos arrastrables del golfo de Cádiz (pisos infralitoral inferior, circalitoral y batial (20-800 m))

En estos fondos, las familias con mayor contribución de especies dentro del grupo de los crustáceos son la familia Majidae, con 12 especies, la familia Portunidae (10 especies), la familia Pandalidae, con 9 especies, dentro de la cual destaca el género *Plesionika* (6 especies), la familia Paguridae (8 especies), las familias Penaeidae y Xanthidae (7 especies) o las familias Diogenidae, Galatheidae y Processidae (6 especies), habiendo sido identificadas dentro de esta última familia hasta 6 especies diferentes del género *Processa*. Sin embargo, la frecuencia de aparición de muchas de estas especies es baja en el total de la serie de campañas. Cabe destacar, por su frecuencia de ocurrencia, especies como *Liocarcinus depurator*, *Plesionika heterocarpus*, *Chlorotocus crassicornis*, *Solenocera membranacea* y *Processa canaliculata*, siendo la gamba *Parapenaeus longirostris* la especie que presenta una frecuencia de aparición mayor (70 %). *P. heterocarpus* y *P. longirostris* son las especies que presentan los mayores valores medios de biomasa, especialmente en otoño. Otras especies que presentan una biomasa media elevada son *Plesionika martia*, *Nephrops norvegicus*, *Phasiphaea sivado* o *Squilla mantis*.

Entre los moluscos, son de gran importancia los cefalópodos de las familias Octopodidae (10 especies), Loliginidae (5 especies), Sepiidae (3 especies) y Ommastrephidae (3 especies), tanto por sus frecuencias de ocurrencia como por la biomasa media de algunas de las especies que forman parte de dichas familias. Destacan por orden de abundancia y frecuencia de aparición: *Octopus vulgaris*, *Eledone moshata* y *E. cirrhosa*, dentro de la familia Octopodidae; *Loligo vulgaris* así como las puntillitas *Alloteuthis subulata* y *A. media*, en la familia Loliginidae; *Sepia officinalis* y *S. elegans* en la familia Sepiidae; y la pota *Illex coindetii* en la familia Ommastrephidae. A excepción de los pulpos, que presentan valores de biomasa más elevados en primavera, los chocos, puntillitas y potas son más abundantes en otoño. La familia Sepiolidae es la que presenta un mayor número de especies, la cual incluye 18 especies pertenecientes a 9 géneros. *Rondeletiola minor* y *Sepietta oweniana* son las especies que alcanzan los valores más altos desde el punto de vista de la frecuencia de aparición y biomasa, especialmente en las campañas de otoño (36,5 % y 13,4 %, respectivamente). Por el contrario, *Neorossia caroli* tiene una mayor presencia en primavera. Otras especies de moluscos, como los gasterópodos *Argobuccinum olearium*, *Cassidaria tyrrhena*, *Cymbium olla*, así como los bivalvos *Venus nux*, *Pinna pectinnata* y *Acanthocardia echinata* suelen aparecer con frecuencia en las pescas de la serie de campañas ARSA.

Entre los equinodermos cabe destacar la presencia de tres especies de estrellas del género



Astropecten, dentro de la familia Astropectinidae. *A. irregularis* muestra un porcentaje de aparición mayor, seguida, aunque con diferencia, de *A. aranciacus* y *A. spinolosus*. Sin embargo, a pesar de que todas presentan valores de biomasa más elevados en primavera, es *A. spinolosus* la que alcanza los niveles más altos. *Cidaris cidaris*, *Echinus acutus* y *Brissopsis lyrifera* son los erizos con mayor porcentaje de aparición en la serie histórica analizada. Contrariamente, el erizo *Spatangus purpureus* presenta un porcentaje de aparición mucho menor que los anteriores, pero muestra el valor medio de biomasa más alto. La abundancia de todos ellos es menor en otoño. Las holoturias *Stichopus regalis* y *Holoturia tubulosa* y las ofiuras *Ophiura texturata* y *Leptopentacta tergespina* aparecen también con frecuencia, especialmente en las series de campañas de primavera.

Otras especies de invertebrados bentónicos de especial mención por su presencia en el área muestreada son *Pyrosoma atlanticus*, *Veretillum cynomonium*, *Pennatula rubra*, *Pteroides spinosus* o *Actinauge richardi*, todas ellas con un amplio rango batimétrico.

Sustratos blandos

Fondos litorales periestuáricos frente a la desembocadura del río Guadalquivir

Los fondos fangosos someros se localizan principalmente frente a la desembocadura de los grandes ríos que vierten sus aguas al golfo de Cádiz, destacando por su importancia la desembocadura del río Guadalquivir, límite entre las provincias de Huelva y de Cádiz. En estos fondos son abundantes los crustáceos, como el langostino (*Melicertus kerathurus*), la galera (*Squilla mantis*), los cangrejos *Medorippe lanata* y *Calappa granulata*, y varias especies del género *Liocarcinus*, entre otras muchas especies. También son de destacar, por su abundancia e interés pesquero, los cefalópodos, entre los que se encuentran el choco (*Sepia officinalis*), el calamar (*Loligo vulgaris*) y las puntillitas (*Alloteuthis media* y *Alloteuthis subulata*) (Sobrino *et al.*, 2005b).

Litoral de Huelva

La franja litoral de Huelva presenta en su mayoría fondos blandos, con mayor fracción arcillosa en la proximidad de la desembocadura de los grandes ríos, principalmente el Guadiana y sobre todo al Guadalquivir, sin dejar de lado las zonas cercanas a los ríos Tinto-Odiel, Piedras y Carreras. Es en la zona estuárica, sobre todo en zonas protegidas, donde se pueden encontrar algunas praderas de fanerógamas marinas que son utilizadas como lugar de puesta y de refugio del alevinaje. Concretamente en el litoral de Huelva se encuentran algunas manchas de *Cymodocea nodosa*, únicamente en la desembocadura de la ría del Piedras. Sin embargo, la otra especie de fanerógama presente en la franja infralitoral onubense, *Zoostera noltii*, sí que puede ser encontrada en los fondos limosos de la franja intermareal de los estuarios de los ríos Odiel, Piedras y Guadiana, además de en zonas próximas a la desembocadura del Guadalquivir (Luque y Templado, 2004). La fauna que



albergan estas praderas es muy variada, predominando especies tanto de moluscos gasterópodos y bivalvos, como numerosas especies de pequeños crustáceos (anfípodos e isópodos) y crustáceos decápodos como la quisquilla (*Palaemon serratus*) y el cangrejo (*Carcinus maenas*).

En estos fondos blandos arenoso-limosos se pueden observar importantes comunidades de bivalvos, muchos de ellos de gran importancia comercial. Destaca la chirla, *Chamelea gallina*, muy abundante en todo el litoral de Huelva, desde los 5 m hasta los 15-20 m de profundidad. Otras especies de bivalvos presentes en estos fondos blandos son *Acanthocardia aculeata*, *A. equinata*, *A. tuberculata* y *Donax trunculus*, en las zonas más arenosas y más someras; varias especies del género *Tellina*; *Spisula solida* y *S. subtruncata*, muy abundantes sobre todo en la zona más occidental -en fondos más arenosos la primera y en la zona más oriental la segunda, sobre lechos más limosos-; *Cerastoderma edule*, *Macrastultorum*, *Dosinia* spp., *Pandora inaequalis*, *Nucula nitidosa*, *Tapes* spp. y *Venerupis* spp., entre otras (Silva *et al.*, 2009; Juárez *et al.*, 2010). También aparecen, junto a estos bivalvos, gasterópodos tales como *Fusiturris similis*, *Nassarius reticulatus* y *Turritella* spp. En los fondos más fangosos, con mayor concentración de materia orgánica, es abundante el ostión, *Crassostrea angulata*, formando importantes bancos en zonas estuáricas, como la del Guadalquivir, donde también son abundantes los anélidos poliquetos, como *Myxicola infundibulum*, y equinodermos tales como *Astropecten irregularis*, el erizo irregular *Echinocardium cordatum* y la ofiura *Ofiura texturata*. Por último, el grupo de los crustáceos, además de las especies ya mencionadas, se ve incrementado por la presencia de ermitaños de los géneros *Diogenes* y *Pagurus*, así como por otros crustáceos decápodos tales como *Illia nucleus*, *Atelecyclus* spp. y *Parthenope angulifrons*, entre otros (Silva *et al.*, 2009). El cangrejo nadador *Polybius henslowi* es igualmente frecuente en toda la franja litoral. Grandes bancos de misidáceos (*Ropalophthalmus tartessicus* y *Mesopodopsis slabberi*), así como copépodos y larvas de otros crustáceos y peces, están presentes en estos fondos fangosos, sobre todo en las zonas más próximas a las desembocaduras de los grandes ríos.

En esta zona también son importantes los fondos compuestos por gravas y, principalmente, por restos de conchas de moluscos, que forman grandes manchas en las zonas centrales del litoral onubense. En estos sustratos predominan numerosas especies de bivalvos, algunas de ellas ya mencionadas anteriormente (*Spisula* spp., *Tapes* spp., etc.), y otras especies que aparecen mayoritariamente en estos fondos, pertenecientes al género *Chlamys*: *Anomia ephippium*, *Ostrea edulis* y *Pecten maximus*, entre otras. Los crustáceos del género *Pagurus* también son abundantes, así como *Murex brandaris* y *Cymbium olla*, dentro del grupo de los gasterópodos, y el erizo *Paracentrotus lividus* como principal representante del grupo de los equinodermos. También están presentes, en este tipo de sustrato, numerosas especies de anémonas, esponjas, anélidos y moluscos, que forman parte de la dieta del pulpo *Octopus*



vulgaris, cefalópodo que está presente en estos fondos someros, disminuyendo su abundancia hacia zonas con mayor influencia estuárica, debido al carácter estenohalino de la especie.

Litoral de Cádiz

En los fondos blandos arenoso-fangosos, frente a la desembocadura del Guadalete y la zona próxima al saco interno de la Bahía de Cádiz, destacan las praderas de fanerógamas marinas compuestas por *Cymodocea nodosa* y *Zostera noltii*. Alguna mancha de poca densidad de *Zostera marina* ha sido recientemente detectada en las playas del saco interno, formando praderas mixtas con *Cymodocea nodosa* y con el alga verde *Caulerpa prolifera* (Luque y Templado, 2004). Estas praderas presentan una elevada diversidad de especies de invertebrados con una importante fauna íctica asociada, que la utiliza como refugio y como zona de alimentación.

También aparecen fondos de “*maërl*”, en profundidades superiores a los 25 m, entre las localidades de Conil y de Zahara. Estos lechos de *maërl* son fondos sedimentarios de la zona fótica, en los que predominan las algas rodófitas calcáreas libres de las familias Corallinacea y Peyssonneliaceae, que forman una capa viviente superficial sobre el sustrato blando. Los géneros que predominan son *Phymatolithon* y *Lithothamnion*, cuyas especies presentan formas cilíndricas irregularmente repartidas, las del género *Lithophillum* y *Mesophyllum* laminares, y las del género *Peyssonnelia* de aspecto laminar, cilíndrico o globular. La diversidad de especies, tanto de peces como de invertebrados, es altísima, destacando las esponjas, los equinodermos, numerosas especies de ascidias, cnidarios, poliquetos serpúlidos, moluscos bivalvos y gasterópodos, y otras especies de crustáceos, entre las que destacan los cangrejos ermitaños.

Fondos del talud

Entre los crustáceos de la porción superior del talud (200-500 m de profundidad) destaca la familia Pandalidae con 3 especies pertenecientes al género *Plesionika* (*P. heterocarpus*, *P. antigai* y en menor proporción *P. edwardsii*) y la especie *Chlorotoccus crassicornis*. *Solenocera membranacea*, *Pasiphaea sivado*, *Processa canaliculata*, *Munida intermedia* y el cangrejo *Macropipus tuberculatus* también son característicos de estos fondos. Los fondos superiores a los 300 m de profundidad son especialmente importantes desde el punto de vista pesquero, ya que constituyen los fondos de cigala *Nephrops norvegicus* (Fernández y Fariña, 1984). Estos fondos corresponden con un sector del talud continental ocupado por depósitos contorníticos que corresponden a arenas muy finas con fangos (Díaz del Río y Fernández-Salas, 2004).

Los cefalópodos están representados por diversos géneros de la familia Sepiolidae (*Rossia*, *Neorossia*, *Sepiola*, *Sepietta*, *Rondeletiola*), Ommastrephidae (*Illex*, *Todaropsis*), la especie *E.*



cirrhusa, así como algunas especies del género *Octopus* que aparecen a mayor profundidad (*O. defilipi* y *O. salutii*). Entre los equinodermos cabe destacar los erizos *Echinus acutus* y *E. melo*. Otros invertebrados que aparecen frecuentemente en estos fondos son *Pyrosoma atlanticum*, *Veretillum cynomorium* y *Actinia* spp.

La cigala *N. norvegicus*, los aristaideos *Aristeomorpha foliacea* y *Aristeus antennatus*, *Plesionika martia*, *Bathynectes superbus* y *B. longipes* son los crustáceos más representativos de los fondos más profundos muestreados en las campañas ARSA (500-800 m). Aunque aparecen algunos cefalópodos en este estrato, tales como *Sepietta oweniana* o *Todaropsis eblanae*, no son muy abundantes a estas profundidades. *Todarodes saggitatus* aparece esporádicamente. Los gasterópodos *Argobuccinum ollearium*, *Ranella olearia* y varias especies del género *Charonia* suelen aparecer en estos fondos. Es característico de fondos de talud el erizo *Cidaris cidaris*, especialmente a estas profundidades.

Fondos de la plataforma continental

La fauna invertebrada de la plataforma media, comprendida entre 30-100 m de profundidad, está caracterizada por los bivalvos *Atrina pectinata* y *Circomphalus cassinus*, el gasterópodo *Cymbium olla* y los cefalópodos *Loligo vulgaris*, *Alloteuthis* spp., *Sepia officinalis*, *Sepia elegans* y *Sepia orbygniana*, además de los octópodos *Octopus vulgaris* y *Eledone moschata*. *Eledone cirrhosa* comienza a aparecer en la zona más profunda de esta plataforma costera. En los últimos años ha sido identificada la presencia *Alloteuthis africana* en estos fondos, e incluso en la zona de plataforma más externa (Silva *et al.*, 2011). Los crustáceos son también abundantes y diversos, destacando la especie *Alpheus glaber*, *Pontocaris* spp., *Liocarcinus depurator*, *Goneplax rhomboides* y *Dardanus arrosor*. La especie más abundante de crustáceo en todo el área, la gamba blanca, *Parapenaeus longirostris*, comienza a aparecer y a ser abundante en toda esta zona de plataforma.

Los fondos arenoso-fangosos de la plataforma externa entre 100 y 200 m de profundidad presentan una superficie bastante inferior a la de la plataforma interna. Este estrato fue definido previamente por Massutí (1959) como el de los "fondos de gamba" (*Parapenaeus longirostris*), debido a la gran abundancia de este penaeido comercial, aunque el límite superior de su distribución supera los 300 m de profundidad. Aparte de esta especie, destaca por su abundancia *Plesionika heterocarpus*, además de otras especies del mismo género bastante menos abundantes. Otros crustáceos típicos de este estrato son los cangrejos *Dardanus arrosor*, *Homola barbata* y varios representantes de la familia Majidae, tales como *Inachus communissimus*, *Inachus dorsetensis*, *Macropodia longipes* y *Macropodia longirostris*. *Pasiphaea sivado* se encuentra presente en esta franja de plataforma, con abundancias destacables, junto con otras muchas especies de crustáceos que incrementan su abundancia al comienzo del talud.



Eledone cirrhosa y *E. moshata*, *Loligo vulgaris*, *Sepia elegans*, y los ommastrephidos *Illex coindetii* y *Todaropsis eblanae* son los cefalópodos más abundantes en este estrato, sin dejar de nombrar a las especies de sepiólidos (*Sepioloa* spp., *Sepietta* spp., *Rondeletiola minor*) cuya presencia en muchos casos es destacable. Además *Loligo forbesii* está apareciendo con mayor frecuencia en los últimos años (Silva *et al.*, 2011). Moluscos gasterópodos como los pertenecientes al género *Charonia* (*C. lamprax* y *C. rubicunda*) son observados en estos fondos. Entre otros invertebrados bentónicos característicos de estos fondos destacan los equinodermos *Bryopsis lyrifera*, *Holoturia tubulata*, *Stichopus regalis*, *Ophyura texturata*, o los crinoideos *Antedon mediterránea* y *Leptometra phalangium*, así como los pennatuláceos *Pennatula rubra* y *P. phosporea*.

Sustratos rocosos

Litoral de Huelva

Los fondos rocosos están poco representados en esta zona litoral somera, restringiéndose a algunas lajas o afloramientos rocosos de escasa altitud y dispersos, con los invertebrados característicos de este tipo de sustratos. Son de destacar algunas especies de gorgonias, como *Eunicella verrucosa* y *Leptogorgia sarmentosa*, y de briozoos como *Pentapora fascialis* y *Turbicellepora magnicostata*. La presencia del antozoo *Dendrophilia ramea* es bastante reducida, si se compara con las poblaciones que aparecen en las costas de Cádiz (Aguilar *et al.*, 2010; Silva, L., observación personal). También abundan especies de esponjas, otros cnidarios, hidrozoos y anélidos poliquetos tubícolas, como *Serpula vermiculada* y *Sabela pavonina*, que se alimentan principalmente de la alta concentración de partículas en suspensión procedentes de los ríos. El equiuroideo *Bonellia viridis*, puede ser observado, aunque suelen ser más abundantes en la zona del litoral de Cádiz.

Litoral de Cádiz

En el litoral de Cádiz predominan más las formaciones rocosas en la franja litoral somera, que se intercalan con zonas de fangos y arenas en zonas próximas a los ríos como el Guadalete y al saco de la Bahía de Cádiz, además de la del río Barbate, localizada más al sur, con mucho menos aporte de agua dulce y de sólidos en suspensión que las anteriores.

La franja con mayor influencia fluvial, debido a los aportes del Guadalquivir, desde Sanlúcar de Barrameda hasta Chipiona, presenta formaciones rocosas tapizadas principalmente de *Crassostrea angulata*. En los depósitos de arena fangosa pueden encontrarse grandes bancos de *Ensis* spp., *Solen marginatus*, *Cerastoderma edulis* y de almejas *Tapes decussata*, además de diferentes especies de anélidos poliquetos y crustáceos como la coñeta, *Carcinus maenas*.

Entre Chipiona y la ciudad de Cádiz son de destacar los fondos rocosos donde la influencia del Guadalquivir y del Guadalete es bastante notable. Todas estas zonas rocosas muestran



una elevada diversidad de corales y gorgonias. Mientras que los primeros son más habituales en las zonas más alejadas de la costa, las gorgonias ocupan grandes espacios en las rocas más costeras. Estos fondos rocosos, entre 8 y 10 m de profundidad, están cubiertos de numerosos briozoos, hidrozoos, esponjas y gorgonias (*Leptogorgia sarmentosa*, *Eunicella verrucosa*). A partir de los 20 m comienzan a abundar los corales arborescentes (*Dendrophylia ramea*, *Dendrophylia cornígera*) y otras especies de antozoos (*Caryophyllia smithii*, *Polycyathus muelleriae*, *Alcyonium palmatum*, *Paralcyonium spinulosum*, *Corynactis viridis*, *Parazoanthus axinellae*, *Epizoanthus* cf. *arenaceus*, *Aiptasia mutabilis* y *Alicia mirabilis*). Otras especies presentes son: las esponjas *Aplysina aerophoba*, *Crambe crambe*, *Cliona viridis*, *Phorbas fictitius*, *Axinella damicornis*, *Acanthella acuta*, *Hemimycale columella*, etc.; las ascidias *Synoicum* spp., *Polysincraton lacazei*, *Diplosoma* spp., *Didemnum* spp., *Pycnoclavella taureanensis*, *Styela plicata*, *Molgula* spp., *Stolonica socialis*, *Polycitor adriaticus*, etc.; los hidrozoos *Nemertesia anteninna*, *Halocordyle disticha* y *Synthecium evansi*; los moluscos *Calliostoma zizyphinum*, *Hexaplex trunculus*, *Flabellina* spp., *Hypselodoris tricolor* y *Sepia officinalis*; los equinodermos *Echinaster sepositus*, *Coscinasterias tenuispina*, *Paracentrotus lividus* y *Holothuria tubulosa*; los anélidos *Protula tubularia*, *Hydroides norvegicus* y *Polydora* spp.; los briozoos *Turbicellipora magnicostata*, *Pentapora fascialis*, *Chartella* spp., *Caberea ellisii* y *Myriapora truncata*; y el equiuroideo *Bonellia viridis* (Silva, L., observación personal; Aguilar *et al.*, 2004). La presencia de una elevada concentración de materia orgánica en suspensión favorece la presencia de esta numerosa y variada representación de especies suspensívoras y filtradoras.

Entre las poblaciones de algas que tapizan el estrato rocoso se encuentran varias especies, principalmente de Rodofíceas, como *Halopteris filicina*, *Mesophyllum* spp., *Lithophyllum* cf. *stictaeforme*, *Plocamiun cartilagineum*, *Halymenia floresia*, *Peyssonnelia squamaria*, etc. Feofíceas como *Sargassum vulgare* y *Cystoseira usneoides* pueden ser observadas en zonas menos profundas (Aguilar *et al.*, 2010). En la franja más litoral, especies como *Padina pavonica* y *Codium* spp., son encontradas en las charcas del intermareal, así como algunas praderas de fanerógamas marinas de las especies *Zostera noltii* y algunas manchas de *Cymodocea nodosa*, en zonas más resguardadas del hidrodinamismo costero (Luque y Templado, 2004).

Los fondos rocosos al sur de Cádiz son mucho más abundantes y se extienden hasta la ensenada de Barbate y Zahara de los Atunes. La franja más costera presenta manchas arenosas que son colonizadas por fanerógamas marinas, destacando algunas praderas de escasa densidad de *Cymodocea nodosa* frente a las localidades de Cádiz y de San Fernando, entre los 3-4 m de profundidad. Más al sur, en la zona de la ensenada de Barbate y frente a los Caños de Meca, también se encuentran praderas de *C. nodosa* de menor densidad, pero con mayor extensión que las anteriores. Igualmente, la diversidad de invertebrados es alta,



con muchas especies de equinodermos, ascidias, anélidos y moluscos, entre otros.

En los afloramientos y arrecifes rocosos de esta zona son abundantes las esponjas, ascidias, anémonas y cnidarios, tales como *Astroides calycularis*, especie colonial catalogada como vulnerable, presente en los fondos rocosos someros del sur de la provincia de Cádiz. Dentro del grupo de los cnidarios también son abundantes las gorgonias, predominando *Leptogorgia sarmentosa* y *Eunicella verrucosa*. Los moluscos gasterópodos también abundan, así como los pertenecientes al grupo de los nudibranquios, los cuales están bastante bien representados en todo el litoral con coloridas especies tales como *Flabellina affinis*, *Hypselodoris gracilis* y *Thuridilla hopei* (Silva, L., observación personal). Los moluscos cefalópodos, en particular *Octopus vulgaris* debido a su abundancia en estos fondos, constituyen un importante recurso pesquero para las flotas artesanales locales. Los briozoos están igualmente presentes en estos sustratos duros, resaltando la especie *Myriapora truncata*, por sus formaciones arborescentes semejantes a la de los corales.

Fondos del talud

En el extremo suroriental del talud aparece una extensa superficie formada por fangos muy plásticos, cargados de gas hidrato (metano) que se libera ocasionalmente a través de los volcanes de fango (Díaz del Río y Fernández-Salas, 2004). Los campos de volcanes se encuentran distribuidos de manera anárquica, entre 500 y 1.300 m de profundidad, destacando los denominados *El Laberinto*, *Volcan 210* o *Campo de Barbate*. Estos han sido catalogados dentro del Hábitat 1.180 del Catálogo de la Red Natura 2000 y actualmente están siendo estudiados por el IEO, dentro del Proyecto LIFE-INDEMARES CHICA. Los escapes de gases fríos a través de estos volcanes favorecen el desarrollo de un ecosistema extremófilo, sostenido por una comunidad quimiosintética tipificada como bacterias metaníferas. Este es el primer eslabón de una cadena que determina la formación de carbonatos autigénicos que adquieren formas muy variadas (chimeneas, enlosados, costras, etc.), que sirven de sustrato para la edificación de bioconstrucciones de alto valor ecológico, en torno a las cuales se desarrolla un ecosistema de gran diversidad biológica.

Asociado a dicho sustrato duro aparecen grandes colonias de antozoos de la familia Primnoidae, siendo muy abundante la especie *Callogorgia verticillata*, así como otros antozoos del orden Antiphataria, especialmente el denominado coral negro, que recibe su nombre debido al color de su esqueleto, *Leiopathes glaberrima*. Dentro de la epifauna de menor tamaño, se pueden encontrar asociaciones de braquiópodos, esponjas incrustantes, algunas especies de pequeños bivalvos, gasterópodos, crustáceos galatheidos, equinodermos del grupo de las ophiuras y poliquetos, habitando todos ellos los pequeños conductos de los poros del sustrato.

En la zona sedimentaria de los volcanes de fango, donde se produce una mayor emisión de



metano, aparece una fauna característica de este tipo de hábitat: moluscos bivalvos del género *Solemya*, que basan su nutrición en la producción quimiosintética realizada por bacterias endosimbióticas, y los géneros *Thyasira* y *Lucinoma*, esponjas de fondos blandos como *Thenia muricata*, y poliquetos frenulados y vestimentíferos (antiguamente denominados pogonóforos) de la familia Siboglinidae, que alcanzan altísimas densidades. Algunas de las especies pertenecientes a esta familia han sido descritas por primera vez en el golfo de Cádiz, tales como *Spirobranchia tripeira*, *Lamellisabella denticulata*, *Bobmarleya gadensis* (Hilario y Cunha, 2008; Sommer *et al.*, 2009). Es de destacar también la presencia de crustáceos decápodos, constructores de galerías como el perteneciente a la familia Callianassidae y recientemente descrito en el golfo de Cádiz *Vulcanocalliax arutyonovi* (Dworschak y Cunha, 2007), así como la cigala *Nephrops norvegicus* que ocupa una extensa superficie en la zona del *Laberinto* y se distribuye a lo largo de los depósitos contorníticos tal y como se ha comentado anteriormente. También se han observado especies no determinadas de foraminíferos y tanatocenosis de corales de aguas frías, destacando en ellas por su abundancia las especies *Madrepora oculata* y *Lophelia pertusa*.

3.1.3. Hábitats protegidos

La Demarcación Marina que nos ocupa puede considerarse como una región de transición debido a la confluencia del mar Mediterráneo y del océano Atlántico, que le confieren unas características únicas, albergando la mayor diversidad biológica de las costas europeas. Sus costas, con gran aporte de sedimentos procedentes de grandes ríos como el Guadiana, el Guadalquivir y el Odiel, muestran playas amplias y grandes dunas asociadas a importantes estuarios. En los fondos marinos arenosos del golfo de Cádiz podemos encontrar tres especies de fanerógamas marinas: *Zostera noltii*, *Zostera marina* y *Cymodocea nodosa*. Además el litoral se distingue por una alternancia de costas rocosas y arenosas que aparecen de forma intermitente entre Sanlúcar de Barrameda y Barbate, con una gran riqueza biológica.

El Convenio de Oslo y París (más conocido por su acrónimo OSPAR) establece, en su Anexo V, un listado de aquellos hábitats para los que se deberían tomar medidas encaminadas a su protección y conservación. La Demarcación Marina Sudatlántica está incluida en la Región IV de OSPAR (Golfo de Vizcaya y Costa Ibérica). En la Tabla 3.2 se incluyen los hábitats considerados en el Anexo V de dicho Convenio, presentes en esta Demarcación.

En el marco de la Unión Europea, la Directiva Hábitats es un instrumento clave de la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, en esta directiva los tipos de hábitats marinos no pueden compararse, en cuanto a número, grado de definición, extensión, etc., con los terrestres y dulceacuícolas. De hecho, mientras que para el medio terrestre aparecen



ecosistemas más o menos concretos, en el medio marino se ha enfocado la tipificación hacia la definición de grandes ecosistemas y con un grado de concretización bastante más difuso, consecuencia tal vez de la escasa atención que hasta ahora se le ha prestado. Por todo ello, debería tenerse en cuenta que los tipos de hábitats marinos han de ser revisados en todo su conjunto, mediante el establecimiento de una nueva clasificación atendiendo a una serie de criterios comunes. Esta compleja tarea no se ha abordado hasta ahora, por lo que el establecimiento de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina parece el marco adecuado para la revisión y reclasificación de hábitats, bajo un enfoque interdisciplinar, en cada una de las diferentes demarcaciones marinas españolas.

Tabla 3.2. Hábitats incluidos en el Anexo V del Convenio OSPAR presentes en la Demarcación Marina Sudatlántica. Fuente: VV.AA., 2009.

Tipo de hábitat	Presencia en la Demarcación Marina Sudatlántica
Campos de coral.	Presencia en determinadas zonas cercanas a la costa de Chipiona.
Praderas de <i>Cymodocea</i> spp.	Confirmada en Marismas del Río Piedras y Flecha del Rompido.
Praderas de <i>Zostera</i> spp.	Confirmada en la Bahía de Cádiz.
Marismas intermareales.	Numerosas localizaciones: Bahía de Cádiz, desembocadura del Guadiana.
Arrecifes de <i>Lophelia pertusa</i> .	Fondos batiales del golfo de Cádiz.
Fondos de <i>Ostrea edulis</i> .	Bahía de Cádiz.
Plumas de mar y comunidades de megafauna excavadora.	Ampliamente distribuidas.

En el contexto nacional, la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (BOE nº 299, de diciembre de 2007), siguiendo las directrices de la Directivas de Hábitats y de Aves de la UE, incluye en el Anexo I los hábitats naturales de interés comunitario cuya conservación requiere la designación de zonas de especial conservación. La numeración corresponde al código Natura 2000.

A continuación se enumeran los tipos de hábitat de interés comunitario de tipo marino y litoral considerados oficialmente como presentes en España (VV.AA., 2009), marcando aquellos de los que estos autores tienen constancia de su presencia en la Demarcación Sudatlántica:

- *1110 Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina, poco profunda.
- 1120 Praderas de Posidonia (*Posidonia oceanica*).
- *1130 Estuarios.



- *1140 Llanos fangosos o arenosos que no están cubiertos de agua cuando hay marea baja.
- *1150 Lagunas costeras.
- *1160 Grandes calas y bahías poco profundas.
- 1170 Arrecifes.
- *1180 Estructuras submarinas producidas por escape de gases.

Además, tampoco hay constancia oficial de hábitats arrecifales en Lugares de Interés Comunitario (LIC), al existir únicamente 3 LIC marinos en el golfo de Cádiz (Punta de Trafalgar, Estuario del Rio Tinto e Isla de San Bruno en la desembocadura del Guadiana).

3.2. Especies

3.2.1. Fitoplancton y zooplancton

Las diferencias en la estructura de la comunidad nano- y microplanctónica a ambos lados del Estrecho se reflejan en la composición taxonómica de la misma, estando dominadas las aguas del golfo de Cádiz por dinoflagelados (especialmente células pequeñas de *Gyrodinium*), otros flagelados pequeños (entre ellos son característicos los Cryptomonadales; Reul *et al.*, 2006) y ciliados (Prieto *et al.*, 1999). El nanoplancton eucariota en el golfo de Cádiz está asociado a aguas cálidas de la plataforma, indicando la importancia que pueden tener las estructuras costeras (incluida la posible exportación de fitoplancton desde la zona intermareal) en la biomasa fitoplanctónica y producción en el Golfo (Newton y Mudge, 2005; Reul *et al.*, 2006).

Entre primavera y otoño, cuando las compuertas están cerradas y la renovación de agua es parcial y ocasional, la comunidad mesozooplanctónica en los esteros de la Bahía de Cádiz suele estar dominada por especies eurihalinas, destacando copépodos harpacticoides y ciclopoideos, rotíferos como *Brachionus plicatilis* y *Techocerca* spp., y una importante población del ciliado *Fabrea salina*. En los caños de alimentación de los esteros hay abundancia de ciliados tintínidos, principalmente del género *Tintinnopsis*, rotíferos del género *Synchaeta*, nauplios de cirrípedos (*Balanus* spp.) y, entre los copépodos, destacan los calanoides, principalmente *Acartia grani* (Yúfera *et al.*, 1984).

En mar abierto, se analizó la comunidad de mesozooplancton estival a partir de campañas realizadas en los veranos de 1994 y 1995, rindiendo dichas campañas un total de 15 taxa registrados. A pesar de las variaciones interanuales en las condiciones oceanográficas y biológicas del Golfo, en esos años se observó cierta regularidad en la ocurrencia de las especies planctónicas. Durante el verano, los cladóceros (*Penilia avirostris*, *Evadne spinifera*, *Evadne tergestina*, *Evadne nordmanni*, y *Podon* spp.) fueron el grupo más abundante, seguido por los copépodos y apendicularias. La dominancia de cladóceros en verano es



básicamente debido a la alta abundancia de *Penillia avirostis*, hecho ya descrito previamente para las aguas de la Bahía de Cádiz. La abundancia relativa de copépodos parece aumentar tras el verano, aunque este aumento suele ser significativo en las aguas más occidentales, donde es más elevada la influencia del agua Atlántica. La abundancia de mesozoopláncton y específicamente la densidad de Cladocera, muestran una correlación positiva con la temperatura y el biovolumen zooplanctónico, y negativa con la salinidad y la profundidad. La biomasa y la densidad de Copepoda y Appendicularia no parecen mostrar correlación con las variables oceanográficas (Rubín y Mafalda Jr., 2004; Mafalda Jr. *et al.*, 2007).

Se han descrito tres ensamblajes de especies diferentes en el golfo de Cádiz: un ensamblaje costero, otro de la plataforma septentrional y un tercero de la plataforma meridional. El ensamblaje costero se encuentra a una profundidad media de 24 m, siendo Cladocera el taxon dominante. Este ensamblaje presenta la mayor densidad de mesozooplancton y el menor número de taxa. Pueden existir diferencias interanuales en este ensamblaje que implican un cambio de Apendicularia a Dolilidae desde las aguas costeras a los ensamblajes de plataforma. La población nerítica ocupa las aguas de la plataforma entre 30 y 100 m, presentando dos subgrupos: la población nerítica meridional, que se caracteriza por la dominancia de larvas de Euphausiacea o de Crustacea Decapoda; y la población septentrional, que se caracteriza por la dominancia de Apendicularia o larvas de Mollusca, según el año. Es característico de ambas comunidades neríticas la presencia de una menor densidad mesozooplanctónica y mayor número de taxa que en la comunidad costera (Rubín y Mafalda Jr., 2004; Mafalda Jr. *et al.*, 2007).

3.2.2. Peces

3.2.2.1. Peces pelágicos

Las campañas de evaluación de recursos demersales de la serie ARSA reportan estimas para numerosas especies pelágicas, tales estimas y sus fluctuaciones a lo largo de la serie histórica, al menos para algunas especies (p. ej., sardina *Sardina pilchardus*, jureles *Trachurus* spp. y caballas *Scomber* spp.), deben considerarse con precaución al derivarse estas de muestras obtenidas con artes de muestreo inadecuados para tales especies.

Desde el año 2004 el IEO viene realizando en el golfo de Cádiz campañas de evaluación de los *stocks* de especies pelágicas mediante métodos acústicos (eco-integración). Estas campañas, que configuran la serie histórica ECOCÁDIZ, se realizan en la época estival, coincidiendo básicamente con la época de puesta del boquerón *Engraulis encrasicolus*; si bien, además de para esta especie, son evaluados los niveles poblacionales y cartografiadas la distribuciones espaciales de estos niveles para todas aquellas especies pelágicas (de pequeño y mediano tamaño) susceptibles de ser evaluadas. La Tabla 3.3 muestra las estimas



más recientes para estas especies. Puede comprobarse cómo el componente íctico del dominio nerítico (20-200 m) está dominado por muy pocas especies, destacando principalmente la sardina y el boquerón (especies pelágicas costeras), seguidas por la caballa del sur *Scomber colias*, que tiene una presencia bastante residual en esta Demarcación, al menos en los últimos años. El conjunto de especies pelágicas evaluadas se completa básicamente con el grupo de carángidos del género *Trachurus*, de los que *T. picturatus* y *T. trachurus* suelen presentar sus mayores densidades en las aguas más occidentales de la Demarcación, mientras que *T. mediterraneus* registra el patrón opuesto, típico en las aguas de la provincia de Cádiz, más próximas al Estrecho.

Tabla 3.3. Estimaciones del tamaño de los stocks (biomasa y abundancia) de las principales especies pelágicas en la Demarcación Marina Sudatlántica obtenidas en las dos últimas campañas de la serie *ECOCADIZ* (2009 y 2010). Fuente: IEO.

Especie	ECOCADIZ 0609		ECOCADIZ 0710	
	Biomasa	Abundancia	Biomasa	Abundancia
	(t)	(10 ⁶ ind.)	(t)	(10 ⁶ ind.)
FAMILIA CARANGIDAE				
<i>Trachurus picturatus</i>	2 762	48	4 126	65
<i>Trachurus trachurus</i>	2 209	40	739	13
<i>Trachurus mediterraneus</i>	2 705	28	3 732	28
FAMILIA CLUPEIDAE				
<i>Sardina pilchardus</i>	33 140	588	66 964	2 068
FAMILIA ENGRAULIDAE				
<i>Engraulis encrasicolus</i>	20 506	1 102	12 339	954
FAMILIA SCOMBRIDAE				
<i>Scomber colias</i>	31 263	304	2 861	43
FAMILIA SPARIDAE				
<i>Boops boops</i>	2 324	27	551	6

3.2.2.2. Peces bentónicos y demersales

Estudios previos (Oliver y Fernández, 1974; Fernández *et al.*, 1981; Fernández y Fariña, 1984) han hecho aportaciones interesantes al conocimiento de la ictiofauna demersal en los fondos blandos arrastrables del golfo de Cádiz, basadas en resultados de campañas oceanográfico-pesqueras puntuales. Sin embargo, hoy en día, la principal y más consistente fuente de información sobre este componente de la ictiofauna en esos fondos, son las campañas ARSA del IEO, de evaluación de recursos demersales con arte de arrastre.

A lo largo de la serie histórica de campañas ARSA (1993-2010) se han registrado un total de 259 especies de peces pertenecientes a 82 familias. Los condriictios contribuyen con 46 especies, siendo las familias Rajiidae (16 especies) y Squalidae (13 especies) las mejor



representadas. Entre los peces óseos se han identificado 203 especies pertenecientes a 71 familias. Sparidae (22 especies), Soleidae (12), Myctophidae (10), Gadidae (8) y Gobiidae (8) son las familias mejor representadas.

Sustratos blandos

Fondos litorales periestuáricos frente a la desembocadura del río Guadalquivir.

Esta zona estuárica se caracteriza por una fauna íctica muy diversa, típica de zonas con influencia estuarina. La comunidad íctica asentada en estos fondos guarda cierta similitud con la comunidad costera de *Sciaenidae*, descrita en latitudes subtropicales y tropicales (Longhurst y Pauly, 1987; Lowe-McConnell, 1987). Esta *comunidad* se extiende, aunque con modificaciones en su composición, por los principales estuarios de la región. Aunque existen especies estuarinas residentes, la gran mayoría de las especies que se encuentran en estos estuarios son formas juveniles que aprovechan la alta productividad y favorables condiciones ambientales para alimentarse y protegerse hasta alcanzar la madurez (Fernández-Delgado, 1987; Arias y Drake, 1990; Muñoz y Sánchez de Lamadrid, 1994). Las familias más representativas de esta zona son Sciaenidae (*Argyrosomus regius*, *Umbrina canariensis*), Haemulidae (*Pomadasys incisus*), Mugilidae (*Liza* spp., *Mugil cephalus*), Centracanthidae (*Spicara* spp.), Sparidae (*Diplodus bellottii*, *Diplodus vulgaris*, *Diplodus annularis*, *Lithognathus mormyrus*, *Sparus aurata*, *Pagellus bellottii*, *Oblada melanura*), Trachinidae (*Trachinus draco*), Mullidae (*Mullus barbatus* y *Mullus surmuletus*), Gobiidae (*Aphia minuta*, *Gobius niger*), Batrachoididae (*Halobatrachus didactylus*) y Soleidae (*Dicologlossa cuneata*, *Solea* spp.). El soleido *Synaptura lusitanica*, presente en esta franja somera, es más abundante en fondos arenosos.

Litoral de Huelva

En esta franja litoral aparecen la mayoría de las especies citadas en las zonas estuáricas. Y también se han citado, entre otras, el género *Dentex*, sobre todo en su fase juvenil, los tromperos (*Spicara* spp.), las rayas (*Raja asterias*, *R. clavata*, *R. miraletus*) y los torpedos (*Torpedo torpedo* y *Torpedo marmorata*) (Sobrino et al., 2005b).

Litoral de Cádiz

Los fondos blandos arenoso-fangosos frente a la desembocadura del Guadalete y la zona próxima al saco interno de la Bahía de Cádiz, presentan una fauna similar a la descrita en la zona estuárica del Guadalquivir, con las familias Sparidae, Sciaenidae, Soleidae, Batrachoididae y Haemulidae como las más características. El saco interno de la Bahía es utilizado por muchas de las especies mencionadas como zona de puesta y, sobre todo, como una importante área de alevinaje debido a la alta productividad de esta zona. Entre los afloramientos rocosos, en las zonas más profundas, aparecen fondos arenosos con abundancia íctica de pleuronectiformes, destacando *Solea solea* y *Solea lascaris*. Es



abundante, sobre estos fondos, el salmonete de arena, *Mullus surmuletus*, elasmobranquios batoideos del grupo de las rayas y los torpedos (*Torpedo torpedo* y *Torpedo marmorata*) y cardúmenes de *Pagellus acarne*, *Oblada melanura*, *Trachinotus ovatus* y *Boops boops*. También está presente el equiuroideo, *Bonellia viridis*.

Fondos del talud

La ictiofauna de la porción superior del talud (200-500 m de profundidad) está dominada por las familias Scyliorhinidae (*Galeus atlanticus*, *G. melastomus*, *S. canicula*; Canoura et al., 2009), Gadidae (*Gadiculus argenteus*, *Micromesistius poutassou*, *Phycis blennoides*, *M. merluccius*, *Gaidropsaurus biscayensis*) y Macrouridae (*Coelorhynchus coelorhynchus*, *Malacocephalus laevis*). Otros taxa típicos del estrato son: *Synchiropus phaeton*, *Argentina sphyraena*, *Epigonus denticulatus*, *Faccionella oxyrincha*, *Maurolicus muelleri*, *Lepidopus caudatus*, *Lophius* spp. y *Arnoglossus rueppelli*, el cual es el único representante de este género que aparece en profundidad en el golfo de Cádiz (Vila et al., 2008). Los fondos de talud son también característicos por la presencia de los género *Raja* y *Leucoraja*, destacando *R. clavata* y *L. naevus*, en la zona superior del talud. Los condriictios *Chimaera monstrosa* y *Etmopterus spinax*, así como *Chlorophthalmus agassizii*, habitan también estos fondos, aunque alcanzan los mayores niveles de abundancia en los fondos batiales más profundos.

Los fondos más profundos muestreados en las campañas ARSA (500-800 m) se caracterizan por la dominancia del componente condriictio de fondos batiales (*C. monstrosa*, *Heptranchias perlo*, *Dalatias licha*, *Deania calcea*, *Centrophorus granulosus*, *E. spinax*, *G. melastomus*, *Raja batis* y *R. oxyrincha*). El macrourido *Nezumia aequalis*, *Hoplosthetus mediterraneus*, la gallineta *Helicolenus dactylopterus*, *Argylopelecus hemygimnus*, *Beryx decadactylus*, *Benthodesmus elongatus*, *Bhatysolea profundicola* y *Polymetme corythaeola* son especies de peces que se observan con frecuencia y tipifican este estrato. Varias especies de la familia Myctophidae completan la lista de peces de estos fondos.

Fondos de la plataforma continental

La ictiofauna de la plataforma media, comprendida entre los 30-100 m de profundidad, incluye tanto especies típicas de este estrato como otras de más amplia distribución en la plataforma, debido principalmente a migraciones tanto tróficas como reproductoras. Entre los taxa típicos de peces en este estrato destacan: *Serranus hepatus*, *Scorpaena notata*, especies de la familia Triglidae (*Chelidonichthys obscura*, *Lepidotrigla* spp., *Trigla* spp.), *Mullus barbatus*, *Mullus surmuletus*, *Leseurigobius sanzoi*, *Callyonimus maculatus*. Entre los peces planos destacan las del género *Arnoglossus* (*A. laterna*, *A. imperiales*, *A. thori*), *Microchirus variegatus*, *Buglossidium luteum* y *Citharus linguatula*, además de soleidos como *Solea solea* y *Solea senegalensis*. La familia Esparidae está bien representada en estos fondos



por especies como la boga *Boops boops*, la chopa *Spondyliosoma cantharus* y diversas especies de los géneros *Diplodus* y *Pagellus*. Además, juveniles de especies tales como *Merluccius merluccius*, *Conger conger*, *Cepola macrophthalma* y *Lepidopus caudatus* comienzan a ser abundantes en estos fondos. Es de destacar la presencia de *Aphia minuta* y de *Crystallogobius* spp. en la franja menos profunda de la plataforma media, asociadas a zonas influenciadas por las desembocaduras de grandes ríos.

Los fondos arenoso-fangosos de la plataforma externa entre 100 y 200 m de profundidad presentan una superficie bastante inferior a la de la plataforma interna. Muchas especies mencionadas en la plataforma externa ya han sido mencionadas, si bien la diversidad íctica es menor. Entre las especies demersales destaca la merluza *Merluccius merluccius* como una de las especies comerciales de especial interés pesquero, la bacaladilla *Micromessistius poutassou*, *Argentina sphyraena*, *Gadiculus argenteus*, *Cepola macrophthalma*, especies de la familia Triglidae como *Peristedion cataphractum*, *Lepidotrigla dieuzeidei* y *Lepidotrigla cavillone*, y el serránido *Serranus hepatus*, entre otras. Los peces planos están representados por *Arnoglossus laterna*, *Microchirus boscanion* y *Symphurus nigrescens*, aunque esta última es más abundante a mayores profundidades. Son de destacar las especies *Capros aper* y *Macroramphosus scolopax*, igualmente abundantes y características de estos fondos fangosos, con oscilaciones interanuales importantes en sus abundancias.

Sustratos rocosos

La fauna íctica presente en la franja litoral desde Sanlúcar de Barrameda hasta Chipiona es muy diversa y está caracterizada por un marcado carácter eurihalino. Destacan especies del género *Diplodus*, *Solea senegalensis*, *Sparus aurata*, *Dicentrarchus punctatus* y *Dicentrarchus labrax*, entre otras muchas que utilizan el área estuárica como zona de cría y alevinaje.

En los fondos duros situados entre Chipiona y la ciudad de Cádiz destacan los espáridos, la mayoría de ellos presentes igualmente en las zonas rocosas de Huelva, además de otros pertenecientes a los géneros *Dentex* (*D. gibbosus*, *D. dentex*, etc.), la dorada *Sparus aurata*, o la urta *Pagrus auriga*. El borriquete (*Plectorhinchus mediterraneus*), el burro (*Parapristipoma octolineatum*), serránidos (*Serranus cabrilla*, *Serranus hepatus*, *Serranus scriba*), rascacios (*Scorpaena* spp.), la chopa (*Spondyliosoma cantharus*) y los petos (*Symphodus tinca*), están también presentes en las oquedades rocosas. La breca (*Pagellus erythrinus*) y el garapello (*Pagellus bellotii*) son más abundantes en las zonas más profundas de esta franja litoral.

Los peces son abundantes en los fondos rocosos al sur de Cádiz, destacando los lábridos, los syngnátidos (*Hippocampus* spp., *Syngnathus* spp.), los peces planos, góbidos y numerosas especies de espáridos.

Los afloramientos y arrecifes rocosos de esta zona presentan una fauna íctica variada



constituida por espáridos como *Dentex dentex*, *Dentex gibbosus*, *Dentex canariensis*, *Pagrus pagrus*, *Pagrus auriga*, *Sparus aurata*, y varias especies del género *Diplodus*, entre otras. El haemúlido *Plectorhinchus mediterraneus* está presente en todas las formaciones rocosas, preferentemente entre las oquedades y bajo las lajas de rocas, en muchos casos junto a especies como el reyezuelo *Apogon imberbis*, la morena *Muraena helena* y el escaso mero, *Epinephelus marginatus*. La familia Labridae se encuentra bastante bien representada y su presencia es mayor en zonas tapizadas de algas pardas, que llegan a formar pequeños bosques en zonas de aguas limpias y bien oxigenadas, con especies del género *Cystoseira* como las más representativas. De estos lábridos, destacan las especies del género *Labrus* (*L. bergylta*, *L. merula*, *L. turdus*, *L. bimaculatus*, etc.) y otras como *Coris julis* y *Thalassoma pavo*. Igualmente, es de destacar la presencia de la única especie de la Familia Pomacentridae, la castañuela *Chromis chromis*, en las oquedades y nadando sobre las manchas de algas de los fondos rocosos, presentando a veces importantes cardúmenes (Silva, L., observación personal). El azul intenso de los alevines en estas oquedades es muy característico.

3.2.3. Mamíferos marinos

Importancia del área de estudio

Los mamíferos marinos son animales con una gran movilidad geográfica que están considerados predadores superiores en las cadenas tróficas marinas, constituyendo un bioindicador del estado de salud de nuestros mares. Las áreas de distribución de muchas especies se extienden sobre amplias regiones oceánicas, superando los límites de una sola demarcación. Aunque las características geológicas y oceanográficas de las demarcaciones condicionan la presencia de especies, su estatus debe considerarse en el contexto más amplio de las poblaciones biológicas a las que pertenecen.

Los mamíferos marinos de la Demarcación Sudatlántica pertenecen biogeográficamente al Atlántico nororiental. Las poblaciones de cetáceos del área del golfo de Cádiz están condicionadas por las características oceanográficas y la existencia de una amplia plataforma costera, en la que predominan los fondos fangosos y la existencia de chimeneas de fango. La Demarcación Marina Sudatlántica, por su situación geográfica, constituye un lugar importante para las poblaciones de cetáceos, ya que está próxima al estrecho de Gibraltar, zona de paso entre el océano Atlántico y el mar Mediterráneo, donde se conoce una alta densidad de cetáceos.

El conocimiento sobre las poblaciones de cetáceos proviene de la serie histórica de capturas durante la etapa de caza comercial, los registros de los varamientos en las costas, observaciones en el mar y campañas sistemáticas de avistamiento. La distribución de



cetáceos, tanto temporal como espacial, y de sus poblaciones se encontraban pobremente descritas hasta finales de los años 90. Muchas de las incógnitas planteadas empezaron a desvelarse entre los años 2000 y 2010 gracias a diferentes técnicas empleadas para el manejo y conservación de las poblaciones de cetáceos como la fotoidentificación y la toma de biopsias para estudios de genética de poblaciones y los análisis de isótopos estables para caracterizar la dieta (de Stephanis et al., 2009).

No existen citas de pinnípedos en esta demarcación. Por lo que respecta a los cetáceos, hay referencias de cuatro especies de mysticetos y de dieciseis odontocetos. Las especies más representativas son el delfín mular, el delfín común, el delfín listado, la marsopa, el calderón, el cachalote y los rorcuales aliblanco y común. Los cachalotes, calderones y delfines tienen una presencia prolongada en el área (de abril a octubre) mientras que otras especies solo aparecen en periodos restringidos, como las orcas (de julio a agosto) y el rorcual común (mayo-junio).

La dieta de los delfines mulares está constituida por peces de fondos litorales, cefalópodos y crustáceos, mientras que los delfines comunes se alimentan preferentemente de peces meso- y epipelágicos (myctófidios y gádidos) y los delfines listados de peces mesopelágicos y cefalópodos.

Especies residentes

Hasta el momento no se ha realizado un estudio en profundidad sobre la abundancia absoluta de delfines comunes, *Delphinus delphis* (Linnaeus, 1758), en el golfo de Cádiz. De momento, los conocimientos que se tienen son sobre tamaños de manadas con un tamaño medio de 43 individuos observados en los meses de verano fundamentalmente (Cañadas et al., 2005) y de más de 35 individuos (Mateos 2006a, 2006b, Mateos y Acero, 2009). El primer catálogo de identificación fotográfico de esta especie de Giménez et al. (2009), señala que al menos cerca de 250 individuos estarían presentes en aguas del Estrecho, y unos 100 individuos lo estarían en aguas de la plataforma continental del golfo de Cádiz.

Aunque hay poca información sobre la dieta de esta especie en la zona de estudio, parece ser una especie oportunista. En aguas cercanas de la costa portuguesa la sardina (*Sardina pilchardus*) constituye su presa principal (Silva, 1999), mientras que en otras áreas predan sobre todo pequeños peces y cefalópodos neríticos (Klinowska, 1991; Young y Cockcroft, 1994; Gannier, 1995).

La abundancia de delfines listados, *Stenella coeruleoalba* (Meyen, 1833), en aguas del golfo de Cádiz es desconocida, aunque hay constancia de su presencia en estas aguas (Mateos y Acero, 2009; de Stephanies et al., 2009). Estudios morfológicos y genéticos sugieren que las poblaciones del Mediterráneo y del Atlántico se encuentran aisladas entre sí, sin apenas flujo genético a través del estrecho de Gibraltar (Gaspari, 2004; Bourret et al., 2007).



Los delfines listados tienen una dieta muy parecida a la de los delfines comunes, pero varios autores han puesto de manifiesto que la alimentación se basa principalmente en pequeños cefalópodos y peces de la familia *Myctophidae* (Blanco *et al.*, 1995; Kenney *et al.*, 1995; Santos *et al.*, 1996; Pauly *et al.*, 1998), a diferencia del delfín común. Estas diferencias podrían contribuir a explicar la mayor afinidad por aguas profundas de los delfines listados, comparado con los delfines comunes.

Los delfines mulares, *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821), pueden observarse a lo largo de todo el año en el estrecho de Gibraltar y golfo de Cádiz. Sin embargo, Pérez Gimeno *et al.* (2004) sugieren que hay una tendencia a observarse más grupos de esta especie durante los meses de invierno y primavera, aunque también se han observado en los meses de verano en grupos de más de 25 individuos (Mateos, 2006a; Mateos y Acero, 2009; Mateos y Arroyo, 2009, Cañadas *et al.*, 2005). En cualquier caso, se puede afirmar que existe una población residente en el golfo de Cádiz, que se suele encontrar en aguas poco profundas de toda la plataforma continental. Recientemente se ha estimado una abundancia absoluta de alrededor de 347 individuos en el golfo de Cádiz (Verborgh *et al.*, 2011).

A pesar de su cercanía al estrecho de Gibraltar, parece no haber relación entre los animales avistados en el estrecho de Gibraltar, y los avistados en el golfo de Cádiz. Natoli *et al.* (2008) estudiaron la estructura poblacional de los delfines mulares del golfo de Cádiz y del estrecho de Gibraltar y encontraron diferencias significativas entre las dos poblaciones, lo que sugiere una adaptación a los diferentes hábitats de las dos zonas y que no se reproducen entre ellas.

En el golfo de Cádiz, la dieta de los delfines mulares ha sido estudiada recientemente por García-Tiscar (2009) a partir de un modelo de mezcla isotópico cuyos resultados muestran una dieta basada en importantes recursos comerciales como la merluza (*Merluccius merluccius*), la dorada (*Spaurus aurata*), la corvina (*Argyrosomus regius*), el voraz (*Pagellus bogaraveo*), y el boquerón (*Engraulis encrasicolus*).

En las aguas del golfo de Cádiz existen muchas lagunas de conocimiento sobre la abundancia, distribución espacial y temporal, y dietas de marsopa, *Phocoena phocoena* (Linnaeus, 1758), (de Stephanis *et al.*, 2009). Si bien, las marsopas parecen ser más abundantes alrededor de isla Cristina y Mazagón, llegando a poder observarse también en la costa gaditana. Generalmente se alimenta de una amplia gama de especies de calamares y peces, aunque también se alimenta de crustáceos y krill. Suelen desplazarse en pequeños grupos, y pueden mostrar un comportamiento esquivo hacia las embarcaciones (Consejería de Medio ambiente, 2009).

Las orcas, *Orcinus orca* (Linnaeus, 1758), son observadas regularmente, y son residentes en el estrecho de Gibraltar y en el golfo de Cádiz (de Stephanis *et al.*, 2002, 2005a,b); aunque se pueden ver esporádicamente en aguas del Mediterráneo y cornisa Cantábrica (Casinos,



1981; Raga *et al.*, 1985; Notarbartolo di Sciara 1987, 2002). Hasta la fecha se han identificado 45 individuos entre 1999 y 2010, separados en 5 grupos sociales diferentes (de Stephanis *et al.*, 2005b). Dos de ellos solo se observaron por la zona del golfo de Cádiz y los otros tres se observaron tanto en el golfo de Cádiz como en la parte central del estrecho de Gibraltar. Se suelen observar constantemente entre marzo y octubre. La población del estrecho de Gibraltar tiene una tasa de mortalidad de 1,1 % anual y un intervalo de nacimientos de 4,3 años (Esteban, 2008).

La dieta de las orcas, tanto para las poblaciones del golfo de Cádiz como para las del estrecho de Gibraltar, está basada fundamentalmente en el atún rojo (Blasi *et al.*, 2010; Guinet *et al.*, 2007; Gallego *et al.*, 2007, Esteban *et al.*, 2011), aunque la técnica de captura de atunes es distinta, obteniendo las orcas sus recursos con menor gasto de energía en el Estrecho (García-Tiscar, 2009). Muchas de las orcas avistadas en primavera llegan persiguiendo atunes hasta conseguir agotarlos en la zona de Barbate, en el golfo de Cádiz. En verano se ven en aguas del Estrecho interaccionando con pesquerías de atún (Esteban *et al.*, 2008; de Stephanis *et al.*, 2008b).

Especies migratorias

El rorcual común, *Balaenoptera physalus* (Linnaeus, 1758), es la única especie que se observa navegando a grandes velocidades a través del Estrecho, sin detenerse para alimentarse. No tenemos información sobre la población de rorcuales comunes que cruzan el Estrecho, pero se estima que entre 48 y 122 rorcuales comunes migran cada año en verano hacia el Atlántico (Selling, 2007; Salazar *et al.*, 2004). Hasta la fecha, se han identificados 51 individuos por fotoidentificación en el estrecho de Gibraltar y golfo de Cádiz. La mayoría de los individuos observados son adultos, aunque también se han registrado crías y jóvenes (de Stephanis *et al.*, 2009).

Los análisis de los patrones de los isótopos estables de nitrógeno han indicado que estas ballenas se alimentan básicamente en niveles tróficos secundarios, tanto en el Mediterráneo, como en el Atlántico contiguo (García-Tiscar, 2009). Su dieta suele ser variada, y compuesta sobre todo por krill y también varias especies de pequeños peces. Si bien parece que la captura de estos parece tratarse más bien de una cuestión oportunista, más que de su dieta habitual.

El calderón gris *Grampus griseus* (Cuvier 1812) es un delfínido encontrado usualmente en aguas de Murcia y Andalucía. De hecho, suele observar tan solo en aguas del mar de Alborán, no habiendo sido observado más que en un par de ocasiones en aguas del estrecho de Gibraltar y golfo de Cádiz (Cañadas *et al.*, 2005; Báez *et al.*, 2004). También se encontró un animal varado en Huelva en 2006 (D'Amico y Rivilla, 2006).

Principales amenazas



Los cetáceos compiten con el hombre por los recursos pesqueros. En el pasado, el golfo de Cádiz formaba parte del área de caza de las estaciones balleneras del Estrecho. Las especies capturadas eran el rorcual común y el cachalote. En la actualidad, las mayores amenazas para la conservación de los cetáceos provienen de las capturas accidentales en las pesquerías y de las actividades humanas que producen la degradación del hábitat como los vertidos industriales y urbanos y la contaminación acústica, debida principalmente al tráfico marítimo.

3.2.4. Reptiles marinos

Importancia del área de estudio y especies principales

El golfo de Cádiz está considerado como un hábitat importante, desde un punto de vista ecológico, para la conservación de las poblaciones de tortugas marinas, debido a su proximidad con el estrecho de Gibraltar. Este área representa un importante corredor para estas especies, al igual que para otros grandes pelágicos, por donde realizan sus migraciones tróficas y reproductivas, aunque no son del todo conocidas (Camiñas, 1988; Camiñas *et al.*, 1997). En la Demarcación Sudatlántica se observan principalmente ejemplares de tortuga boba *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758), mayoritariamente (más del 95 %) de origen atlántico (Carreras *et al.*, 2006; Revelles *et al.*, 2007) y procedentes de las colonias de Norteamérica, aunque experimentos recientes de marcado indican que también se encuentran en la zona tortugas de origen mediterráneo. Sin embargo, la presencia de tortugas de origen mediterráneo en las costas andaluzas no superaría el 2 % (Monzón-Argüello *et al.*, 2007). Además de la tortuga boba, también se ha detectado en el golfo de Cádiz la presencia de la tortuga laúd *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761), aunque la abundancia de esta última especie es mucho menor que la de tortuga boba. Por último y de forma esporádica, se han observado otras especies como la tortuga verde (*Chelonia mydas*) y la tortuga lora (*Lepidochelys kempii*) en las costas andaluzas a partir de registros de varamientos (Consejería de Medio Ambiente, 2009).

Biología y ecología de la tortuga boba y de la tortuga laúd

La tortuga boba *Caretta caretta* es la especie más abundante en el golfo de Cádiz, al igual que en las áreas adyacentes del mar Mediterráneo (Camiñas y Valeiras, 2001). Esta especie, de tamaño medio, puede alcanzar más de un metro de longitud de caparazón y pasa por distintos hábitats a lo largo de su desarrollo. Los primeros estadios de su ciclo biológico, tras la eclosión de los huevos, los pasan en hábitats pelágicos, permaneciendo allí hasta poco antes de llegar a la edad adulta (aproximadamente cuando alcanzan una longitud recta de caparazón de 52 cm), momento en el que se asientan en hábitats bentónicos (Snover *et al.*, 1999).



Se distribuyen por aguas de las plataformas continentales, bahías, lagunas y estuarios, y en ocasiones hasta en el interior de puertos. Es común en aguas superficiales del talud continental, tanto en áreas de alimentación como durante las fases migratorias, reproductoras o tróficas (Camiñas, 2004). Se ha observado en todas las provincias costeras españolas, aunque su presencia más común es en el Mediterráneo, alrededor de Baleares, en el mar de Alborán, estrecho de Gibraltar (incluida Ceuta), pero también en el Atlántico, en Galicia, área donde se encuentran principalmente ejemplares muy jóvenes, y en las islas Canarias (Consejería de Medio Ambiente 2009). En los meses de marzo y abril, comienzan a observarse en la zona atlántica del estrecho de Gibraltar (golfo de Cádiz) ejemplares de tortuga boba que se desplazan hacia el Mediterráneo. A partir de junio y julio se observa la salida de numerosas tortugas hacia el Atlántico, tras haber pasado un periodo de alimentación en el Mediterráneo.

La tortuga laúd *Dermochelys coriacea* es la más grande de las tortugas, tanto marinas como terrestres, llegando a alcanzar longitudes de caparazón de 244 cm (Consejería de Medio Ambiente, 2009). Se han realizado diferentes estudios sobre la abundancia y densidad de ambas especies de tortugas marinas en la Demarcación Sudatlántica (Báez, 2004, 2005; Báez *et al.*, 2007; Mateos 2006a, 2007b; Mateos y Acero, 2009; Mateos y Arroyo, 2009), pero los valores de abundancia parecen estar subestimados en comparación con los varamientos localizados de estas especies. Es una especie presente en las costas atlánticas ibéricas, tanto en el Cantábrico como en Galicia (Fernández de la Cigoña, 1994; Penas y Piñeiro, 1989), Portugal y golfo de Cádiz (Camiñas y González de la Vega, 1997). En el Mediterráneo es más frecuente al sur de las islas Baleares y en el mar de Alborán, preferentemente en invierno y primavera, debido a sus pautas migratorias entre el Atlántico y el Mediterráneo, el estrecho de Gibraltar, y en la costa africana, incluidas Ceuta, donde hay abundantes varamientos (Ocaña y García de los Ríos, 2002), y Melilla.

Principales amenazas

Las principales amenazas que ponen en peligro a las poblaciones de tortugas marinas en la Demarcación Sudatlántica son las capturas accidentales (principalmente por enmalle o redes a la deriva y palangre de superficie), la contaminación marina de origen industrial, agrícola, de fuentes difusas y lumínica, las colisiones con embarcaciones durante el día mientras las tortugas descansan en la superficie, las enfermedades provocadas por un alto número de especies comensales (percebes, lapas), infecciones y trastornos como la fibropapilomatosis (tumores fibrosos situados en zonas de piel suave), y la pérdida del hábitat debido al desarrollo turístico y ocupación de la costa y la industrialización.



3.2.5. Aves marinas

Importancia del área de estudio y especies predominantes

La importancia del golfo de Cádiz para las aves marinas radica en que es una zona importante de paso migratorio, ya que es la entrada natural al estrecho de Gibraltar, nexo entre el océano Atlántico y el mar Mediterráneo, constituyendo una de las zonas más importantes de Europa en cuanto a migración de aves se refiere (Mateos, 2007a; Mateos y Arroyo, 2011). La mayor parte de las aves marinas evitan realizar sus migraciones sobre tierra, por lo que en el golfo de Cádiz convergen diversas rutas migratorias, haciendo que se concentren gran parte de los efectivos poblacionales en migración, tanto en los movimientos norte-sur, como para las especies que utilizan el mar Mediterráneo en alguna fase de su ciclo vital (movimientos este-oeste), (Hashmi, 2000). En consecuencia, cada año una gran cantidad de aves marinas, que generalmente viven en zonas pelágicas alejadas de la costa, se concentran en esta área durante los periodos migratorios. Varios autores han puesto de manifiesto el potencial de esta zona como área de seguimiento para las aves marinas mediterráneas, donde pueden llevarse a cabo estudios precisos y efectivos para complementar la información existente sobre las poblaciones invernantes y reproductoras que utilizan esta zona (Tellería, 1981; Hashmi, 1996, 2000; Arroyo y Cuenca, 2004). Las rutas migratorias de algunas especies de aves marinas características del golfo de Cádiz quedan reflejadas en la Figura 3.4.

El golfo de Cádiz se caracteriza por tener una extensa plataforma en la que existen zonas de gran productividad biológica asociadas a las desembocaduras de dos de los ríos más caudalosos de España, el Guadiana y el Guadalquivir. Ambos son muy importantes para el desarrollo larvario de ciertas especies demersales de interés pesquero (Consejería de Agricultura y Pesca, 2005) y otras especies de pequeños pelágicos como el boquerón (*Engraulis encrasicolus*) y la sardina (*Sardina pilchardus*), que constituyen presas especialmente importantes para las aves marinas (Arcos *et al.*, 2009).

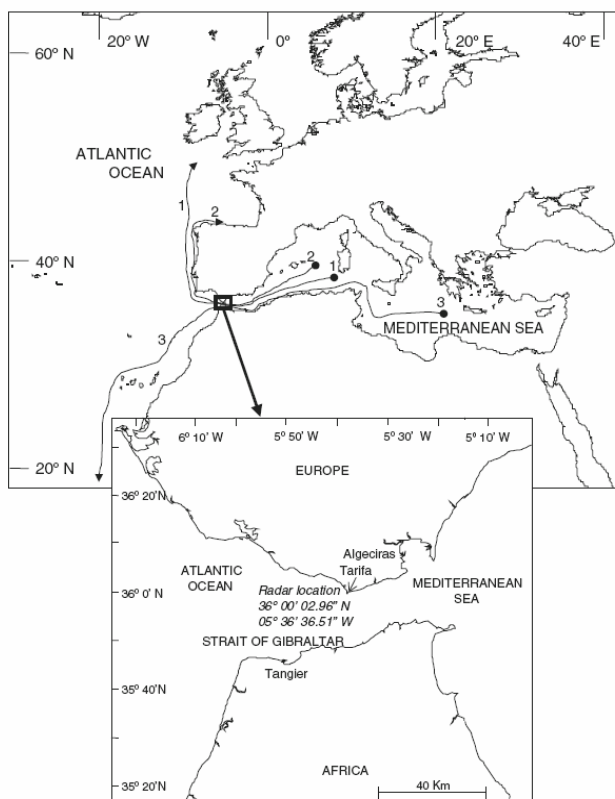


Figura 3.4: Rutas migratorias de aves marinas a través del estrecho de Gibraltar. Línea 1: principal ruta prenupcial migratoria del Frailecillo, Alca y Arao común y Alcatraz atlántico hacia el Noreste Atlántico. Línea 2: principal ruta postnupcial de la Pardela balear hacia el océano Atlántico. Línea 3: principal ruta postnupcial migratoria de la Pardela cenicienta hacia la costa atlántica tropical de África. Fuente: Mateos y Arroyo, 2011.

A pesar de la importancia del área de estudio como importante fuente de alimentación para las aves marinas durante sus migraciones, la información sobre su abundancia, distribución y posibles áreas de residencia a lo largo del año en el golfo de Cádiz, en general, es escasa. Las primeras aproximaciones fueron realizadas por Valeiras y Abad (2002). En este estudio se realizó un primer censo de las principales especies de aves marinas en la zona y su relación con los descartes generados por la flota de arrastre que faena en esta área. Posteriormente se realizaron estudios de las principales aves marinas durante el periodo de primavera (Báez, 2004, 2005; Báez *et al.*, 2007). De Stephanis *et al.* (2008a), que analizaron las distribuciones espaciales y temporales (2001-2006) normalizadas, de las aves marinas del golfo de Cádiz a partir de modelos explicativos, resaltando la interacción de dichas especies con las flotas que faenan en las aguas de la presente demarcación, especialmente con la flota de cerco, dirigida principalmente al boquerón y a la sardina. En esta misma línea de investigación, también cabe destacar los estudios sobre los patrones de atracción entre las aves marinas y los descartes generados por buques de investigación en campañas oceanográfico-pesqueras realizadas en la zona y sus efectos sobre la comunidad de aves marinas del golfo de Cádiz en



diferentes épocas del año (Mateos, 2006a,b, 2007a, b, c, d, 2008; Mateos y Acero, 2009; Mateos y Arroyo, 2008, 2009). Entre los trabajos más recientes cabe destacar los censos realizados por la Consejería de Medio Ambiente (2009) y los recopilados por Arcos *et al.* (2009).

En todos los trabajos citados anteriormente y realizados en la Demarcación Marina Sudatlántica, las principales especies de aves marinas que utilizan este área tanto en sus migraciones como de forma residente son: gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*), gaviota sombría (*Larus fuscus*), alcatraz atlántico (*Morus bassanus*), pardela balear (*Puffinus mauretanicus*), pardela cenicienta (*Calonectris diomedea*), págalo grande (*Catharacta skua*), gaviota de Audouin (*Larus audouinii*) y paíño europeo (*Hydrobates pelagicus*). Las gaviotas patiamarilla y sombría se consideran las únicas aves sedentarias (Finlayson, 1992) en el área de estudio y en la mayoría de los estudios se agrupan en un único grupo taxonómico.

Área de distribución y descripción del hábitat

La abundancia de las aves marinas en el golfo de Cádiz varía según la época del año y según la especie que se trate. Según los estudios realizados hasta la fecha, la mayor abundancia de aves migratorias en esta área tiene lugar en los meses de octubre y noviembre, correspondientes a la migración otoñal (paso migratorio postnupcial), y luego hay un segundo pico de abundancia en marzo y abril, relacionado con la migración primaveral (paso migratorio prenupcial); mientras que las abundancias más bajas se observan en los meses de verano e invierno. En cuanto a la riqueza, definida como número de especies observadas, los mayores valores se obtienen en primavera y en otoño, y los menores en verano e invierno. Por su parte, la diversidad es mayor en primavera e invierno y menor en verano y otoño (Arroyo y Cuenca, 2004).

Durante la migración otoñal (paso migratorio postnupcial), en los meses de octubre y noviembre, las especies predominantes son la pardela cenicienta (*Calonectris diomedea*), la pardela balear (*Puffinus mauretanicus*) y el alcatraz atlántico (*Morus bassanus*). El alcatraz atlántico parece estar muy relacionado, por motivos de alimentación, a la plataforma continental y a la zona del talud. Se encuentran muy vinculados con los barcos de pesca, igual que las gaviotas patiamarillas y sombrías, ya que aprovechan los descartes generados por las pesquerías que tienen lugar en el área. Sin embargo, las pardelas cenicienta y balear hacen un uso menos frecuente y en menor número de este recurso, por lo que parece que para dichas especies los descartes y desechos pesqueros son un alimento complementario a otras fuentes en esta área (Mateos, 2007d). Las distribuciones espaciales de estas especies son representadas en la Figura 3.5.

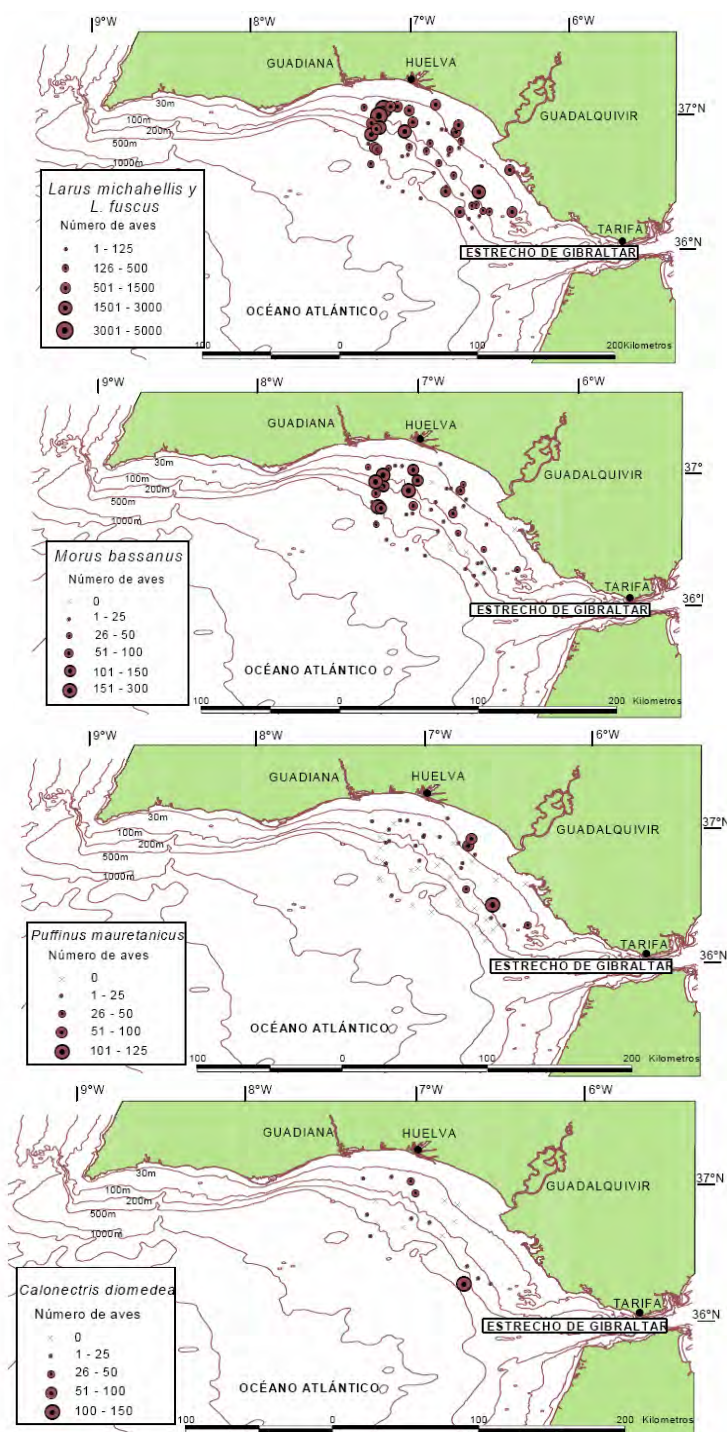


Figura 3.5. Número de aves vinculadas a las operaciones de pesca de un buque oceanográfico en el golfo de Cádiz (campañas del IEO ARSA noviembre 2005 y marzo 2006). De arriba abajo: gaviotas patiamarilla y sombría, alcatraz atlántico, pardela balear y pardela cenicienta. Fuente: Mateos, 2007d.

También se ha observado la presencia del paño europeo (*Hydrobates pelagicus*) en esta zona. Esta especie se alimenta de plancton y esto hace que tenga una distribución espacial



más amplia. Es un indicador de puntos de elevada productividad, debido principalmente a la orografía del fondo y a las corrientes existentes, y en la zona del golfo de Cádiz presenta un estado de conservación bueno (<http://www.cram.org/>).

En los meses de primavera (paso migratorio prenupcial) y verano, aunque se observan los mayores porcentajes en las pardelas cenicienta y balear, aparecen otras especies con una contribución notable, como el fumarel común (*Chlidonias niger*), el frailecillo atlántico (*Fratercula arctica*) o la gaviota de Audouin (*Larus audouinii*) (Mateos, 2007d). La gaviota patiamarilla y el alcatraz atlántico también han sido observados en esta época (Báez *et al.*, 2007). Los alcatrazes observados se trataban en su totalidad de individuos inmaduros, ya que en esta época del año los adultos se encuentran en las áreas de puesta del norte de Europa.

En cuanto a los meses de invierno, cabe destacar la baja presencia de la pardela cenicienta, el predominio del alcatraz atlántico y la pardela balear y la aparición de especies típicamente invernantes como el alca común (*Alca torda*), la gaviota sombría (*Larus fuscus*) y el págalo grande (*Catharacta skua*), (Arroyo y Cuenca, 2004).

Las mismas especies anteriormente citadas fueron avistadas durante el periodo 2001-2006 (de Stephanis *et al.*, 2008a), aunque en tal periodo también se observó la presencia del paíño europeo (*Hydrobates pelagicus*), y del charrán patinegro (*Sterna sandvicensis*) en 2008-2009 (Consejería de Medio Ambiente, 2009). Además destacaron las agregaciones bimodales de págalos en los bordes de los afloramientos del golfo de Cádiz, así como la presencia invernal de alcas comunes en las cercanías de la Bahía de Cádiz y desembocadura del Guadalquivir. En general, casi todas las especies observadas en la zona del golfo de Cádiz presentan asociaciones con las pesquerías, en particular con las artes de cerco (De Stephanis *et al.*, 2008a).

Principales amenazas

Las principales amenazas que atentan contra el estado de conservación de las poblaciones de aves marinas en esta demarcación son: la alteración del hábitat y alteraciones de origen antropogénico en las zonas con colonias, capturas accidentales por artes de pesca (muerte por ahogamiento), alteración de los niveles hídricos en áreas de cría y coloniales, sobre-explotación pesquera (disminuyen sus presas), vertidos en el medio marino, presencia de especies invasoras y depredadores en zona de cría, circulación incontrolada de visitantes a las zonas de cría y colonias y disminución de los descartes pesqueros (Consejería de Medio Ambiente, 2009).



3.2.6. Especies protegidas

Los cetáceos son especies clasificadas por la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) como amenazadas unas y en peligro otras, y es necesario que la sociedad realice un esfuerzo para evitar su extinción.

Todos los mamíferos marinos son objeto de varios acuerdos internacionales y están protegidos por diferentes normativas legales nacionales e internacionales. El delfín mular y la marsopa están incluidas en el Anexo II de la Directiva Hábitat y la Ley 42/2007 de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, como especies de interés especial, para las que se requiere la designación de áreas especiales de conservación, integradas en la Red Natura 2000. En esta demarcación se ha designado un Lugar de Interés Comunitario (LIC) para el delfín mular y la marsopa. El R. D. 139/2011 incluye a 19 de las especies de cetáceos citadas en la demarcación en la Lista de especies que requieren protección estricta. A su vez el Catálogo Español de Especies Amenazadas considera a 4 mysticetos, a la orca, al delfín mular, al cachalote y a la marsopa en la categoría de especies vulnerables.

Las poblaciones de tortugas marinas se encuentran en regresión a escala mundial, estando incluidas en el Libro Rojo de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales (UICN, 2010). La tortuga boba *Caretta caretta* está incluida en el Libro Rojo de la Unión Mundial para la Naturaleza con la categoría “En Peligro”, mientras que la tortuga laúd *Dermochelys coriacea* está incluida con la categoría “En Peligro Crítico”. Ambas especies están incluidas en el Anexo IV de la Directiva Hábitat y en el Anexo V de la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, como especies de interés especial, que requieren una protección estricta.

Las aves descritas para esta demarcación están incluidas en el Libro Rojo de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales (UICN, 2010), destacando la pardela balear con la categoría de “En peligro Crítico” y la pardela sombría y gaviota de Audouin “Casi amenazada”. Recientemente se han identificado tres Áreas Importantes para las Aves Marinas (*Important Bird Areas*, IBA, en sus siglas en inglés) en el golfo de Cádiz (Arcos *et al.*, 2009) representadas en la Figura 3.6.

La primera se denominada *ES403: golfo de Cádiz*, con una superficie de 2.366 km² y una profundidad de 40 a 230 m, se trata de un área de alimentación y concentración que cobra una especial importancia fuera del periodo reproductor, tanto en los pasos migratorios como durante los meses invernales. Entre las especies en paso, destacan la pardela balear, el paíño europeo, el alcatraz atlántico y la gaviota de Audouin.

La segunda IBA es la denominada *ES261: Marismas del Tinto y del Odiel y lagunas costeras de Huelva*, con una superficie de 60,6 km² y una profundidad de 0 a 15 m, es una extensión



marina a la costa que rodea las marismas del río Tinto y Odiel y su entorno, asociada a la importante colonia de charrancito común (*Sterna albifrons*) reproductora en la zona.

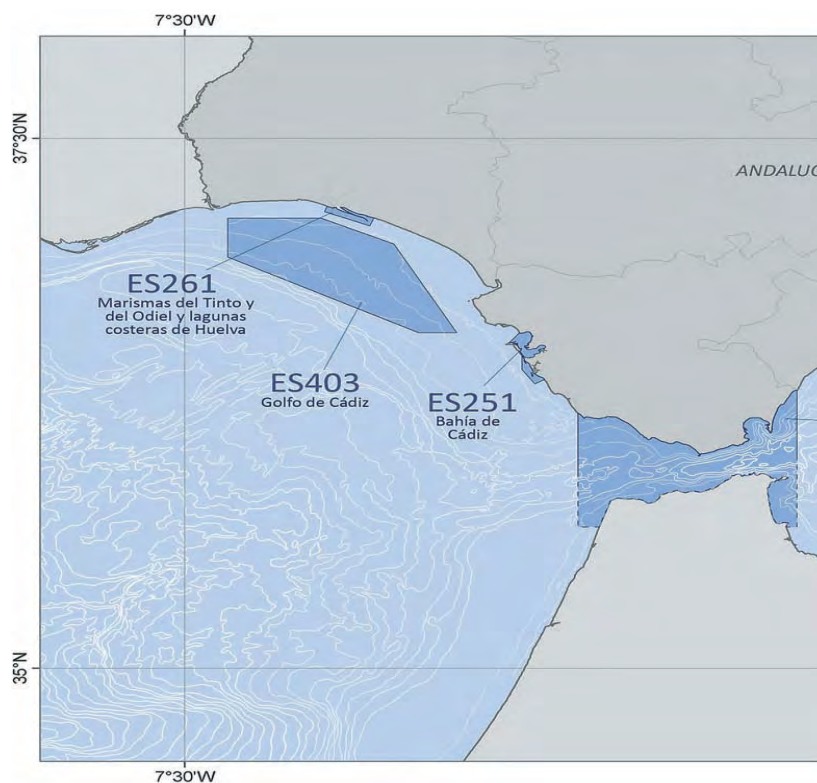


Figura 3.6. Áreas Importantes para las Aves (IBA) Marinas en el golfo de Cádiz. Fuente: Arcos et al., 2009.

La última IBA identificada es la llamada *ES251: Bahía de Cádiz*, con una superficie de 101,3 km² y una profundidad de 0 a 25 m, es una extensión marina de varios núcleos reproductores de charrancito común (*Sterna albifrons*) en la Bahía de Cádiz y su entorno. La IBA ha sido designada por su población reproductora de charrancito común, la más importante de España en zona estrictamente litoral. Tres espacios naturales relacionados con este espacio marino han sido incluidos en la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía: el Parque Natural de la Bahía de Cádiz y dos parajes naturales incluidos en su interior, los de la Isla de Trocadero al norte y las Marismas de Sancti Petri al sur.

En el Anexo VIII también se ha considerado necesario incluir una sección que contenga el listado sistemático de los invertebrados marinos reportados en el *Libro Rojo de los Invertebrados de Andalucía* (Barea-Azcón et al., 2008). Dicho listado incluye información sobre el grado de amenaza en la que se encuentra la especie.



3.2.7. Especies alóctonas

La presencia de especies alóctonas en los ecosistemas ha sido reconocida como una de las mayores amenazas a la biodiversidad a escala mundial. En el medio marino son numerosos los vectores que facilitan su introducción: aguas de lastre e incrustaciones en embarcaciones, actividades de acuariofilia y acuicultura, apertura de canales interoceánicos, etc. Además, la degradación de los ecosistemas inducida por otro tipo de presiones puede favorecer el asentamiento de esas especies y potenciar su carácter invasor, al igual que las variaciones ambientales resultantes del actual proceso de cambio climático acelerado.

Concretamente, en la Demarcación Sudatlántica los vectores ligados al tráfico marítimo cobran especial relevancia, debido tanto al considerable tráfico marítimo y fluvial internacional (ríos Guadiana, Tinto-Odiel y Guadalquivir) que soporta el golfo de Cádiz, como por la presencia de grandes puertos marítimos-fluviales (Huelva, Cádiz, Sevilla; González-Ortegón *et al.*, 2007; Chícharo *et al.*, 2009), ya que cualquier estuario templado (como ocurre con los estuarios del Guadiana y del Guadalquivir) con o próximo a un fuerte tráfico marítimo internacional debe ser considerado un “punto caliente” susceptible a la invasión (Carlton, 1985). Además, esta amenaza potencial puede verse aumentada con los dragados previstos para 2011 de los estuarios del Guadiana y Guadalquivir, así como con la intensa regulación del caudal de estos ríos hacia sus respectivos estuarios, un manejo que también intensifica el asentamiento de especies alóctonas (Bunn y Arthington, 2002). Asimismo, ambos estuarios son estuarios templados bajo la influencia de un clima Mediterráneo y, por tanto, se clasifican como áreas muy vulnerables al cambio global, lo que también contribuye al incremento de invasiones potenciales. Como se describirá más adelante, es precisamente en la zona estuárica del Guadiana y Guadalquivir donde se registran más especies alóctonas dentro de esta Demarcación Marina.

La acuicultura también es un vector de introducción importante en el área, ya que se han detectado tanto especies alóctonas introducidas deliberadamente para su explotación, como la ostra japonesa *Crassostrea gigas* y la almeja japonesa *Ruditapes philippinarum*, que entran en competencia con las especies autóctonas de ostra plana *Ostrea edulis* y almeja fina *Ruditapes decussatus*, respectivamente, como especies asociadas a su transporte.

La información disponible a día de hoy no permite llevar a cabo una caracterización exhaustiva del estado de la demarcación en relación a la presencia de especies alóctonas. Dicha carencia de datos no sólo es atribuible a limitaciones en los recursos dedicados a esta línea de investigación en el área considerada, sino también a una serie de dificultades intrínsecas. De entrada, el proceso de recopilación de datos relevantes se ve afectado porque algunos trabajos califican como alóctonas especies que se están expandiendo desde sus áreas de distribución habitual por medios naturales, y por tanto no lo serían en realidad



atendiendo a la definición adoptada en el contexto de las EEMM, que las restringe a aquellas en las que alguna fase de su dispersión se asocia a un vector antrópico. Esta confusión afecta sobre todo a organismos neotónicos, especialmente peces cuyo hábitat habitual son las zonas intertropicales de Atlántico oriental, que algunos autores citan como alóctonas, cuando probablemente llegan al golfo de Cádiz por vías naturales, como puede ser *Psenes pellucidus*, *Selene dorsalis*, *Solea senegalensis*, *Sparisoma cretense*, *Sphoeroides pachygaster*, *Synaptura lusitanica* o *Trachyscorpia cristulata echinata*. Un problema similar lo representan las denominadas especies criptogénicas, aquellas en las que no es posible determinar con seguridad si son o no nativas.

El principal problema para realizar un seguimiento riguroso que aporte información suficiente y fiable, relevante para la gestión, suele ser la falta de programas de seguimiento de amplia cobertura espacial, con puntos de muestreo representativos y que en conjunto abarquen la totalidad de la demarcación. Además, esos programas deben contemplar la gran heterogeneidad de organismos susceptibles de muestreo (desde bacterias, virus, protozoos parásitos y fito- o zooplancton a peces o macrobentos, pasando por pequeños individuos del meio bentos y otros) e incorporar diversas aproximaciones metodológicas de muestreo y análisis. Sin embargo, incluso el disponer de esa información cuantitativa de amplia cobertura espacial, tomada regularmente en el tiempo y cubriendo un amplio abanico de grupos taxonómicos, no resulta suficiente para elaborar un plan de gestión adecuado, ya que es necesario complementarla con un conocimiento detallado sobre los impactos reales de cada una de esas especies en los ecosistemas afectados, que a la postre es lo que se debe tener en cuenta para evaluar su estado. Por fortuna, a pesar de que siguen existiendo carencias de información en cuanto a determinados grupos taxonómicos, generalmente los organismos planctónicos y los bentónicos de menor talla, apenas hay estudios más allá de la zona costera y la información sobre impactos sigue siendo muy limitada, en la Demarcación Sudatlántica se está llevando a cabo desde hace unos años un programa de seguimiento de especies invasoras que constituye un buen punto de partida para realizar una evaluación inicial. Se trata del *Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas*, de la Consejería de Medio Ambiente, que se enmarca en un programa más amplio dirigido a la protección de la biodiversidad autóctona andaluza contra la introducción de *EEI*; basado fundamentalmente en la adaptación y aplicación de las normas que se ha venido desarrollando en el ámbito europeo, la Directiva Hábitats (Directiva CE 92-43), en el ámbito estatal, la ley de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres, y en el andaluz, como la ley de Flora y Fauna Silvestres. Todas ellas regulan y/o prohíben la introducción de especies exóticas (Consejería de Medio Ambiente, 2009). Además, tanto el Ministerio de Medio Ambiente como la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, han propiciado medidas adicionales enfocadas a la prevención y control de las *EEI* en ecosistemas de interés. Así, por ejemplo, se han desarrollado este tipo de iniciativas en



Parques Naturales y Nacionales. La Consejería de Medio Ambiente consciente de la necesidad de crear y potenciar estrategias o planes de gestión integral de las *EEI*, en su *Plan de Medio Ambiente de Andalucía 2004-2010*, establece como actuación prioritaria la creación de un inventario y la elaboración de planes y programas de control, erradicación y mitigación de las especies exóticas invasoras (Área 5, Programa 13, Medidas m7 y m19). En este contexto general, se han perfilado dos líneas de trabajo interrelacionadas: una primera línea, en la que se han desarrollado principalmente labores de prospección, control y erradicación de poblaciones de *EEI* cuyo control ha sido considerado prioritario por los perjuicios que ocasionan o pueden ocasionar a espacios protegidos o a especies catalogadas, y una segunda línea, que comprende los trabajos preliminares presentados en los *Talleres Provinciales 2004-2006 sobre EEI en Andalucía* (Consejería de Medio Ambiente, 2009), dirigidos a la mejora del conocimiento de la situación actual de las *EEI* en Andalucía y de elaboración de propuestas concretas de *Líneas de Acción para la Gestión de las Especies Exóticas Invasoras*. La información recogida en el último documento antes citado sienta las bases del conocimiento que se tiene sobre las especies exóticas invasoras en Andalucía. Por lo que respecta al medio marino, el inventario de especies marinas llevado a cabo desde el comienzo de la *Encomienda de Gestión y Conservación del Medio Marino Andaluz* en 2004, incluye la detección de las *EEI* conocidas en el litoral andaluz para elaborar un listado actualizado y lo más exhaustivo posible de dichas especies, así como tratar de detectar precozmente la entrada de nuevas especies exóticas y diseñar las propuestas de control/erradicación que serían materializadas por el *Programa Andaluz para el Control de EEI*. Desde el 2007, y a raíz del apoyo prestado al proyecto *Estudio de la Flora Ficológica Andaluza* (CMA-Universidad de Granada), se incorporan a este inventario todas las algas, incluidas las que son exóticas y además pueden presentar carácter invasor (Consejería de Medio Ambiente, 2009b). Los objetivos más recientes de los que se tiene constancia dentro de la Encomienda (para 2009) son: 1) detección precoz de *EEI* marinas, 2) actualización de la distribución y estado de las poblaciones de *EEI*, y 3) seguimiento del poliqueto *Ficopomatus enigmaticus* (en Isla Cristina, Huelva), de la actinia *Diadumene lineata* (litoral de Huelva) y del alga *Caulerpa racemosa* (en Almería) (Consejería de Medio Ambiente, 2009b).

Se sintetiza a continuación la información sobre invasoras en medio marino derivada de estos programas de seguimiento impulsados por la Administración autonómica y también la recopilada a partir de la revisión bibliográfica realizada sobre esta cuestión hasta la fecha. De las citas analizadas, se han recopilado datos de 88 especies definidas por los autores como alóctonas marinas: 18 algas; 1 anfípodo; 2 ascidias; 5 bivalvos; 3 cirrípedos; 5 cnidarios; 1 copépodo; 2 algas fitoplanctónicas; 6 gasterópodos; 4 isópodos; 2 nematodos; 18 peces; 17 decápodos; 1 poliplacóforo, 1 poliqueto y 2 protozoos. Sin embargo, como se ha comentado anteriormente, algunas de ellas (casi todos los peces y 5 decápodos, como mínimo) podrían no encajar exactamente en la definición de alóctonas aceptado en el marco de las EEMM. Se



han considerado también algunas especies propias de aguas salobres, como las de estuarios o marismas, ya que pueden afectar también a poblaciones de especies estrictamente marinas, al menos en parte de sus ciclos vitales.

El análisis del resto de estudios disponibles aumentará esas cifras y cambiará ligeramente las proporciones de los distintos grupos; pero resulta obvio que en cualquier caso esa información proporciona una visión sesgada de la realidad, como se comentó anteriormente. Ello es debido a que la mayor parte de estudios se dirigen a especies del macrobentos, y por tanto las planctónicas de menor talla como dinoflagelados, diatomeas, copépodos u otros organismos del nano-, micro- y mesozooplankton, y también las del meiobentos, en los que muy posiblemente existen también una proporción apreciable de especies alóctonas, no son siquiera contemplados en los programas de muestreo. En realidad, en algunos de ellos, y en concreto en el caso de virus o bacterias en los que la propia definición de especie es difusa, ni siquiera se dispone de inventarios faunísticos completos de las especies nativas. Sin embargo, el contar con información sobre los principales macroorganismos alóctonos, en especial aquellos con un papel estructural en los ecosistemas, como pueden ser las macroalgas, puede resultar suficiente para determinar el estado de una demarcación marina en función de este descriptor.

De las especies definidas como alóctonas marinas, al menos 19 han sido definidas por alguno de los autores que las han citado en esta demarcación como invasoras o potencialmente invasoras: el alga *Asparagopsis armata*; los bivalvos *Corbicula fluminea*, *Crassostrea gigas*, *Mytilopsis leucophaea* y *Ruditapes philippinarum*; los cnidarios *Blackfordia virginica*, *Cordylophora caspia*, *Diomedea lineata* y *Oculina patagónica*; el copépodo *Acartia tonsa*; los decápodos *Eriocheir sinensis*, *Callinectes sapidus*, *Palaemon macrodactylus* y *Rhithropanopeus harrisi*; el gasterópodo *Potamopyrgus antipodarum*; el poliplacóforo *Chaetopleura angulata*; los isópodos *Paracerceis sculpta* y *Paradella diana* y el poliqueto *Ficopomatus enigmaticus*.

Se detallan a continuación algunos datos referidos a estas especies y su distribución e impacto en la Demarcación Sudatlántica.

Chaetopleura (Chaetopleura) angulata (Spengler, 1797). (Ph. Mollusca, Cl. Polyplacophora, O. Chitonida, Fam. Chaetopleuridae). Carmona Zalvide y García (2000) han realizado un catálogo actualizado de los moluscos poliplacóforos del litoral suratlántico ibérico, destacando la escasez de estudios sobre esta fauna en el área de estudio. Y no solo centrados en esta especie, destacan los trabajos de Reis y Montero (1984), que estudian los poliplacóforos del Algarve, de Aartsen *et al.* (1984), que estudian la fauna malacológica de Algeciras y el de Estacio *et al.* (1992), la del río Piedras (Huelva).



El quitón *Ch. angulata* llegó al Atlántico europeo procedente de América del Sur (vive entre Brasil y el cabo de Hornos) con los barcos de españoles y portugueses que durante siglos cruzaron el Atlántico (Dell'Angelo y Smriglio, 2001), sin que se tenga constancia de una fecha concreta, aunque se estima que lo hizo como muy tarde a finales del siglo XVIII. Carmona Zalvide y García (2000) registraron ejemplares de *Ch. angulata* en las costas entre Isla Cristina y Mazagón, así como entre Puerto Real (Río San Pedro) y Conil, concretamente desde la zona intermareal, en playas arenoso-fangosas, donde constituyen poblaciones abundantes sin convivir con ninguna otra especie de poliplacóforos, hasta los 25 m de profundidad, también en fondos fangosos, adosados a valvas de ostras principalmente, y nunca se ha encontrado con otra especie de poliplacóforo acompañante. La especie parece no alterar los ecosistemas nativos (Moreno, 2009). La presencia de este molusco exótico en las costas de Huelva ha seguido siendo registrada recientemente por la Consejería de Medio Ambiente (Consejería de Medio Ambiente, 2009b).

Asparagopsis armata Harvey 1855. (Ph. Rhodophyta, Cl. Florideophyceae, O. Bonnemaisoniales, Fam. Bonnemaisoniaceae). Alga roja, conocida como espárrago marino, con un ciclo vital que presenta alternancia de generaciones heteromórficas: una generación o fase tetrasporofítica (asexual), que ha sido erróneamente descrita como una especie diferente (*Falkenbergia rufolanosa*), caracterizada por filamentos que forman masas esféricas de unos 3 cm de diámetro, ya sean fijadas por finos rizoides (epifita), o flotantes; y una generación gametofítica (sexual) epifita, de hasta 30 cm de longitud, que se fija al sustrato por una maraña de rizoides (www.algaebase.org). A pesar de esta alternancia, el ciclo biológico no llega a completarse (por ejemplo, la reproducción sexual) en poblaciones situadas en los límites latitudinales de su área de distribución geográfica, sobre todo en las zonas más cálidas (Dixon e Irving, 1977; Flores-Moya y Conde, 1992). Es la *EEI* que mayor impacto parece producir en los ecosistemas autóctonos andaluces. Especie originaria de Australia y Nueva Zelanda, se introdujo en Europa de forma no intencionada, posiblemente en los cultivos de ostras del Mediterráneo, apareciendo por primera vez en las costas de Argelia alrededor de 1923, y de aquí pasó a las costas atlánticas europeas en 1925 arrastrada por las corrientes o fijada a los cascos de los barcos mediante sus ramas espinosas, llegando a Irlanda en 1939 (Boudouresque y Verlaque, 2002; www.algaebase.org). Ballesteros (2008) la describe también como una de las primeras algas invasoras en llegar a Europa mediante el agua de lastre. Es una especie oportunista, carece de depredadores y tiene una rápida tasa de crecimiento, características bastante comunes en las especies invasoras. En Andalucía llegó a la zona del Estrecho en los años 30 del siglo XX (Báez *et al.*, 1997). En las costas de la Demarcación Marina Sudatlántica se distribuye por casi todo el litoral de la provincia de Cádiz hasta la propia capital (límite occidental de distribución para Andalucía; Ballesteros y Pinedo, 2004), habitando fundamentalmente sustratos rocosos fotófilos someros, hasta los 25 metros de profundidad, aunque preferentemente hasta los 9 m, donde forma cinturones



continuos en la base de los acantilados y plataformas rocosas (hábitat de interés prioritario cod. 1170; Templado *et al.*, 2009a,b), en comunidades de *Cystoseira* spp. (comunidades de algas fotófilas infralitorales en ambientes batidos, cod. EUNIS A3.1, y calmos, cod. EUNIS A3.3, Templado *et al.*, 2009b) (Consejería de Medio Ambiente, 2009).

Blackfordia virginica Mayer, 1910. (Ph. Cnidaria, Cl. Hydrozoa, O. Leptothecatae, Fam. Blackfordiidae). Este cnidario, originario del mar Negro, ha sido reportado por primera vez en la Península Ibérica en julio de 2008 en la zona de transición (aguas salobres) del estuario del río Guadiana (Chícharo *et al.*, 2009; ICES, 2010c). Los vectores de introducción de esta especie en el estuario todavía no han sido esclarecidos, si bien lo más probable es que pudiera haberse introducido, ya sea como estadio medusa o como pólipo (o ambos), mediante actividades náuticas. Chícharo *et al.* (2009) encontraron altísimas densidades de ejemplares de ambos sexos, con un amplio rango de tallas (6-19 mm) y de estados de maduración, sugiriendo la existencia de una reproducción local. Los resultados de este estudio mostraban que allí donde la especie estaba presente se daban densidades reducidas de todos los organismos zooplanctónicos, incluyendo los huevos del boquerón (*E. encrasicolus*), una situación bastante similar a la causada por un ctenóforo alóctono en el mar de Azov, *Mnemiopsis leidyi* (Studenikina *et al.* 1991). Tales reducciones de la biomasa planctónica causadas por *B. virginica* podrían tener severas implicaciones para los organismos de niveles tróficos superiores. Así, el boquerón usa el estuario del Guadiana como área de cría (Chícharo *et al.* 2002) y se alimenta principalmente de pequeños crustáceos planctónicos, pero además el consumo potencial de huevos por *B. virginica* podría aumentar potencialmente el impacto sobre la función de nursery del estuario (Chícharo *et al.*, 2009).

Cordylophora caspia (Pallas, 1766). (Ph. Cnidaria, Cl. Hydrozoa, O. Hydroida, Fam. Clavidae). Cnidario colonial originario de los mares Negro y Caspio, introducida en el mar Báltico a principios del siglo XIX, desde donde se extendió rápidamente por aguas interiores y estuarios, alcanzando Irlanda en 1842, Australia en 1855 y el Canal de Panamá en 1944. Actualmente se conoce su presencia en aguas templadas y tropicales de las regiones costeras de todos los continentes y en muchos ecosistemas de agua dulce. Las colonias son eurihalinas y euritermas. Presenta larvas pelágicas que son dispersadas de forma natural por las corrientes. Produce formas de resistencia cuyo rango de tolerancia es mayor que el de las propias colonias. En el caso de las introducciones, estas se realizan de forma accidental mediante *fouling* y aguas de lastre. Compite con las especies nativas por espacio y comida. Las grandes y densas colonias de hidroides modifican los hábitats bénticos, causando cambios estructurales en las comunidades pelágicas y bénticas. Registrada por primera vez en 2001 en la dársena del puerto de Sevilla y probablemente distribuido por el estuario del Guadalquivir (Escot *et al.*, 2003; Garcíá-Berthou *et al.*, 2007).



Ficopomatus enigmaticus (Fauvel, 1923). (Ph. Annelida, Cl. Polychaeta, O. Sabellida, Fam. Serpulidae). Gusano poliqueto tubícola del que, aunque algunos autores sitúan su origen en el Pacífico sudoccidental, su origen verdadero es incierto. La especie podría haber alcanzado las aguas europeas pegado a los cascós de los barcos (fue observado por primera vez en 1950, en el puerto de Ostende (Bélgica), en el casco de un buque de investigación), como larva en el agua de lastre o junto al transporte de moluscos. En la Demarcación Marina, la especie se detectó en Huelva y Cádiz (Moreno, 2009), presentando un marcado carácter invasor en ecosistemas extremadamente frágiles, como son las lagunas y estuarios del Paraje Natural de Marismas de Isla Cristina. Es considerado el causante de la regresión de la vegetación mesolitoral de estos humedales, en las cubetas donde se instala, ya que forma arrecifes que crecen sobre las salicornias y otras plantas características hasta asfixiarlas. También altera el régimen hídrico de la zona ya que los arrecifes que forma llegan a colapsar los caños y las cubetas impidiendo la circulación del régimen mareal. Un foco de introducción posible podría ser la acuicultura, dada la proximidad de este tipo de explotaciones en la zona donde se ha detectado. A la vista de estos datos, la Consejería de Medio Ambiente la considera una especie invasora y peligrosa para los ecosistemas afectados y plantea la necesidad de llevar a cabo planes de erradicación en etapas tempranas de su expansión (Consejería de Medio Ambiente, 2009).

Potamopyrgus antipodarum (Gray, 1843). (Ph. Mollusca, Cl. Gastropoda, O. Mesogastropoda, Fam. Hydrobiidae). El caracol de fango *Potamopyrgus antipodarum*, de origen neozelandés, es una especie abundante en las balsas artificiales utilizadas para el cultivo extensivo de peces y camarones en Veta La Palma, Parque Natural de Doñana, alimentadas con agua del estuario del Guadalquivir (Green *et al.*, 2009), que también tiene una amplia distribución como especie exótica en Europa (Ponder, 1988). En Veta La Palma parece ocupar el nicho de especies autóctonas como *Hydrobia ulvae* (especie todavía abundante en las marismas del Odiel). Además es el único caracol citado en la laguna de Tarelo situada al otro lado del río Guadalquivir (Serrano *et al.*, 2004). Es partenogenético y ovovivíparo y, aunque está descrito como especie de aguas dulces y salobres, tolera un amplio rango de salinidades, características que seguramente le ayudan a colonizar nuevos hábitats con éxito. Es muy posible que, como ocurre con otros moluscos, tenga la capacidad de dispersarse pegado a las patas o plumas de las aves (Wesselingh *et al.*, 1999) y de esa manera llegar a humedales aislados como la laguna de Tarelo. Podría tener la capacidad de extenderse mucho más en Doñana en el futuro (Green *et al.*, 2009).

Mytilopsis leucophaeata (Conrad, 1831). (Ph. Mollusca, Cl. Bivalvia, O. Veneroidea, Fam. Dreissenidae). El falso mejillón de Conrad *Mytilopsis leucophaeata* es originario de las costas atlánticas de Estados Unidos y Golfo de México. Es una especie eurihalina y bastante euriterma. Las primeras citas en Europa se remontan a mediados del siglo XIX. Fue registrada



por primera vez en 2003 en el estuario del Guadalquivir por Escot *et al.* (2003), pero los autores argumentaron que la especie ya estaba presente allí desde varios años antes. Su grado invasivo no está aún especificado y su modo de introducción es desconocido, aunque en todos los casos donde se ha citado la especie son puertos y canales, o lugares muy próximos a puertos. La lenta dispersión de la especie en aguas europeas indica que su dispersión necesita de la intervención humana, que dado su asociación con estructuras portuarias y a otras *Eel* parecen sugerir que el principal vector debe ser la navegación (fouling y/o agua de lastre; <http://www.issg.org/>, <http://www.nobanis.org/>; García-Berthou *et al.*, 2007).

Corbicula fluminea (Müller, 1774). (Ph. Mollusca, Cl. Bivalvia, O. Veneroidea, Fam. Corbiculidae). La almeja asiática *Corbicula fluminea* es originaria del sur y este de Asia. Llegó a Europa en los años 70 del siglo XX, a Portugal (posiblemente en el agua de lastre) y se extendió hacia el este hacia España, Francia, Países Bajos y Suiza. Ahora se extiende por Gran Bretaña y por el Danubio hasta Rumanía. Al ser una especie autofertilizable, un único individuo podría ser suficiente para desarrollar toda una población. Su impacto en el ecosistema es por competencia por el alimento con otros bivalvos filtradores o con gasterópodos que se alimentan de materia orgánica en los sedimentos. A pesar de ser un bivalvo de agua dulce, su tolerancia a la salinidad le permite habitar ambientes estuáricos. En esta Demarcación la especie ha sido citada tanto en el estuario del Guadiana como del Guadalquivir (Pérez-Quintero 1990, 2008; Araujo *et al.*, 1993; Escot *et al.*, 2003; Pérez-Quintero *et al.*, 2004).

Acartia tonsa Dana, 1849. (Ph. Arthropoda, Subph. Crustacea, Cl. Maxillopoda, SubCl. Copepoda, O. Calanoida, Fam. Acartiidae). Copépodo calanoide que actualmente presenta grandes densidades en balsas artificiales utilizadas para el cultivo extensivo de peces y camarones en Veta La Palma, Parque Natural de Doñana, que son alimentadas con agua del estuario del Guadalquivir (Frisch *et al.*, 2006; Green *et al.*, 2009). *A. tonsa* es autóctona de las costas americanas (Caudill y Bucklin, 2004) y se citó en aguas europeas por primera vez en los años 1920, invadiendo desde entonces muchos estuarios europeos. Se alimenta de fitoplancton y es la especie más abundante de zooplancton en Veta La Palma durante el otoño y primavera (Green *et al.*, 2009). En este momento se desconoce el impacto que tiene sobre las especies autóctonas de zooplancton por competencia, pero probablemente otras especies autóctonas serían más abundantes en su ausencia. Tampoco se sabe si será capaz de invadir las marismas naturales del Parque Nacional, pero parece que tendrá más posibilidades de hacerlo con la ampliación de la conexión estuario-marisma prevista en el proyecto de restauración Doñana 2005 (Saura *et al.*, 2001).

Paracerceis sculpta (Holmes, 1904). (Ph. Arthropoda, Subph. Crustacea, Cl. Malacostraca, O. Isopoda, Fam. Sphaeromatidae). Isópodo marino originario del Pacífico Nororiental (Sur de



California-México), que vive principalmente en la zona intermareal. Los adultos son herbívoros y consumen algas, pero los juveniles son carnívoros y predan sobre hembras en muda. En su hábitat nativo suelen reproducirse en esponjas, pero no se alimentan cerca de ellas. La especie ha sido introducida en muchos países del mundo a través del tráfico marítimo (mediante *fouling* de las esponjas que habitan o en agua de lastre). El amplio rango de temperaturas que soporta en su rango de distribución original le ha capacitado para extenderse ampliamente por casi todo el mundo. Rodríguez *et al.* (1992) la registraron en 1988, como primera cita para las aguas atlánticas europeas, en esta Demarcación Marina, concretamente en la bahía de Cádiz (río San Pedro, véase también Drake *et al.*, 1997; Castelló y Carballo, 2001; Junoy y Castelló, 2003; ICES, 2009). Desconocemos el estado de su población y del impacto de la especie en esta Demarcación, si bien puede llegar a ser un competidor significativo por el alimento, con otras especies ramoneadoras, o por el espacio en los hábitats que ocupa.

Paradella diana (Menzies, 1962). (Ph. Arthropoda, Subph. Crustacea, Cl. Malacostraca, O. Isopoda, Fam. Sphaeromatidae). Esta especie de isópodo marino presenta un rango de distribución original (costas del Pacífico Nororiental de América del Norte y Central), explota hábitats (algas del piso intermareal sobre una gran variedad de sustratos) y le caracterizan ciertos rasgos bioecológicos (herbívoro, euritermo, eurihalino) casi idénticos a su congénere *P. sculpta*, que también presenta una amplia distribución mundial, ligada a vectores de introducción similares (Castelló y Carballo, 2001). Al igual que la especie anterior, es también citada por primera vez en 1988 por Rodríguez *et al.* (1992) en la bahía de Cádiz (río San Pedro; véase también Drake *et al.*, 1997; Junoy y Castelló, 2003; ICES, 2009) y poco después en la bahía de Algeciras (Castelló y Carballo, 2001). Al igual que para la especie anterior, desconocemos el estado de su población y del impacto de la especie en la Demarcación, aunque también puede llegar a ser un competidor significativo por el alimento y/o espacio con otras especies autóctonas.

Palaemon macrodactylus Rathbun, 1902. (Ph. Arthropoda, Subph. Crustacea, Cl. Malacostraca, O. Decapoda, Fam. Palaemonidae). El camarón oriental *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902, proviene de Japón, donde fue descrito (Rathbun, 1902), Corea y la costa norte de China (Newman, 1963). Las primeras capturas fuera de su área de distribución original fueron en el año 1957, en la Bahía de San Francisco, California (Newman, 1963), y en Newcastle, al Suroeste de Australia (Holthuis, 1980). Desde 1999 hasta 2004, la especie ha sido colectada en varios estuarios europeos, lo que pone de manifiesto que, pese a haber sido introducida recientemente, la especie está ya bien establecida en aguas europeas (Ashelby *et al.*, 2004; Udeken d'Acoz *et al.*, 2005; González-Ortegón *et al.*, 2006, 2007, 2009), así como en la costa argentina (Spivak, *et al.*, 2006). En esta Demarcación Marina *P. macrodactylus* presenta poblaciones bien asentadas, al menos



desde 1998, en el estuario del río Guadalquivir (Cuesta *et al.*, 2004) y, desde 2004, en las desembocaduras de los ríos Guadiana, Guadalete, San Pedro y Salado (Conil) (Cuesta *et al.*, 2004; González-Ortegón *et al.*, 2005; Chícharo *et al.*, 2009). La vía más probable de introducción de esta especie, al menos en los estuarios del Guadiana y Guadalquivir, parece ser el transporte accidental por agua de lastre de los barcos (Chícharo *et al.*, 2009; González-Ortegón *et al.*, 2009). En los ecosistemas acuáticos andaluces, existen cinco especies autóctonas que pertenecen al mismo género taxonómico que la especie introducida: *P. adspersus*, *P. elegans*, *P. longirostris*, *P. serratus* y *P. xiphias*. Todas estas especies son marinas, a excepción del camarón de río o camarón blanco *P. longirostris*, que es una especie estuárica muy abundante en la zona salobre de los estuarios y que guarda una alta similitud ecológica con la especie introducida (similares hábitos alimentarios, siendo los misidáceos su presa principal), haciéndola su principal competidora, precisamente en la parte más interna y menos salina del estuario (González-Ortegón *et al.*, 2009, 2010b). De hecho, desde su entrada en el estuario del Guadalquivir, la abundancia del camarón oriental ha presentado un crecimiento ascendente, habiendo superado en número a *P. longirostris* (González-Ortegón *et al.*, 2009). No obstante, dado lo reciente de su introducción, su distribución actual debería ser considerada provisional, siendo prematuro establecer el efecto que acabará teniendo sobre la especie nativa. González-Ortegón *et al.* (2010b) han demostrado, sin embargo, que el camarón oriental exhibe un metabolismo más eficiente y una mayor tolerancia a condiciones hipóxicas en aguas salobres que el camarón blanco. Este éxito colonizador del camarón oriental puede desencadenar efectos diversos e impredecibles, tanto de tipo ecológico como económico y social.

Eriocheir sinensis H.Milne Edwards, 1856. (Ph. Arthropoda, Subph. Crustacea, Cl. Malacostraca, O. Decapoda, Fam. Grapsidae). El cangrejo chino o cangrejo de guante, *Eriocheir sinensis*, es una especie invasora originaria del Sureste de Asia (China, Península Coreana y Japón), que aparece en numerosas localizaciones de Europa y América del Norte y Sur. Es una especie catádroma: los adultos se reproducen en aguas saladas y los juveniles migran cauce arriba de los ríos hasta llegar a aguas dulces donde pasan la mayor parte de su vida. Los estuarios son, por tanto, entornos claves para esta especie. Muestra una gran adaptabilidad para vivir en hábitats acuáticos modificados, incluyendo aguas contaminadas (<http://invasiber.org/>). Es una especie omnívora, los juveniles primeramente comen vegetación. Cuando son maduros, comen pequeños invertebrados, incluyendo gusanos y almejas, y pequeños peces (<http://invasiber.org/>). La especie contribuye a la extinción local de invertebrados nativos por competencia y modifica el hábitat de estos (Cabral y Costa, 1999; Herborg *et al.*, 2003). También causa erosión por su actividad de madriguera intensiva, así como daños a puertos, diques y otras protecciones costeras. En su región nativa son los huéspedes intermediarios de un tremátodo (*Paragonimus ringeri* (Cobbold)), que vive en el pulmón humano. Además, la gran cantidad de huevos que lleva la hembra ayudan a la



expansión rápida de la especie. La especie fue introducida en Europa, posiblemente a través del agua de lastre de grandes barcos. La presencia de *Eriocheir sinensis* en el Bajo Guadalquivir es la primera cita de esta especie en España (Cuesta *et al.*, 2006; Ferrero y Algarín, 2009). Es probable que su vía de entrada haya sido también a través del agua de lastre y *fouling*. Las primeras capturas accidentales las realizaron pescadores locales en el Bajo Guadalquivir en la primavera de 1997. Muestreos realizados entre 2001-2005 confirman la presencia de la especie casi exclusivamente en la zona de la dársena del puerto de Sevilla (Ferrero y Algarín, 2009). Posiblemente la especie todavía no haya cerrado en la zona su ciclo biológico debido a que muy escasos ejemplares llegan a la zona de aguas libres salobres próximas a la desembocadura del Guadalquivir (característica indispensable para su reproducción). Según Ferrero y Algarín (2009) es difícil determinar por ahora con exactitud el grado de invasión del Bajo Guadalquivir. Sin embargo, el Guadalquivir presenta condiciones ideales para su definitiva implantación y esto podría tener consecuencias ecológicas imprevisibles.

Rhithropanopeus harrisi (Gould, 1841). (Ph. Arthropoda, Subph. Crustacea, Cl. Malacostraca, O. Decapoda, Fam. Panopeidae). Cangrejo marino de pequeño tamaño procedente de la costa oriental de Norte América, de aquí su denominación común de cangrejo chico americano. Es omnívoro, come detritus y otros crustáceos, aunque se carece de datos sobre su ecología en España. Tiene una amplia distribución en Europa, y ya se había citado en el Brazo de la Torre en Doñana en los años noventa (Cuesta *et al.*, 1991). Actualmente presenta grandes densidades en balsas artificiales utilizadas para el cultivo extensivo de peces y camarones en el Parque Natural de Doñana (Veta La Palma) que son alimentadas con agua del estuario del Guadalquivir (Green *et al.*, 2009). Al poder adaptarse al agua dulce, cabe la posibilidad de que se extienda por otros humedales andaluces. Los programas de monitoreo de *EEI* en el estuario del Guadalquivir han puesto de manifiesto que *R. harrisi* es mucho más abundante que el propio cangrejo chino *Eriocheir sinensis*. En este momento, no se puede descartar la posibilidad de que *R. harrisi* sea la especie que vaya a tener más impacto ecológico en Doñana.

Callinectes sapidus Rathbun, 1896. (Ph. Arthropoda, Subph. Crustacea, Cl. Malacostraca, O. Decapoda, Fam. Portunidae). La jaiba azul o cangrejo azul *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 es originaria de la costa oriental de ambas Américas, desde Nova Scotia (Canadá) hasta el norte de Argentina, aunque es más abundante en las costas de EEUU (Nehring *et al.*, 2008). La primera cita de la especie en aguas europeas data de 1900, en las costas atlánticas francesas, si bien la especie parece no haberse establecido allí plenamente. Desde entonces ha ido extendiéndose y estableciéndose por las costas holandesas, belgas y alemanas del mar del Norte y costas danesas. También existen registros de la especie en Gran Bretaña y Portugal (<http://www.nobanis.org/>). En España Cabal *et al.* (2006) consideran que la especie



está establecida en el estuario del Guadalquivir desde antes de 2002 (ICES, 2009). El principal vector parece ser el transporte de larvas en el agua de lastre de los barcos. La especie es capaz de soportar un amplio rango de temperaturas y salinidades, siendo un importante predador de bivalvos y otros invertebrados en su ecosistema nativo, además de ser una importante especie pesquera. Puede competir por el alimento con otros cangrejos autóctonos (por ejemplo con la coñeta *Carcinus maenas* (Linnaeus, 1758)) además de alimentarse de peces enmallados en los artes de pesca, pudiendo llegar a provocar daños en dichos artes.

Crassostrea gigas Thunberg, 1793. (Ph.Mollusca, Cl. Bivalvia, O. Ostreoida, Fam. Ostreidae). La ostra japonesa u ostión es una ostra u ostión de gran tamaño, originaria de las costas de China y Japón, desde donde fueron exportadas a USA en 1920, a Australia y a países occidentales, tales como a Francia en 1966, en donde ha reemplazado totalmente a la ostra portuguesa *C. angulata*. La ostra japonesa fue introducida en los parques de cultivo franceses como especie sustitutiva y alternativa de la ostra portuguesa (cuyos cultivos habían sido diezmados por la “enfermedad de las branquias”), para la supervivencia del importante y tradicional sector ostrícola. En primer lugar como sustitución de la especie *C. angulata* y para intentar suplir el deterioro del cultivo y mortalidades sucesivas de la ostra plana (*Ostrea edulis*) acaecidos, incluido el litoral español, a partir de los años setenta (Polanco y Corral, 2004). En Andalucía la especie está presente en determinadas zonas de la costa Atlántica, como las desembocaduras del Guadiana y Guadalquivir, y en la bahía de Cádiz (Moreno, 2009). *C. gigas* es explotada comercialmente en la casi totalidad de las zonas de producción de moluscos delimitadas por la Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía en el litoral de la Demarcación Marina bajo estudio. Sin embargo, actualmente, en aquellas zonas de producción del litoral occidental de la provincia de Huelva (donde la especie es explotada), tales zonas están cerradas a la explotación de esta especie desde el 4 de febrero de 2009 por presencia de metales pesados. En las correspondientes al litoral gaditano, sólo está abierta la zona AND 01-17 Conil desde el 10 de junio de 2010, mientras que el resto de zonas están cerradas por veda desde el 1 de febrero de 2011 (www.juntadeandalucia.es). La Consejería de Medio Ambiente (2009) ha reportado la observación de una gran cantidad de conchas provenientes de tanatocenosis en toda la costa de Huelva, mientras que en Cádiz se localizan en una localidad de la costa noroeste.

Ruditapes philippinarum (Adams y Reeve, 1850). (Ph. Mollusca, Cl. Bivalvia, O. Veneroida, Fam. Veneridae). La almeja japonesa o semifina *Ruditapes philippinarum* (Adams y Reeve, 1850) es también una especie originaria de Asia, que se introdujo en Italia en 1983 y después en nuestras costas. En esta Demarcación se encuentra en bancos naturales originados a partir de cultivos artificiales en las rías de los ríos Carreras y Piedras (Isla Cristina y El Rompido, Huelva) y en la bahía de Cádiz, donde se recoge mediante rastro y marisqueo a pie



(García Sarasa, 2001; Moreno, 2009). Es una especie exótica que puede competir por el espacio y los recursos, con la almeja autóctona *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758). Debido a que el foco de introducción, que parece ser la acuicultura, está activo y que la especie podría desplazar a la especie autóctona, la Consejería de Medio Ambiente la considera una *EEl* preocupante de cara a causar un impacto medioambiental en la zona y expandirse a otras áreas (Consejería Medio Ambiente, 2009).

Diadumene lineata (Verrill, 1869). (Ph. Cnidaria, Cl. Anthozoa, O. Actiniaria, Fam. Diadumenidae). Originaria de la costa pacífica de Asia (Japón, China, Hong-Kong). Citada también como *Heliplanella lineata*. Es una anémona exótica que se extendió ampliamente por el mundo en el siglo XX en barcos y cultivos de ostras, facilitando su dispersión el hecho que posee poblaciones clónicas que se reproducen asexualmente (Moreno, 2009). Se encuentra distribuida a lo largo de la costa de Huelva, localizada en tres poblaciones pequeñas del piso mesolitoral rocoso, entre Isla Cristina, El Rompido-El Portil (río Piedras) y Matalascañas (López González, 1993; García-Berthou *et al.*, 2007; Consejería de Medio Ambiente, 2009). Lo fragmentado de sus poblaciones y los datos de seguimiento de 2009 realizados por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía indican una regresión importante de la población de Isla Cristina y la desaparición de la población del río Piedras (Consejería de Medio Ambiente, 2009).

3.3. Principales stocks pesqueros

3.3.1. Principales especies explotadas de ictiofauna

Por su abundancia e interés pesquero, las especies de peces más importantes del golfo de Cádiz son la merluza (*Merluccius merluccius*), el boquerón (*Engraulis encrasicolus*) y la sardina (*Sardina pilchardus*).

Merluza (*Merluccius merluccius*)

La merluza es una especie típicamente demersal, de gran importancia comercial. Es una especie de fecundidad indeterminada, ponedora parcial y con desarrollo asincrónico de los ovocitos. La talla de primera madurez para las poblaciones atlánticas oscila entre los 40 cm y los 47 cm. En general los adultos se reproducen cuando el agua alcanza temperaturas entre 10 °C y 12 °C, modificando su distribución batimétrica dependiendo de la zona donde se encuentren y el patrón circulatorio local, poniendo sus huevos a profundidades entre 50 y 150 m (ICES, 2010a).

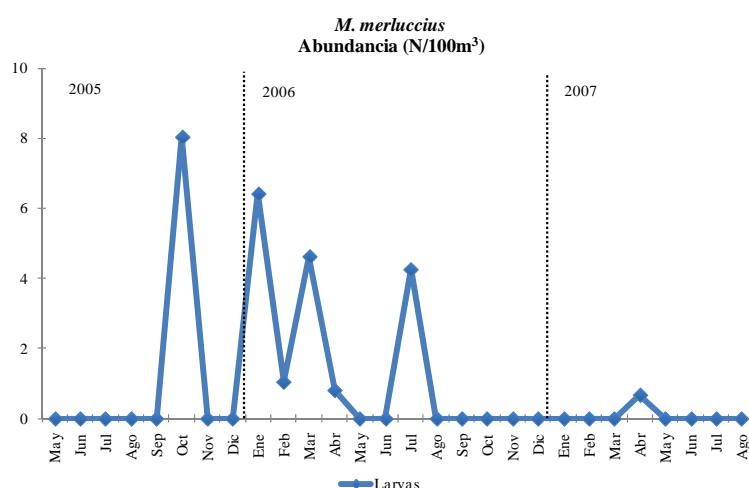
Estudios realizados entre 2005 y 2007 (Junta de Andalucía, 2008) indicaron una baja abundancia de larvas de merluza en las muestras analizadas, capturándose apenas unas 26 larvas/100 m³ en total. La presencia de estas larvas a lo largo de un ciclo anual no mostró



ninguna estacionalidad, capturándose un máximo de 8 larvas/100 m³ durante el mes de octubre de 2005 (Figura 3.7). En cuanto a su distribución espacial, las larvas de merluza se encontraron solo en ocho de las estaciones de muestreo (Figura 3.7), situadas entre 100 y 200 m de profundidad. La mayor abundancia de larvas de esta especie se obtuvo en el radial de Matalascañas, sobre la isóbata de los 100 m.

La Figura 3.8 muestra la evolución de sus rendimientos, en biomasa y número, en las series ARSA de primavera y verano. La Figura 3.9 muestra las distribuciones de talla de la merluza obtenidas en las campañas de primavera y otoño desde el año 2004. Excepto en la primavera del último año de estudio (2010), tanto la moda como la talla media se encuentra en ejemplares menores de 20 centímetros. Por tanto, los rendimientos en números elevados corresponden a futuros reclutamientos a la pesquería, al corresponder a ejemplares de pequeño tamaño. Estos picos de ejemplares pequeños (reclutamiento) se observan tanto en las campañas de primavera como en las de otoño.

Esta especie es capturada en el golfo de Cádiz mayoritariamente en una pesquería de arrastre demersal, con mínimos aportes (en torno al 5 %) de la flota artesanal de enmalle. La merluza de la Demarcación Sudatlántica se encuentra incluida en el stock sur de merluza (Subáreas VIIIc y IXa del ICES) que incluye capturas de las flotas, de arrastre y artesanales, españolas y portuguesas. El desembarque estimado en 2009 para este stock sur fue de 19.200 t (de las que solo 600 t corresponden a la Demarcación Sudatlántica), más del doble del Total Autorizado de Captura (TAC: 8104 t), y los descartes de 3.200 t. Por tanto, se hace referencia a una captura total de esta especie de 22.400 t, de las que España desembarca en torno al 87 % en peso.



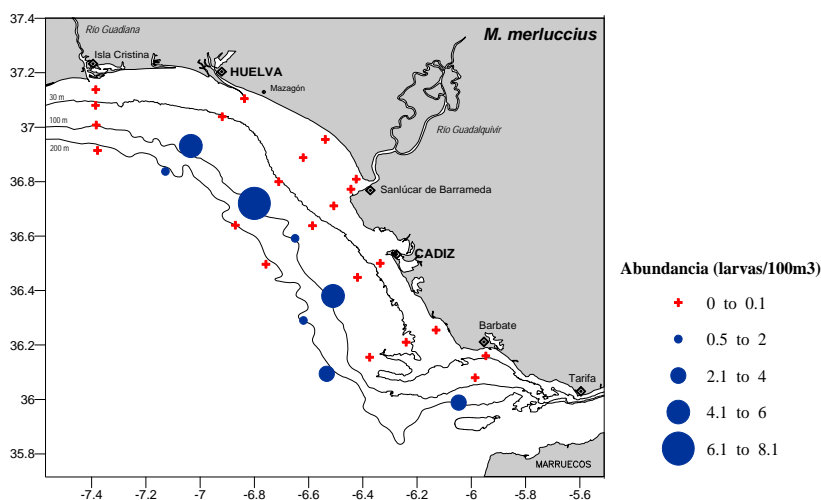


Figura 3.7. Arriba: evolución mensual de la abundancia total ($N/100\text{ m}^3$) de larvas de merluza. Abajo: distribución espacial de las densidades totales ($N/100\text{ m}^3$) de larvas de merluza (mayo 2005-septiembre 2007). Fuente: Junta de Andalucía, 2008.

Desde el año 2006, el stock sur de merluza está regulado por un Plan de Recuperación (EC 2166/2005), cuyo objetivo es alcanzar 35.000 t (Bpa) de SSB (biomasa desovante). Para ello se impone una reducción de la mortalidad por pesca (F) del 10 % cada año hasta alcanzar $F=0,27$, con la restricción de que el TAC no puede diferir más de un 15 % entre dos años consecutivos. El Plan incluye también medidas de reducción de esfuerzo. A nivel del golfo de Cádiz, los sucesivos Planes de Pesca están consiguiendo una reducción anual del esfuerzo superior al 10 % desde su entrada en vigor. Además, el incremento de la luz de malla de 40 a 55 mm, establecido en septiembre del 2009, podría favorecer el descenso de los descartes de ésta y de otras especies acompañantes y debería ayudar a la sostenibilidad del recurso en el golfo de Cádiz.

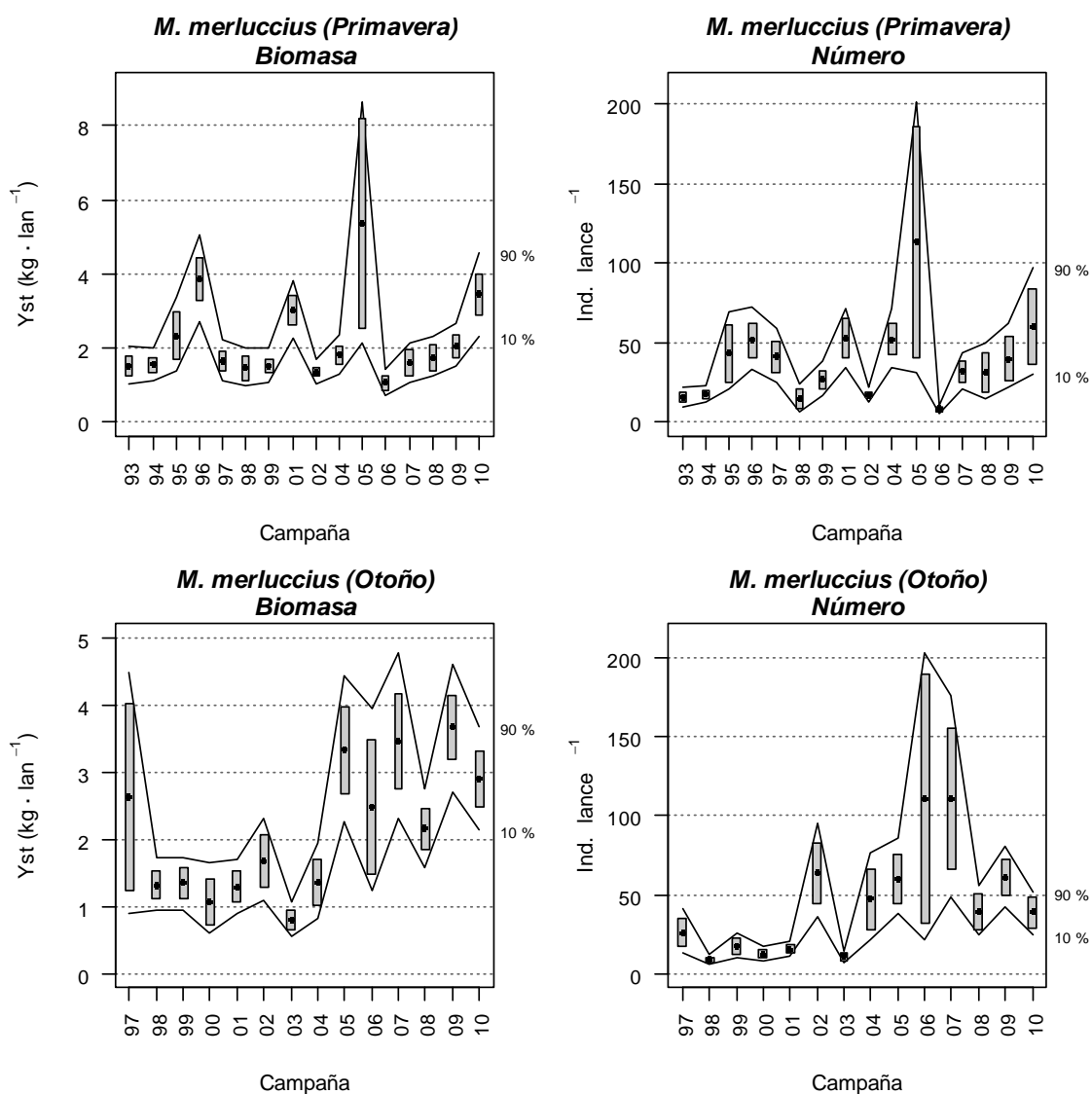


Figura 3.8. Evolución de los índices de abundancia, en biomasa y número, en las series de campañas ARSA de primavera y otoño. Las líneas corresponden a intervalos de confianza al 80 %; las cajas al error estándar. Nótese la escala diferente en el eje y para las gráficas de biomasa. Fuente: IEO.

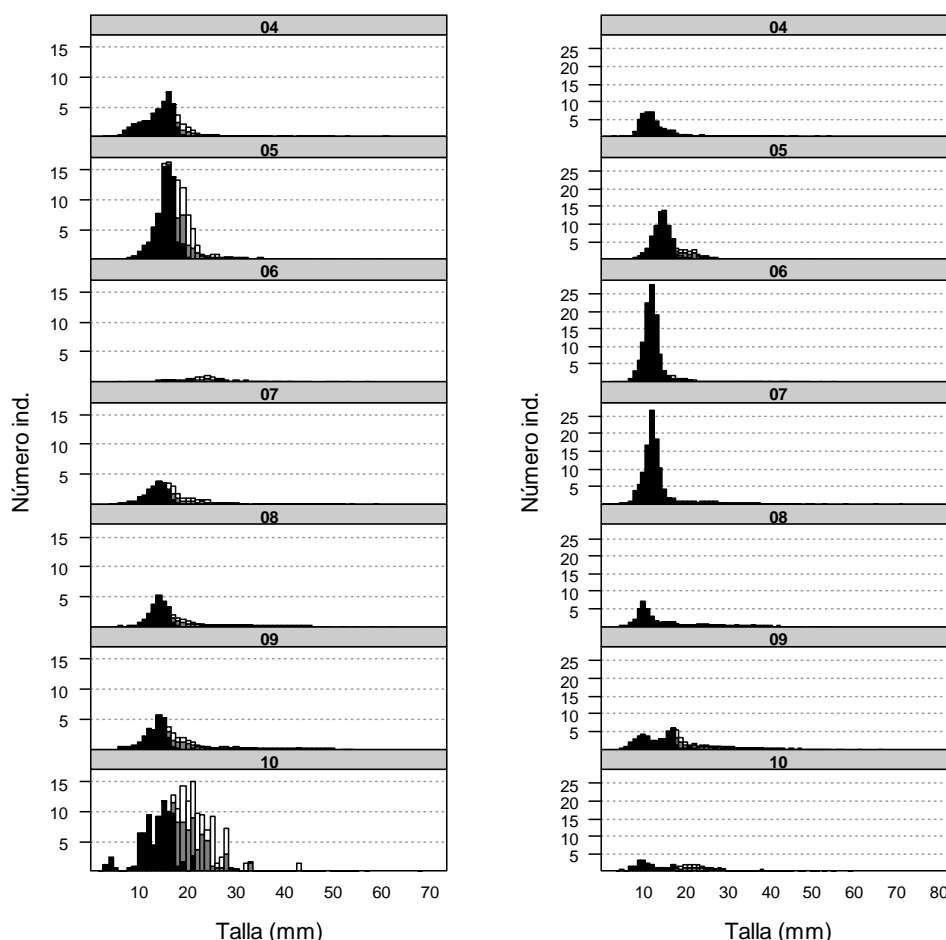


Figura 3.9. Distribución de tallas de la merluza por sexos en las campañas ARSA de primavera (izquierda) y otoño (derecha) entre 2004 y 2010. Negro, indeterminados; gris, machos; blanco, hembras. Fuente: IEO.

Boquerón (*Engraulis encrasicolus*)

El boquerón presenta un periodo reproductivo centrado en los meses estivales (abril-septiembre) con valores máximos de abundancia de huevos y larvas entre junio y agosto, según el año (Figura 3.10). El mayor núcleo de concentración de huevos se localiza en la franja costera entre Huelva y la desembocadura del Guadalquivir, sobre la isóbata de los 30 m de profundidad, donde se llegan a alcanzar valores máximos de hasta casi 35.000 huevos/100 m³. Las mayores densidades larvarias (12.000 larvas/100 m³) se observan entre los 30 y 100 m de profundidad, en la zona comprendida entre Matalascañas y la desembocadura del Guadalquivir, aunque su presencia es importante también en los radiales de Mazagón y frente a Cádiz (Figura 3.10) (Junta de Andalucía, 2008).

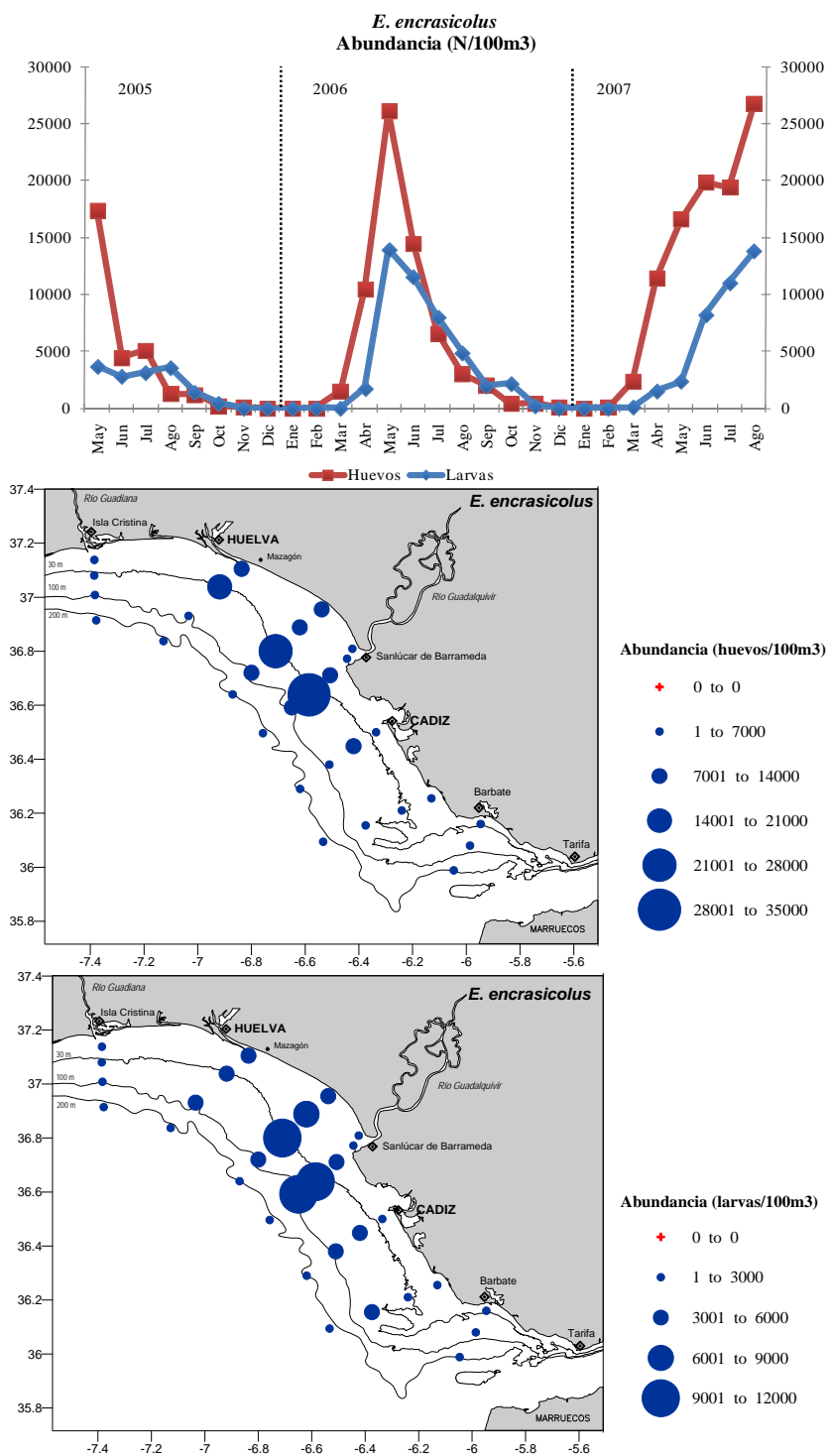


Figura 3.10. Arriba: evolución mensual de la abundancia total (N/100 m³) de huevos y larvas de boquerón. Centro y abajo: distribución espacial de las densidades totales (N/100 m³) de huevos y larvas de boquerón (mayo 2005-septiembre 2007). Fuente: Junta de Andalucía, 2008.

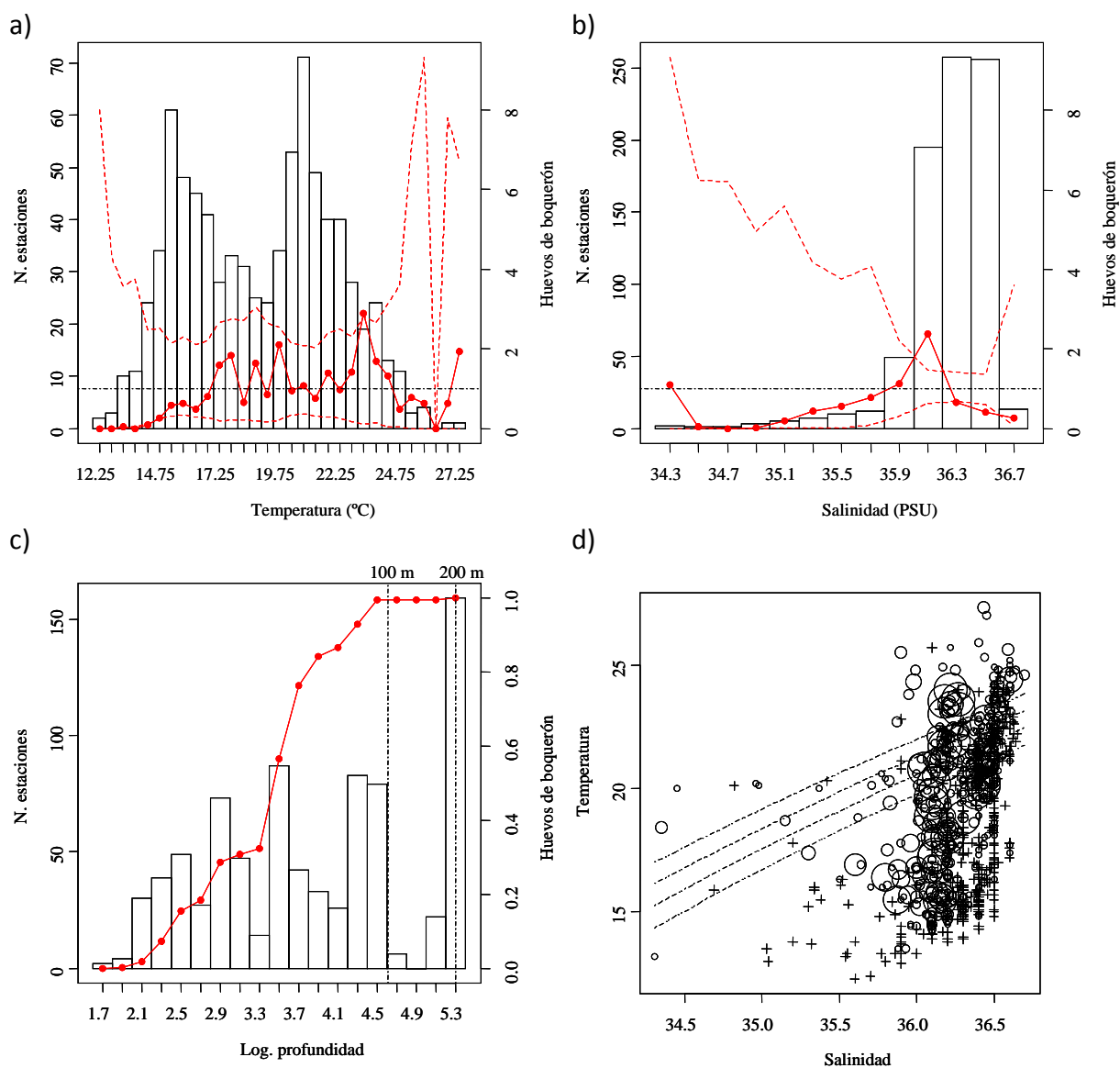


Figura 3.11. a) Abundancia de huevos de boquerón y Temperatura (°C) a 5 m; b) Abundancia de huevos de boquerón y Salinidad (‰) a 5 m; c) Abundancia acumulada de huevos de boquerón y Logaritmo de la profundidad; d) Diagrama T-S de la abundancia de huevos de boquerón (mayo 2005-septiembre 2007). Junta de Andalucía, 2008.

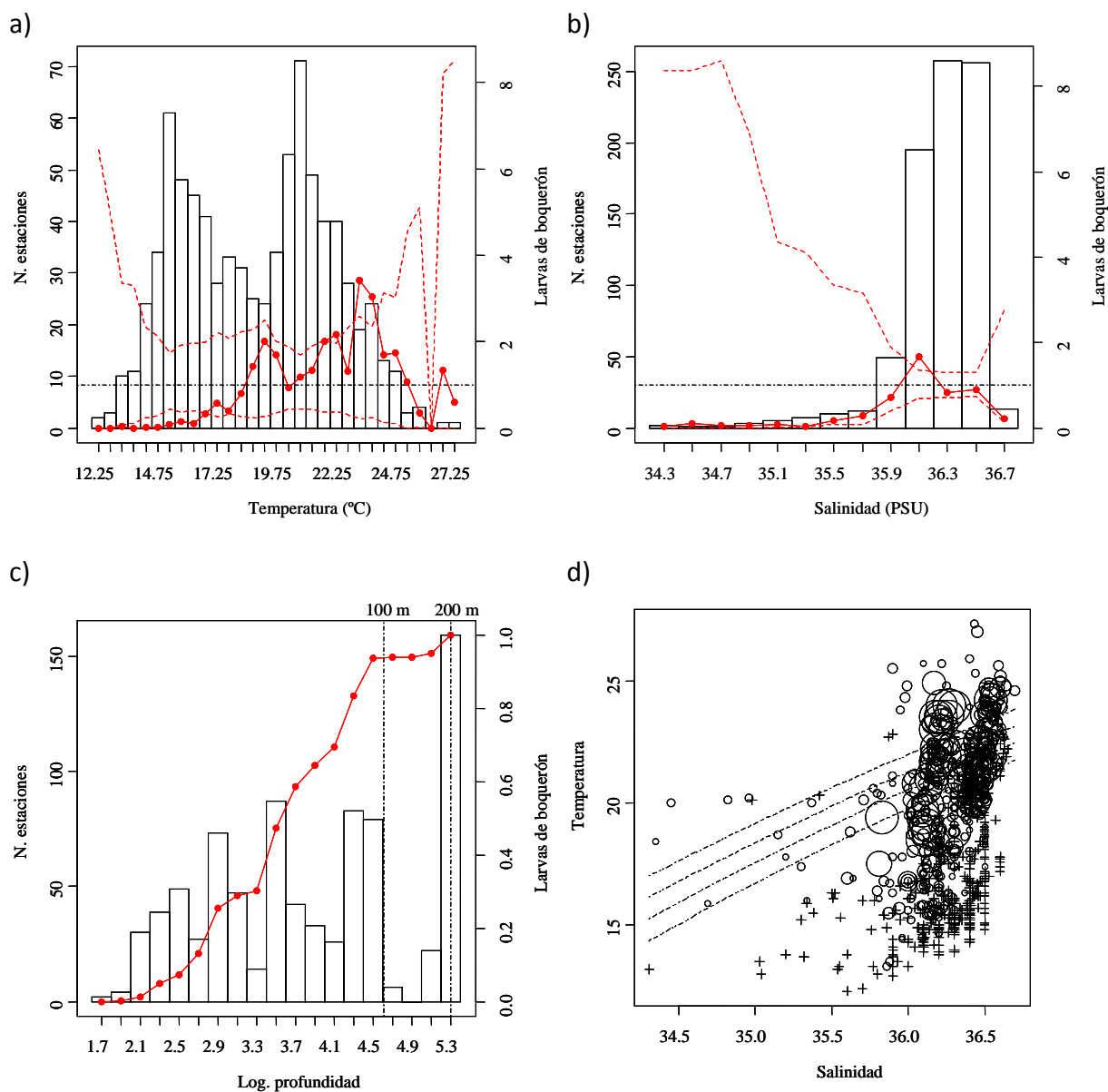


Figura 3.12. a) Abundancia de larvas de boquerón y Temperatura (°C) a 5 m; b) Abundancia de larvas de boquerón y Salinidad (‰) a 5 m; c) Abundancia acumulada de larvas de boquerón y Logaritmo de la profundidad; d) Diagrama T-S de la abundancia de larvas de boquerón (mayo 2005-septiembre 2007). Junta de Andalucía, 2008.

A pesar de presentar una preferencia significativa por aguas a unos 23 °C para realizar sus puestas, el rango de temperaturas en el que es probable encontrar huevos de boquerón es más amplio que el de la sardina. Los huevos de boquerón suelen capturarse en mayor cantidad en estaciones que presentaron entre 17 y 24 °C de temperatura (Figura 3.11). Con respecto a la salinidad, esta especie también muestra cierta preferencia a realizar la puesta



en zonas con salinidades cercanas a 36 ‰, aunque las estaciones positivas en huevos de boquerón abarcan prácticamente todo el rango de salinidades muestreado. En cuanto a la profundidad, se trata de una especie que se reproduce en zonas muy costeras, ya que aunque prácticamente el 100 % de los huevos se encuentra por debajo de la isóbata de los 100 m, el 82 % se encontró a profundidades menores de 50 m (Tabla 3.4) (Junta de Andalucía, 2008).

Los resultados obtenidos para la abundancia de larvas de boquerón (Figura 3.12) son muy similares a los de abundancia de huevos, siendo las características de sus zonas de puesta y cría larvaria muy similares. La única diferencia se ha encontrado en su distribución batimétrica, ya que las larvas se alejan un poco más de la costa desde las áreas de puesta, capturándose por debajo de los 50 m el 63 % de las mismas, y cerca del 94 % en profundidades menores a los 100 m (Tabla 3.4) (Junta de Andalucía, 2008).

Tabla 3.4. Porcentajes de huevos y larvas de sardina y boquerón capturados de 0 a 30 m, de 0 a 50 m y de 0 a 100 m de profundidad (mayo 2005-septiembre 2007). Junta de Andalucía, 2008.

Especie	0-30 m		0-50 m		0-100 m	
	Huevos	Larvas	Huevos	Larvas	Huevos	Larvas
<i>S. pilchardus</i>	23.1	22.5	52.7	53.7	95.0	91.4
<i>E. encrasicolus</i>	32.4	30.4	82.2	63.1	99.5	93.9

En la Figura 3.13 se muestran gráficamente los resultados de las estimas tabuladas en la Tabla 3.4 para el boquerón durante la campaña de evaluación acústica del IEO *ECOCÁDIZ 0710*. En el verano de 2010 se observó cómo la población presentó sus mayores densidades en la zona más occidental de la Demarcación (cuando lo habitual es encontrarlas frente al tramo costero de Matalascañas-desembocadura del Guadalquivir), aguas que suelen ser frecuentadas por los boquerones de mayor talla y edad. La población evaluada en su conjunto presentó una estructura bimodal en tallas, fiel reflejo de un ya iniciado proceso de reclutamiento al área que suele empezar a finales de primavera, que se percibe en verano como una primera moda de boquerones jóvenes en su primera madurez (primeros ponedores), junto con la fracción más vieja de reproductores. En cualquier caso, la población se sustenta por los boquerones de 1 año de edad, cuyos niveles dependen cada año de la fuerza de la clase anual y del éxito del reclutamiento.

El estado del stock sudatlántico de esta especie se evalúa anualmente en el Grupo de Trabajo del ICES del Boquerón y Sardina (WGANSA: *Working Group on Anchovy and Sardine*).



El boquerón de la Demarcación Sudatlántica se engloba en la Subárea IXa sur del ICES (golfo de Cádiz y Algarve). Es preciso comentar que los intentos previos de evaluación de este stock mediante métodos analíticos realizados hasta 2008 solo han tenido un carácter exploratorio. Como alternativa fiable al carácter exploratorio de las evaluaciones analíticas se decidió realizar desde 2009 una “evaluación cualitativa”, a partir de toda la información disponible, tanto la aportada por la propia pesquería como la resultante de las campañas de investigación. La evaluación más reciente se realizó en 2010 con datos de la pesquería de 2009 y 2010 (ICES, 2010b).

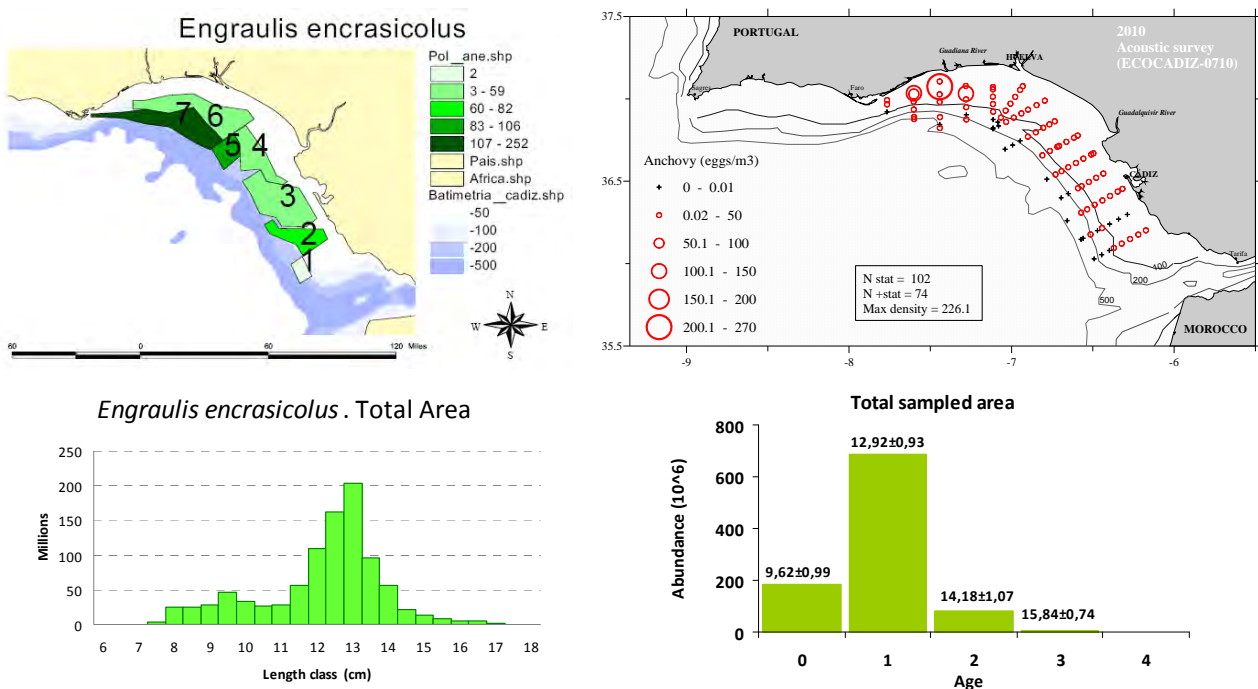


Figura 3.13. Campaña ECOCADIZ 0710. Boquerón. Arriba izquierda: distribución de los post-estratos coherentes utilizados para derivar las estimas de abundancia/biomásas. La escala de color sigue en sentido creciente los valores medios de la energía de retrodifusión atribuida a la especie en cada post-estrato. Arriba derecha: distribución subsuperficial de las densidades de huevos (huevos/100 m³). Abajo izquierda: abundancias estimadas (en millones de peces) por clase de talla para el total del área muestreada. Abajo derecha: abundancias estimadas (en millones) por edad para el total del área, con indicación de la talla media por edad. Fuente: IEO.

El total anual desembarcado de boquerón en 2009 fue de 2,9 kt (217 millones de peces). Estas cifras supusieron descensos en términos de peso del 48 % (5,6 kt) y del 8 % (3,2 kt) respecto a los registros de 2007 y 2008 respectivamente, y en términos de número de peces capturados supone descensos del 65 % (628 millones en 2007) y del 4 % (227 millones en 2008). Las capturas de 2009 fueron el tercer registro más bajo de los últimos 20 años (tras las 571 t en 1995 y 2,2 kt en 2000). La estructura en edades de los desembarcos de 2009



mostraba que el nuevo descenso en 2009 del número total de peces capturados se debió al notable descenso en las capturas de boquerones de 0 años (reclutas), probablemente debido al efecto combinado de las paradas temporales, realizadas durante la época de reclutamiento, y de un débil reclutamiento otoñal ese año.

Las campañas *PELAGOS*, de evaluación de recursos pelágicos por métodos acústicos, realizadas anualmente en primavera por el IPIMAR portugués estimaron para el área Algarve-golfo de Cádiz 34,2 kt (2.032 millones) en 2008, 24,7 kt (2.069 millones) en 2009 y tan solo 7,4 kt (963 millones) en 2010. En 2008, 2 meses después de la campaña acústica portuguesa, en la campaña *BOCADEVA 0608* del IEO, de evaluación del stock reproductor de boquerón del golfo de Cádiz (mediante la aplicación del Método de Producción Diaria de Huevos, MPDH), obtuvo 31,5 kt, valor muy próximo al estimado por nuestros colegas portugueses. En 2008 no hubo campaña de evaluación acústica del IEO en la zona al realizarse la campaña antes citada. En verano de 2009, el IEO estimó por métodos acústicos (*ECOCÁDIZ 0609*) para el mismo área de estudio 21,6 kt (1.137 millones), en sintonía con la estima previa primaveral del IPIMAR portugués. Independientemente de la fuente, las estimas directas indican un descenso de aproximadamente un 30 % de la biomasa poblacional en 2009 respecto a los niveles estimados en 2008. Si se considera la serie de estimas anuales portuguesa, disponible para 2010, el declive del stock del boquerón resulta más evidente, al disminuir los niveles de biomasa poblacional de 2010 un 53 % respecto a los ya disminuidos niveles de 2009. La estructura en edades de la población estimada en las campañas sugiere además sucesivos fallos en los reclutamientos desde 2007.

No obstante, el estado del stock de boquerón en toda la División IXa (División estadística del ICES, que incluye las aguas comprendidas entre el sur de Galicia y el estrecho de Gibraltar) se desconoce debido a la insuficiente información para evaluar analíticamente el stock reproductor (*B*) o la mortalidad por pesca (*F*) en relación al riesgo (límites de precaución bajo el *Enfoque Precautorio*, *EP*, *PA* en sus siglas en inglés) y la sostenibilidad a largo plazo (transición al enfoque del *Rendimiento Máximo Sostenible*, *RMS* o *MSY* en sus siglas en inglés).

A pesar de no disponerse de indicadores fiables del estado de explotación del stock, los datos disponibles indican un stock en declive. Bajo esta situación, el Comité Asesor del ICES (*ICES Advisory Committee*, *ACOM*), a partir del asesoramiento realizado por el Grupo de Expertos, ha provisto recientemente consejo sobre los objetivos de gestión, no explícitos, para las posibilidades de pesca en 2011 para este stock, bajo los dos enfoques anteriores. En el marco del enfoque precautorio (encaminado a evitar fallos en el reclutamiento), el *ACOM* del ICES aconseja, como un primer paso, que los desembarcos en 2011 sean sometidos a una reducción sustancial. Adicionalmente, siguiendo el esquema de transición del ICES hacia la aplicación de un enfoque de *RMS* con precaución a bajos niveles del stock, el *ACOM*



aconseja que esta reducción sustancial de las capturas debe realizarse a una tasa mayor que la tasa de disminución del stock. Además, las regulaciones en curso deben seguir implementándose. Por otro lado, a la luz del *Documento de Política de la UE sobre Gestión de Pesquerías* (17 de mayo 2010; COM (2010) 241), documento en el que la Comisión Europea presenta la metodología en la que fundamentarán sus propuestas de TAC por categoría de stock, el ACOM considera que este stock podría clasificarse bajo la categoría 5, puesto que es una especie de vida corta. Sin embargo, ya que no se dispone de un asesoramiento basado en una estrategia de escape de biomasa, el stock también puede clasificarse en la categoría 9, ya que no se conoce de forma precisa el estado del stock, pero hay indicaciones de que es un stock en declive. Bajo esta situación, dicho Documento recomendaría una reducción del TAC actual (8 kt), como máximo del 15 %, que ascendería ahora a 6,8 kt. Sin embargo, el ACOM indica que el TAC no ha sido nunca restrictivo para esta pesquería.

En cuanto a las posibles causas de la situación actual por la que atraviesa el recurso hay que recalcar que éste sustenta sus pesquerías gracias a la fuerza de sus reclutamientos (la clase anual entrante) y que el éxito de éstos depende enormemente de las variaciones ambientales que acontecen durante los primeros estadios de vida (y de la concurrencia de “ventanas ambientales óptimas” durante estas fases). Si bien no ha sido analizado el impacto del ambiente en estos años, puede que sean causas de esta naturaleza las que hayan afectado negativamente de una forma más directa a las primeras fases del ciclo vital y, por tanto, a los reclutamientos de estas poblaciones, independientemente del efecto añadido de la mortalidad por pesca. En este sentido, resultan esclarecedores los resultados de un reciente estudio de González-Ortegón *et al.* (2010a) en el que se evalúa el impacto negativo que ha tenido en los últimos años (diciembre 2007-febrero 2009) en la función como zona de cría del estuario del Guadalquivir, en el reclutamiento de determinadas especies de peces (entre ellas el boquerón), y en los niveles poblacionales de sus principales presas (misidáceos), los eventos de turbidez elevada y persistente, causados por descargas fuertes y repentinas de agua dulce (controladas por la presa de Alcalá del Río) al estuario del Guadalquivir (principal área de reclutamiento del boquerón), efectuadas tras largos periodos de bajos aportes de aguas continentales. Quizás pueda ser ésta una más de las posibles causas que hayan podido provocar esta sucesión reciente de fallos en los reclutamientos, si bien esta posibilidad debe de analizarse aún en más profundidad.

Sardina (Sardina pilchardus)

La sardina en el golfo de Cádiz presenta dos picos reproductivos, el primero en los meses de primavera, con valores máximos de abundancia en marzo y abril, y un segundo pico de menor intensidad durante el otoño (Figura 3.14).

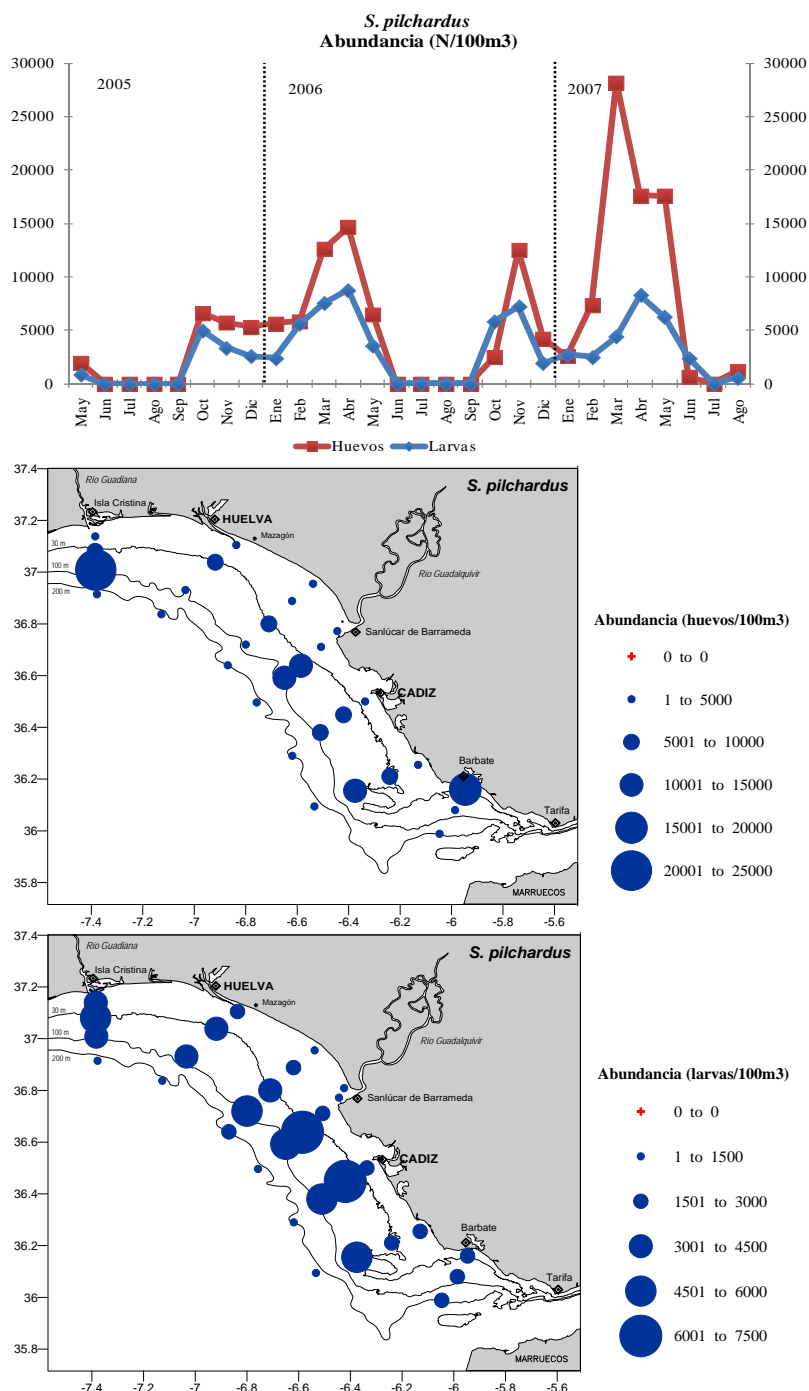


Figura 3.14. Arriba: evolución mensual de la abundancia total (N/100m³) de huevos y larvas de sardina. Centro y abajo: distribución espacial de las densidades totales (N/100m³) de huevos y larvas de boquerón (mayo 2005-septiembre 2007). Fuente: Junta de Andalucía, 2008.

Se puede observar que la fase planctónica de esta especie está presente por todo el área de muestreo. Tanto los mayores núcleos de densidades de huevos (6.751-9.000 huevos/100 m³) como de larvas (3.001-4.000 larvas/100 m³) aparecen prácticamente repartidos por toda el



área de estudio, en aguas entre los 30-100 m de profundidad, lo que indica la idoneidad de esta zona para la puesta y cría larvaria de la especie (Junta de Andalucía, 2008).

La sardina presenta una clara preferencia a realizar sus puestas en aguas con temperaturas relativamente bajas de las imperantes en la Demarcación Sudatlántica, en el rango entre 14,5 °C y 16,5 °C (Figura 3.15).

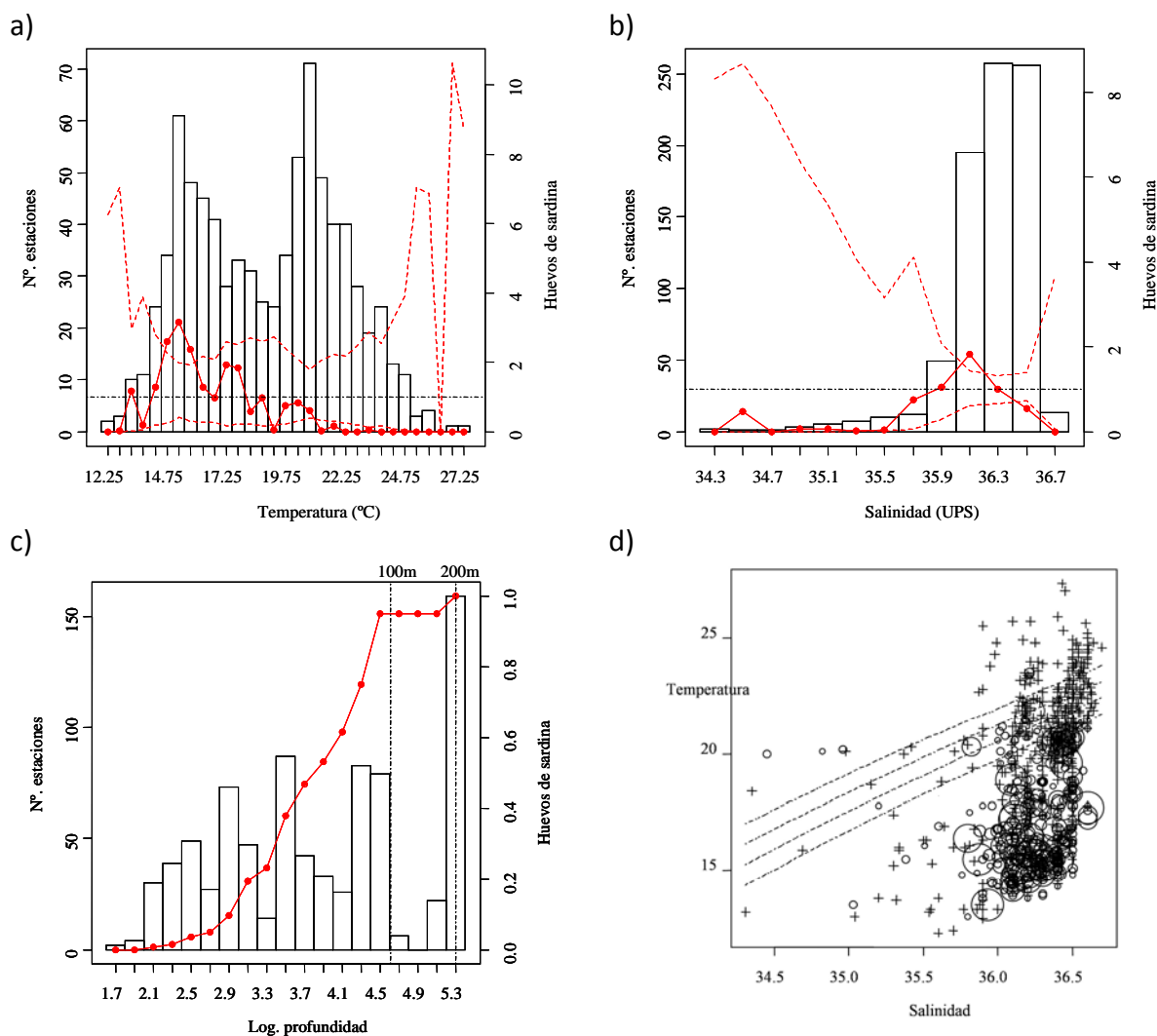


Figura 3.15. a): Abundancia de huevos de sardina y Temperatura (° C) a 5 m; b): Abundancia de huevos de sardina y Salinidad (‰) a 5 m; c): Abundancia acumulada de huevos de sardina y Logaritmo de la profundidad; d): Diagrama T-S de la abundancia de huevos de sardina (mayo 2005-septiembre 2007). Junta de Andalucía, 2008.

La probabilidad de encontrar puestas de esta especie a temperaturas menores (aún en solo 2 °C menos) es prácticamente nula, al igual que a temperaturas mayores de 21 °C. Con respecto a la salinidad, se observa un valor en el que la preferencia de puesta es mayor y



significativa, y que corresponde con 36 ‰. En cuanto a la profundidad, solo el 53 % de los huevos fueron capturados por debajo de los 50 m, y el 95 % de los mismos de 0 a 100 m (Tabla 3.4).

Las larvas de sardina también se concentran en zonas-épocas donde la temperatura del agua (analizada a 5 m) se encuentra entre los 14-16 °C, siendo muy escasa la probabilidad de encontrarlas a temperaturas inferiores (Figura 3.16). El rango de salinidades en el que las larvas de sardina son significativamente más abundantes es también cercano a 36‰. Casi la mitad de las larvas de sardina se han capturado a profundidades menores de 50 m (Tabla 3.4), teniendo un rango batimétrico de distribución muy similar a la de los huevos.

En la Figura 3.17 se muestran los resultados de las estimas tabuladas en la Tabla 3.4 para la sardina durante la campaña de evaluación acústica del IEO ECOCÁDIZ 0710. En el verano de 2010 la especie fue la especie pelágica más importante en términos de abundancia y biomasa, distribuyéndose la población por toda la plataforma media, en aguas más costeras que el boquerón, y mostrando sus mayores densidades también en las aguas más occidentales de la Demarcación (su distribución más habitual). La composición en tallas de la población (de 9 a 22,5 cm) evidencia dos clases modales en 11,5 y 18,5 cm, observándose las sardinillas más pequeñas en la parte costera central de la demarcación, área que podría corresponder con un área de reclutamiento de la especie (véase también Figura 3.14).

Los desembarcos en 2009, 6,7 kt (131 millones de peces), mostraron un descenso en peso desembarcado del 10 % respecto a los de 2008, 7,4 kt (198 millones de peces). La estructura en edades de los desembarcos demuestra que en 2009 la pesquería se sustentó básicamente con sardinillas de las clases de edad 0 (11 %), 1 (50 %) y 2 (19 %).

Las estimas directas del tamaño poblacional varían según la fuente, ofreciendo además tendencias y percepciones del estado del stock diferentes. Así la campaña del MPDH de sardina del IPIMAR portugués de 2008 (enero-febrero) estimó un total de 300 kt para el área Algarve-golfo de Cádiz, valor que contrastaba enormemente con la estima acústica obtenida poco después, en su campaña de abril (*PELAGOS 08*), con solo 61 kt (2235 millones). Posteriormente, en octubre de 2008, este mismo organismo evaluó el recurso (campaña *SAR08OUT*), ascendiendo el nivel poblacional a las 149 kt (3530 millones). En 2009 se poseen estimas tanto del IPIMAR (campaña de abril, *PELAGOS 09*) como estimas propias del IEO (campaña de julio, *ECOCÁDIZ 0609*), si bien también presentan contrastadas diferencias: en abril el IPIMAR estimó 84 kt (1570 millones), mientras que el IEO, 3 meses después, estimó solo 37 kt (649 millones). Para 2010 las estimas de la campaña portuguesa de primavera (*PELAGOS 10*) para la sardina del Algarve-golfo de Cádiz descendieron bruscamente hasta las 38 kt (3459 millones de peces, dominando las sardinillas de 1 año de edad), estimas que, sin embargo, son contrapuestas a las del IEO (véase Tabla 3.4). En cualquier caso, los niveles poblacionales de sardina del golfo de Cádiz en 2010 parecen encontrarse entre los niveles



más bajos de los últimos años.

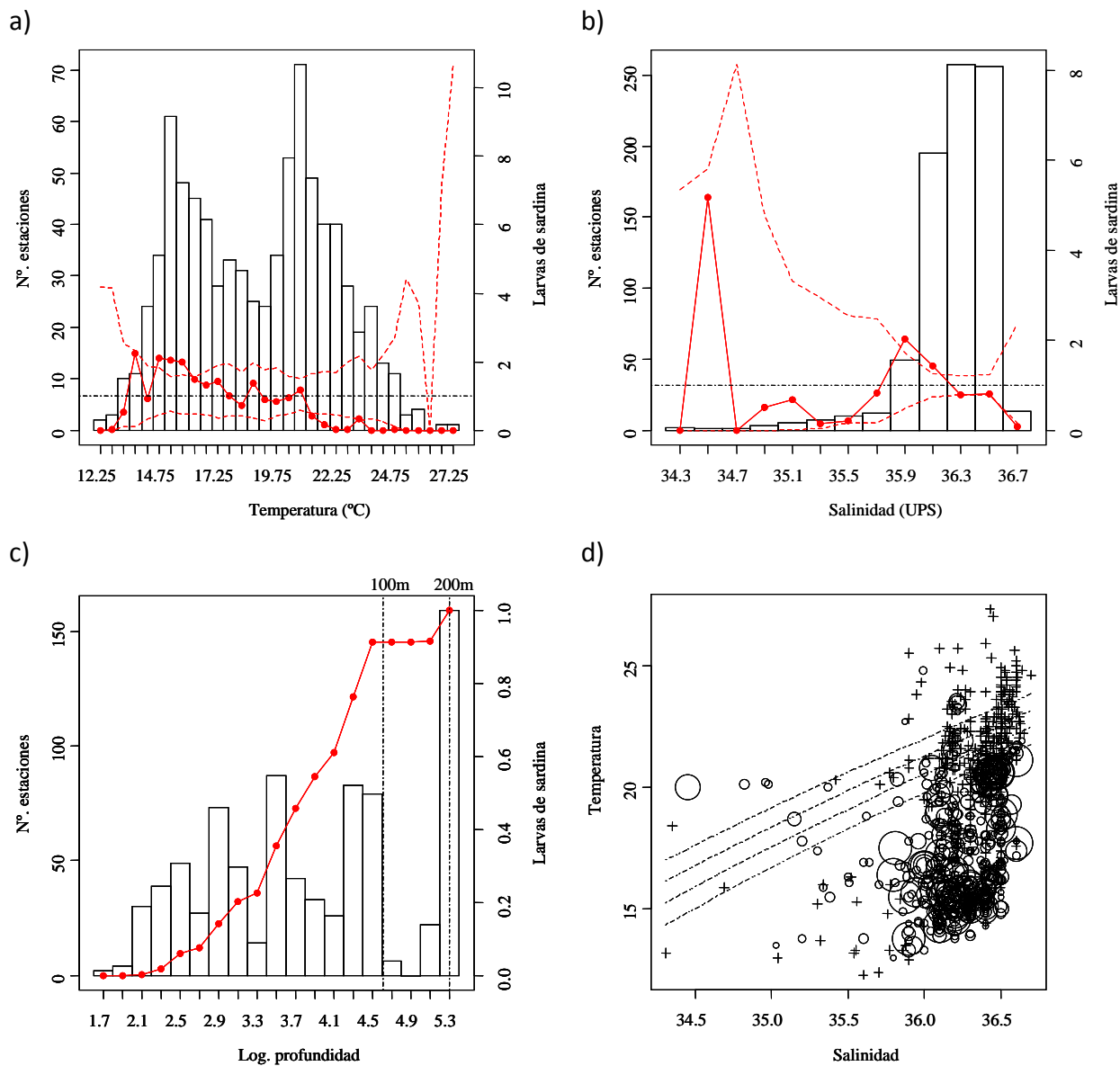
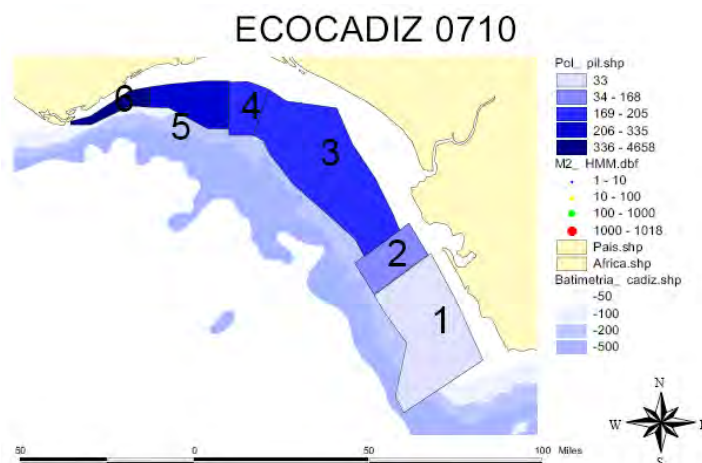


Figura 3.16. a) Abundancia de larvas de sardina y Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) a 5 m; b) Abundancia de larvas de sardina y Salinidad (PSU) a 5 m; c) Abundancia acumulada de larvas de sardina y Logaritmo de la profundidad; d) Diagrama T-S de la abundancia de larvas de sardina (mayo 2005-septiembre 2007). Junta de Andalucía, 2008.



Sardina pilchardus . Total Area

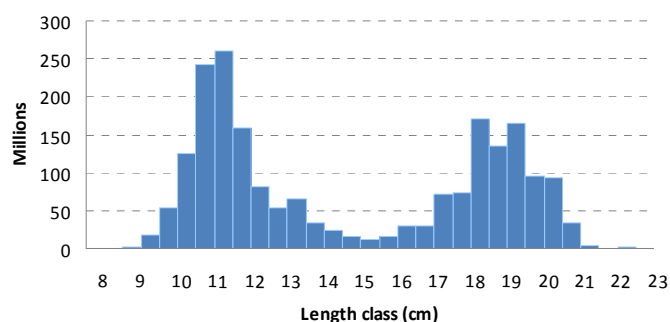


Figura 3.17. Campaña *ECOCÁDIZ 0710*. Sardina. Arriba: distribución de los post-estratos coherentes utilizados para derivar las estimas de abundancia/biomásas. La escala de color sigue en sentido creciente los valores medios de la energía de retrodifusión atribuida a la especie en cada post-estrato. Abajo: abundancias estimadas (en millones de peces) por clase de talla para el total del área muestreada. Fuente: IEO.

El stock de sardina de las sub-áreas VIIIc y IXa del ICES (Sardina ibero-atlántica, desde Golfo de Vizcaya hasta golfo de Cádiz) también es evaluado anualmente en el marco del ICES (ICES, 2010b). El stock evaluado corresponde al conjunto de poblaciones de sardina que habitan las aguas de las sub-áreas VIIIc y IXa (sardina ibero-atlántica). Si bien en años previos se han realizado evaluaciones del stock con desagregación espacial, la evaluación actualmente aceptada para este stock no considera ninguna desagregación espacial o por flotas, siendo los resultados derivados de esta evaluación relativos a todo el stock en su conjunto. Por tanto, resulta difícil hacer inferencias sobre la situación particular de la sardina en nuestro Caladero Nacional del golfo de Cádiz a partir de los resultados de la evaluación analítica, siendo quizás mucho más ilustrativas las tendencias antes descritas de las estimas directas de los niveles poblacionales en el área de interés.

Para el stock ibero-atlántico en su conjunto, los resultados de la evaluación y la posterior provisión de asesoramiento son como siguen:



En cuanto al estado del stock, la Biomasa Desovante del Stock (*SSB*) ha disminuido desde 2006 debido a la falta de fuertes reclutamientos desde 2004, siendo las *SSB* estimadas para 2009 y 2010 (316 kt y 319 kt) un 33 % inferiores a la media histórica (477 kt). La mortalidad por pesca, *F*, en 2009 ($0,27 \text{ año}^{-1}$) estaba al mismo nivel que la estimada para 2008, y en torno al valor medio histórico. Las estimas de las clases anuales del 2008 y 2009 indican que se encuentran en torno a la media y contribuirán en la pesquería hasta 2012.

Las predicciones deterministas a corto plazo para este stock de vida relativamente corta son sensibles a las asunciones sobre los niveles de reclutamiento anual para los que no hay ningún indicador. Consecuentemente, estas predicciones indican un pequeño aumento de la *SSB* (+9 %) en 2011 respecto a la estimada en 2009 al nivel de mortalidad por pesca asumida, siempre que se confirme que el reclutamiento de 2009 está en torno a la media histórica y que no tenga lugar un reclutamiento fuerte en 2010. Sin embargo, no ha habido fuertes reclutamientos en los últimos 5 años y el stock es cada vez más dependiente de los reclutamientos entrantes. La mortalidad por pesca ha aumentado desde 2006. En el pasado, los periodos de sucesivos bajos reclutamientos han estado asociados con periodos de tamaños de stock mínimos, más recientemente a finales de los años 90 (“*crisis de la sardina*” en aguas de Galicia), causando un impacto negativo en las pesquerías españolas.

No existen objetivos de gestión específicos para este stock, ni tampoco está sometido éste a *TACs* internacionales. Hasta la fecha no se han definido *Puntos de Referencia* ni basados en el *Enfoque Precautorio*, ni del *RMS*. No obstante, el ICES ACOM ha hecho las siguientes consideraciones sobre este stock dentro del marco del *Enfoque Precautorio*: en los años más recientes ha aumentado la mortalidad por pesca y ha disminuido la *SSB*, a pesar de que el consejo emitido desde 2002 era el de no aumentar la mortalidad pesquera. Según el ACOM, la *F* debería volver al nivel existente antes del inicio de este aumento (esto es, al valor medio del periodo 2002-2007), que es la de una *F* de $0,2 \text{ año}^{-1}$, que correspondería a unos desembarcos en 2011 de menos de 75 kt.

En cuanto a la clasificación de este stock según el *Documento de Política de la UE sobre Gestión de Pesquerías* ya mencionado, este stock también es clasificado bajo la categoría 9, ya que la abundancia media estimada en los 2 últimos años es un 39 % inferior que la media estimada en los 3 años precedentes. Por tanto, se debería de aplicar una reducción del 15 % al *TAC*; sin embargo, el ICES ACOM ha señalado que no suele establecerse *TAC* alguno para este stock. El stock es gestionado por Portugal y España mediante tamaño mínimo de los desembarcos, captura diaria máxima, limitaciones en los días de pesca y áreas vedadas.

3.3.2. Principales especies explotadas de macroinvertebrados

Chirla (Chamelea gallina)



El IEO, en colaboración con la Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía, ha finalizado recientemente un estudio sobre la pesca de la chirla (*Chamelea gallina*) con dragas hidráulicas y rastros remolcados en el caladero del golfo de Cádiz (Silva y Juárez, 2009; Juárez *et al.*, 2010). Esta pesquería monoespecífica aporta los mayores desembarcos de cualquier especie bentónica y/o demersal capturada en el caladero del golfo de Cádiz, con valores medios en torno a las 3.500 t. Actualmente es explotada por casi un centenar de dragas hidráulicas y algunos rastros remolcados. Los resultados del estudio demuestran una clara subestimación de las capturas reales respecto a las declaradas oficialmente por parte de esta flota, hecho que impide obtener estimas de los rendimientos reales de la misma solo la información procedente de la pesquería. Se demostró que las cuotas de capturas por embarcación, establecidas en los diferentes Planes de Pesca, son claramente rebasadas, estando, por tanto, sesgada la información procedente de la pesquería e imposibilitando su uso para la diagnosis del estado del recurso.

La información obtenida mostró que el recurso se encontraba en una ligera situación sostenible, no observándose inicialmente síntomas de sobreexplotación. Así, una talla estimada de primera madurez (11,2 mm de longitud antero-posterior) bastante alejada de la talla mínima legal de primera captura (25 mm), parecía ayudar a que dicha explotación se mantuviera en niveles biológicamente aceptables. La fracción explotada y desembarcada representa la fracción de mayor talla presente en la población (tercera clase de edad) y constituye solo un pequeño porcentaje del total de la población reproductora. El resto de ejemplares con tallas inferiores a la mínima legal son devueltos al mar (tras el cribado mecánico realizado a bordo), en condiciones aptas para continuar su ciclo vital.

Sin embargo, durante 2010 se constató un alarmante descenso en las capturas de chirlas. La posible causa de esta disminución de capturas comerciales pareció deberse, principalmente, a la elevada presión pesquera a la que se ha estado viendo sometido el caladero. En los Planes de Pesca específicos para la gestión de esta pesquería se recoge una tasa máxima diaria de 200 kg por embarcación, la cual es superada con creces en muchas ocasiones. Por tanto, las descargas oficiales, que han rondado las 3.000 toneladas anuales en los últimos años, son superadas regularmente, por lo que el caladero se ha visto sometido a un esfuerzo pesquero superior al requerido para alcanzar la tasa establecida y una pesquería sostenible. Este hecho, unido a fallos en los reclutamientos debidos a causas naturales años atrás, se ha traducido al cabo del tiempo en un descenso de las tallas mayores de la población, es decir, de la captura comercial. Los estudios recientes llevados a cabo y las declaraciones efectuadas por personal del sector y patrones mayores de las cofradías afectadas, así lo ponen de manifiesto.

Pulpo común (Octopus vulgaris)

El pulpo es una de las principales especies capturadas por la flota demersal del golfo de



Cádiz, con desembarcos que han oscilado en los últimos 15 años entre las 500 t en 1997 y las casi 3.000 t en 2005. La flota de arrastre aporta en torno al 70 % de las descargas, mientras que la flota artesanal de alcatruces y nasas, aporta el 30 % restante aproximadamente, aunque existe un porcentaje alto de estas últimas que no son registradas oficialmente y que hacen difícil diagnosticar el recurso con el sabido sesgo en la información. Los índices de las campañas de evaluación de recursos demersales realizadas en el área muestran, al igual que los desembarcos, oscilaciones importantes a lo largo de su serie histórica. Esta oscilación de los desembarcos, así como de los rendimientos de las campañas, parece estar más relacionada con factores inherentes a la propia biología de la especie que a la presión pesquera. Esta especie, al igual que el resto de cefalópodos, es una especie de vida corta y crecimiento rápido, cuya población depende en gran medida del éxito del reclutamiento, y este de las condiciones ambientales y oceanográficas en general, como ha sido puesto de manifiesto en estudios realizados al respecto. Al igual que con la merluza y el resto de especies demersales, la aplicación de los Planes de pesca en el Caladero Nacional del golfo de Cádiz (principalmente el establecimiento de las paradas biológicas) está teniendo un efecto positivo en la recuperación del recurso, según los rendimientos aportados por las campañas en los últimos años.

Gamba blanca (Parapenaeus longirostris)

La gamba blanca es explotada exclusivamente por la flota de arrastre del golfo de Cádiz y constituye una de las principales especies capturadas en la región sudatlántica, tanto a nivel de desembarcos como a nivel económico dado el elevado valor que alcanza en los mercados de la zona. Sin embargo, el estado de este stock no es analizado en el marco de ningún grupo de evaluación de stocks del ICES.

Las descargas aumentaron progresivamente desde un mínimo de 320 t en 1993, a un máximo de 2.890 t en 1999. A partir de ese año y hasta 2003 se mantuvieron alrededor de las 2.000 t. Sin embargo, en 2004 se observó un drástico descenso de las descargas hasta tan solo 270 t. Durante el periodo 2005-2007, las descargas se incrementaron ligeramente, aunque se mantuvieron a niveles incluso inferiores a los del comienzo de la serie. En 2008, las descargas aumentaron casi tres veces respecto al año anterior (1.370 t) y en 2009 se registraron casi 3.000 t (el máximo de la serie).

Los índices de abundancia obtenidos en las campañas de arrastre realizadas por el IEO en primavera y otoño en estas aguas coinciden con datos observados en la flota comercial. Las campañas realizadas en otoño de 2009 y primavera de 2010 mostraron, sin embargo, un descenso de la abundancia de gamba del 64 % y del 33 %, respectivamente en relación a la campaña anterior. Al igual que lo descrito para el pulpo, las grandes fluctuaciones observadas en la serie de descargas comerciales y en los índices de abundancia de las campañas de arrastre, parecen estar más relacionadas con la biología de la especie que con



la pesquería, dado que la gamba es también una especie de vida corta y crecimiento rápido, estando sus niveles poblacionales muy condicionados por la fuerza del reclutamiento anual.

Bajo el esquema de explotación seguido por la flota hasta 2009, se capturan ejemplares entre 11 y 44 cm de longitud de cefalotórax (LC) con una media de 20 mm, favoreciendo la captura de individuos menores de la talla mínima legal permitida (22 mm LC) y de individuos inmaduros ya que la talla de primera madurez se estima en 25 mm LC.

El Plan de Pesca para la flota de arrastre del golfo de Cádiz, que entró en vigor en septiembre de 2009, estableció con carácter indefinido un aumento de la luz de malla del arte de pesca de 40 a 55 mm, el cual, probablemente favorecerá un aumento de la talla media de desembarco, así como una disminución de la tasa de descarte de esta especie.

Cigala (Nephrops norvegicus)

La cigala del golfo de Cádiz se captura en una pesquería mixta (junto con la gamba blanca) de la flota de arrastre. Los desembarcos tienen un marcado patrón estacional con altos valores de abril a septiembre. La tasa de descarte fluctúa anualmente aunque siempre es baja, oscilando entre 0,5 % y 5,2 % en peso. En 2009, el porcentaje de cigala descartado en peso fue de 2,7 %, similar al año anterior. Las descargas fluctuaron alrededor de 100 t hasta el año 2000, incrementándose posteriormente a niveles mucho más altos (300 t en 2003). Estas disminuyeron de nuevo durante el periodo 2005-2007 manteniéndose estables alrededor de 200 t. Los desembarcos en 2008 y 2009 cayeron hasta 120 t cada año.

El esfuerzo que se estima dirigido a cigala ha decrecido sustancialmente desde 2005. Esto podría ser una consecuencia del establecimiento de los diferentes Planes de Pesca por parte de la Administración General para la flota de arrastre del golfo de Cádiz y, en los dos últimos años, posiblemente a un cambio en la direccionalidad de la pesquería hacia la gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*), que experimentó un aumento de su abundancia en 2008-2009. Sin embargo, la entrada en vigor de una normativa autonómica en 2009 que permite la pesca continuada de lunes a viernes durante el verano (principal época de pesca de la cigala) puede que haya favorecido el incremento del esfuerzo pesquero en general y en el puerto de Ayamonte en particular (puerto más cercano al caladero de cigala) a partir de ese año.

La última evaluación (cualitativa) del stock de cigala del golfo de Cádiz realizada en mayo de 2010 (ICES, 2010a), se basó en el análisis de las tendencias de la LPUE y del índice de las campañas. La serie de LPUE muestra una tendencia general descendente, permaneciendo relativamente estable en los últimos 5 años, aunque en 2009 se observó un ligero descenso de la abundancia. La tendencia del índice de campaña es estable desde 1997, aunque con variabilidad anual. En relación a la talla media, éstas han fluctuado sin tendencia aparente. El estado del stock parece ser estable a los niveles recientes de pesca, aunque en relación a su potencial a largo plazo el estado del stock es desconocido. No obstante, el nivel de biomasa



es más bajo que a principios de los 90.



4. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aartsen, J.; Menkhorst, H.; Gittenber, E.; 1984. Marine Mollusca from Algeciras. *Basteria*, 2: 1-135.

Agawin, N.S.R.; Duarte, C.M.; Agustí, S.; 2000. Nutrient and temperature control of the contributions of picoplankton to phytoplankton biomass and production. *Limnol. Oceanogr.* 45: 591-600.

Aguilar, R.; Pardo, E.; Cornax, M.J.; García, S.; Ubero, J.; 2010. *Doñana y el golfo de Cádiz: Propuesta para la ampliación del área marina protegida*. OCEANA. 77 págs.

Äit-Ameur, N.; Goyet, C.; 2006. Distribution and transport of natural and anthropogenic CO₂ in the Gulf of Cadiz. *Deep-Sea Research Part II*, 53(11-13): 1329-1343.

Ambar, I.; Howe, M.R.; 1979a. Observation of the Mediterranean outflow-I. Mixing in the Mediterranean outflow. *Deep-Sea Res.*, 26A: 535-554.

Ambar, I.; Howe, M.R.; 1979b. Observation of the Mediterranean outflow-II. The deep circulation in the vicinity of the Gulf of Cadiz. *Deep-Sea Res.*, 26A: 555-568.

Ambar, I.; Serra, N.; Brogueira, M.J.; Cabeçadas, G.; Abrantes, F.; Freitas, P.; Gonçalves, C.; González, N.; 2002. Physical, chemical and sedimentological aspects of the Mediterranean outflow off Iberia. *Deep-Sea Research Part II*, 49: 4163-4177.

Araujo, R.; Moreno, D.; Ramos, M.A.; 1993. The Asiatic clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (Bivalvia: Corbiculidae) in Europe. *American Malacological Bulletin*, 10 (1): 39-49.

Arcos, J.M.; J. Bécares, B. Rodríguez, A. Ruiz, 2009. Áreas Importantes para la Conservación de las Aves marinas en España. *LIFE04NAT/ES/000049-Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife)*. Madrid.

Arellano, J.M.; Ortiz, J.B.; Silva, D.C.D.; Canales, M.L.; Sarasquete, C.; Blasco, J.; 1999. Levels of copper, zinc, manganese and iron in two fish species from salt marshes of Cádiz Bay (southwest Iberian Peninsula). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 15 (1-4): 485-488.

Arias, A.M.; Drake, P.; 1990. *Estados juveniles de la ictiofauna en los caños de las salinas de la Bahía de Cádiz*. Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía, Cádiz. 163 págs.

Arroyo, G.M.; Cuenca, D.; 2004. *Estudio de la importancia cualitativa y cuantitativa del fenómeno migratorio de las aves marinas en el estrecho de Gibraltar*. Programa Migres Marinas. Informe final. Inédito.

Ashelby, C.W.; Worsfold, T.M.; Fransen, C.; 2004. First records of the oriental prawn



Palaemon macrodactylus (Decapoda: Caridea), an alien species in European waters, with a revised key to British Palaemonidae. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 84: 1041-1050.

Aula del Mar, 2004. Informe de tortugas marinas liberadas en 1999-2004. *Resumen de actuaciones CREMA*.

Báez, J.C.; 2004. Informe sobre avistamientos de cetáceos, aves y reptiles durante la Campaña BOCADEVA 0604. *Informe de Resultados. Campaña BOCADEVA 0604*. Informe interno. *Instituto Español de Oceanografía*. 12 págs.

Báez, J.C.; 2005. Informe sobre avistamientos de cetáceos, aves y reptiles durante la Campaña BOCADEVA 0605. *Informe de Resultados. Campaña BOCADEVA 0605*. Informe interno. *Instituto Español de Oceanografía*. 13 págs.

Báez, J.C.; Camiñas, J.A.; Torreblanca, D.; 2007. Análisis de la distribución espacial de aves y mamíferos marinos en el golfo de Cádiz (Sudoeste de la Península Ibérica) durante el periodo de primavera. *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. Sec. Biol.*, 102: 1-4.

Baldó, F.; García-Isarch, E.; Jiménez, M.P.; Romero, Z.; Sánchez-Lamadrid, A.; Catalán, I.; 2006. Spatial and temporal distribution of the early life stages of three commercial fish species in the northeastern shelf of the Gulf of Cádiz. *Deep-Sea Research II*, 53: 1391-1401.

Ballesteros, E.; 2008. Especies invasoras, pág. 177-185. En: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (ed.). *Actividades humanas en los mares de España*. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Secretaría General del Mar. Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar. 271 págs.

Ballesteros, E.; Pinedo, S.; 2004. Los bosques de algas pardas y rojas. Págs. 199-222. En: Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía (ed.). *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.

Barea-Azcón, J.M.; Ballesteros-Duperón, E.; Moreno, D. (coords.), 2008. *Libro Rojo de los Invertebrados de Andalucía*. 4 Tomos. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 1430 págs.

Baringer, M.O.; Price, J.F.; 1997. Mixing and spreading of the Mediterranean Outflow. *Journal of Physical Oceanography*, 27: 1654-1677.

Bell, T.; Kalff, J.; 2001. The contribution of picophytoplankton in marine and freshwater systems of different trophic status and depth. *Limnol. Oceanogr.*, 46: 1243-1248.

Benavides, M.; Echevarría, F.; Sánchez-García, R.; Garzón, N.; González-Gordillo, J.I.; 2010. Mesozooplankton community structure during summer months in the Bay of Cadiz. *Thalassas*, 26 (2): 103-118.



Ben-Hamadou, R.; Chícharo, M.A.; Cruz, J.; Madeira, C.; Morais, P.; Chícharo, L.; 2010. Spatial distribution of zooplankton communities in the Algarve coastal zone (Northeast Atlantic Ocean). Pág. 2-7. En: Gislason, A.; G. Gorsky, (Eds.). Proceedings of the “Joint ICES/CIESM Workshop to Compare Zooplankton Ecology and Methodologies between the Mediterranean and the North Atlantic (WKZEM)”. *ICES Cooperative Research Report*, No. 300. 91 págs.

Blanco, C.; Aznar, J.; Raga, J.A.; 1995. Cephalopods in the diet of the striped dolphin *Stenella coeruleoalba* from the western Mediterranean during an epizootic in 1990. *J. Zool. Lond.*, 237: 151-158.

Blasi, A.; Esteban, R.; Verborgh, P.; Gauffier, P.; Jiménez Torres, C.; Giménez, J.; de Stephanis, R.; 2010. Killer whale land-based surveys in the Gulf of Cadiz. *24th Ann. Meeting European Cetacean Society*, Stralsund, Germany.

Boudouresque, C.F.; Verlaque, M.; 2002. Biological pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 32-38.

Bourret, V.J.; M.R. Macé, B. Crouau-Roy, 2007. Genetic variation and population structure of western Mediterranean and northern Atlantic *Stenella coeruleoalba* populations inferred from microsatellite data. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 87 (1): 265-269.

Bunn, S.; Arthington, A.; 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30(4): 492-507.

Cabal, J.; Millán, J.A.P.; Arronte, J.C.; 2006. A new record of *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Crustacea: Decapoda: Brachyura) from the Cantabrian Sea, Bay of Biscay, Spain. *Aquatic Invasions* 1 (3): 186-187.

Cabral, H.N.; Costa, M.J.; 1999. On the occurrence of the Chinese Mitten Crab, *Eriocheir sinensis*, in Portugal (Decapoda, Brachyura). *Crustaceana* 72(1): 55-58.

Cachón de Mesa, J.; Ruiz Sierra, A. Mares de España (The Seas of Spain). 1ª Ed. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid. 2008.

Calbet, A.; 2001. Mesozooplankton grazing effect on primary production: a global comparative analysis in marine ecosystems. *Limnol. Oceanogr.* 46: 1824-1830.

Camiñas, J.A.; 1988. Incidental captures of *Caretta caretta* with surface long-lines in the western Mediterranean. *Rapp. Comm. int. Mer. Medit.*, 31 (2): 285-285.

Camiñas, J.A.; 2004. Estatus y conservación de las tortugas marinas en España. Pág. 345-380. En: Pleguezuelos, J.M.; R. Márquez, M. Lizana (eds). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Asociación



Herpetológica Española, Madrid. 587 págs.

Camiñas, J.A.; González de Vega, J.P.; 1997. The leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) presence and mortality in the Gulf of Cadiz (SW of Spain). *Actas del II Simposio sobre el Margen continental Ibérico Atlántico*.

Camiñas, J.A.; Valeiras, J.; 2001. Critical areas for loggerhead and leatherback marine turtles in the western Mediterranean Sea and the Gibraltar Strait region. *Proceedings of the First Mediterranean Conference on Marine Turtles*, 80-85.

Cañadas, A.; Sagarminaga, R.; de Stephanis, R.; Urquiola, E.; Hammond, P.S.; 2005. Habitat preference modelling as a conservation tool: proposals for marine protected areas for cetaceans in southern Spanish waters. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15: 495-521.

Carlton, J.T.; 1985. Transoceanic and interoceanic dispersal of coastal marine organisms: The biology of ballast water. *Oceanography and Marine Biology Annual Reviews* 23:313-371.

Carmona Zalvide, M.P.; F.J. García, 2000. Moluscos poliplacóforos del litoral atlántico del sur de la Península Ibérica. *Graellsia*, 56: 5-14.

Carrasco, M.; López-Ramírez, J.A.; Benavente, J.; López-Aguayo, F.; Sales, D.; 2003. Assessment of urban and industrial contamination levels in the bay of Cádiz, SW Spain. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 335-345.

Carreras, C.; Pont, S.; Maffucci, F.; Pascual, M.; Barceló, A.; Bentivegna, F.; Cardona, L.; Alegre, F.; San Félix, M.; Fernández, G.; Aguilar, A.; 2006. Genetic structuring of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea reflects water circulation patterns. *Marine Biology*, 149: 1269-1279.

Casas, J.; del Pozo, M.; Mesa, B.; (eds.), 2006. Identificación de las áreas compatibles con la figura de «Parque Nacional» en España. *Naturaleza y Parques Nacionales. Serie técnica*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 399 págs.

Casinos, A.; 1981. Notes on cetaceans of the Spanish coasts III. A record of *Orcinus orca* (Linnaeus, 1758) from the island of Minorca. *Säugetierkundliche Mitteilungen*, 29: 80.

Castelló, J.; Carballo, J.L.; 2001. Isopod fauna, excluding Epicaridea, from the Strait of Gibraltar and nearby areas (Southern Iberian Peninsula). *Scientia Marina*, 65 (3): 221-241.

Catalán, I.A.; Rubín, J.P.; Navarro, G.; Prieto, L.; 2006. Larval fish distribution in two different hydrographic situations in the Gulf of Cádiz. *Deep-Sea Research II*, 53: 1377-1390.

Caudill, C.C.; Bucklin, A.; 2004. Molecular phylogeography and evolutionary history of the estuarine copepod, *Acartia tonsa*, on the Northwest Atlantic coast. *Hydrobiologia*, 511: 91-



102.

César, A.; Choueri, R.B.; Riba, I.; Morales-Caselles, C.; Pereira, C.D.S.; Santos, A.R.; Abessa, D.M.S.; Del Valls, T.A.; 2007. Comparative sediment quality assessment in different littoral ecosystems from Spain (Gulf of Cádiz) and Brazil (Santos and São Vicente estuarine system). *Environment International*, 33: 429-435.

Chícharo, L.; Chícharo, M.A.; Esteves, E.; Andrade, P.; Morais, P.; 2002. Effects of alterations in fresh water supply on the abundance and distribution of *Engraulis encrasicolus* in the Guadiana Estuary and adjacent coastal areas of south Portugal. *Journal Ecohydrology and Hydrobiology*, 1: 195-200.

Chícharo, M.A.; Leitão, T.; Range, P.; Gutiérrez, C.; Morales, J.; Morais, P.; Chícharo, L.; 2009. Alien species in the Guadiana Estuary (SE-Portugal/SW-Spain): *Blackfordia virginica* (Cnidaria, Hydrozoa) and *Palaemon macrodactylus* (Crustacea, Decapoda): potential impacts and mitigation measures. *Aquatic Invasions*, 4 (3): 501-506.

Chisholm, S.W.; 1992. Phytoplankton size. Págs. 213-237. En: Falkowski, P.G.; A.D. Woodhead (eds.), *Primary Productivity Biogeochemical Cycles in the Sea*. Plenum Press, New York.

Coelho H, Neves R, White M, Leitao P, Santos A.; 2002. A model for ocean circulation on the Iberian coast. *Journal of Marine Systems*, 32 (1-3): 153-179.

Consejería de Agricultura y Pesca, 2005. *Recursos pesqueros del golfo de Cádiz*. Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, Sevilla. 300 págs.

Consejería de Medio Ambiente, 2009. 03. Resumen ejecutivo. Págs. 15-34. En: Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía (ed.). *Especies exóticas invasoras en Andalucía. Talleres provinciales 2004-2006*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla. 411 págs.

Cózar, A.; Echevarría, F.; 2005. Size structure of the planktonic community in microcosms with different levels of turbulence. *Scientia Marina*, 69: 187-197.

Criado-Aldeanueva, F.; García-Lafuente, J.; Vargas, J.M.; Del Río, J.; Vázquez, A.; Real, A.; Sánchez, A.; 2006. Distribution and circulation of water masses in the Gulf of Cadiz from in situ observations. *Deep Sea Research*, 2 (53): 1144-1160.

Cuesta, J.A.; García-Raso, J.E.; González-Gordillo, J.I.; 1991. Primera cita de *Rhithroprizrypeus harrisii* (Gould, 1814) (Crustacea, Decapoda, Brachyura, Xanthidae) en la Península Iberica. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, 7: 149-153.

Cuesta, J.A.; González-Ortegón, E.; Rodríguez, A.; Baldó, F.; Vilas, C.; Drake, P.; 2006. The decapod crustacean community of the Guadalquivir Estuary (SW Spain): seasonal and inter-



year changes in community structure. *Hydrobiologia*, 557: 85-95.

Cuesta, J.A; González-Ortegón, E.; Drake, P.; Rodríguez, A.; 2004. First record of *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902 (Decapoda, Caridea, Palaemonidae) from European waters. *Crustaceana*, 77: 37-380.

D'Amico, M.; Rivilla, J.C.; 2006. Primera cita del calderón gris *Grampus griseus* (Cuvier, 1982) en la provincia de Huelva. *Galemys*, 18 (1-2): 27-31.

Davis, R.A.; Welty, A.T.; Borrego, J.; Morales, J.A.; Pendón, J.A.; Ryan, J.G.; 2000. Rio Tinto estuary (Spain): 5000 years of pollution. *Environ. Geol.*, 39: 1107-1116.

de la Paz, M.; Huertas, E. M.; Padín, X. A.; González-Dávila, M.; Santana-Casiano, M.; Forja, J. M.; Orbi, A.; Pérez, F. F.; Ríos, A. F.; 2011. Reconstruction of the seasonal cycle of air-sea CO₂ fluxes in the Strait of Gibraltar. *Marine Chemistry*, 126, 155-162.

de Stephanis, R.; P. Verborgh, R. Esteban, Y. Aget, C. Guinet, 2008a. Aves Marinas en el golfo de Cádiz a partir de modelos explicativos. *Actas del VI Congreso del Grupo Ibérico de Aves Marinas*, 26.

de Stephanis, R.; P. Verborgh, S. García-Tiscar, N.J. Salazar, R. Esteban, J. Giménez, D. Alarcón, P. Gauffier, 2009. *Informe sintético sobre los conocimientos de cetáceos presentes en Andalucía*. Plan Estratégico de Educación Ambiental CIRCE 2008-2012. 68 págs.

de Stephanis, R.; Guinet, C.; Buisson, L.; Verborgh, P.; Dominici, P.; 2005b. Population status, social organisation and feeding strategies of killer whales (*Orcinus orca*) in the Strait of Gibraltar. *Proceedings at the ECS Congress in La Rochelle*.

de Stephanis, R.; Pérez Gimeno, N.; Salazar, J.; Poncelet, E.; Guinet, C.; 2002. Interactions between killer whales (*Orcinus orca*) and red tuna (*Thunnus thynnus*) fishery in the Strait of Gibraltar. *Proceedings of the Fourth International Orca Symposium*, 138-142.

de Stephanis, R.; Verborgh, P.; Pérez Gimeno, N.; Sánchez Cabanes, A.; Pérez Jorge, S.; Esteban, R.; Séller, N.; Urquiola, E.; Guinet, C.; 2005a. *Impactos producidos por el tráfico marítimo en las poblaciones de cetáceos en el estrecho de Gibraltar. Situación actual y previsiones de futuro*. Dirección General para la Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente. 140 págs.

de Stephanis, R.; Verborgh, P.; Pérez, S.; Esteban, R.; Minvielle-Sebastia, L.; Guinet, C.; 2008b. Social structure of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the Strait of Gibraltar. *Acta Etologica*. Online.

Dell'Angelo, B.; Smriglio, C.; 2001. *Living chitons from the Mediterranean Sea*. Edizioni Evolver S. r. l.-Roma, 255 págs.

DelValls, T.A.; Forja, J.M.; Gómez-Parra, A.; 2002. Seasonality of contamination, toxicity, and



quality values in sediments from littoral ecosystems in the Gulf of Cádiz (SW Spain). *Chemosphere*, 46: 1033-1043.

Díaz del Río, V.; Alveirinho, J.M.; Lobo, F.; Hernández-Molina, F.J.; Somoza, L.; Vázquez, J.T.; Fernández-Puga, M.C.; Roque, C.; 1997. La plataforma continental del golfo de Cádiz: estructuración morfosedimentaria y evolución reciente. 2º *Simposio sobre el Margen Continental Ibérico Atlántico*. Universidad de Cádiz. Abstracts: 163-164.

Díaz del Río, V.; Fernández-Salas, L.M.; 2004. *Descripción de los fondos marinos en un polígono del golfo de Cádiz, en relación con las pesquerías de cigala*. Informe interno. Instituto Español de Oceanografía.

Díaz, J.I.; Farrán, M.; Maldonado, A.; 1985. Surficial sediment distribution patterns in the Gulf of Cadiz controlled by the geomorphic features and physical oceanographic parameters. 6th *European Regional Meeting of Sedimentology*. I.A.S., Lleida, 85: 129-132.

Drake, P.; Arias, A.M.; 1991. Composition and seasonal fluctuations of the ichthyoplankton community in a shallow tidal channel of Cadiz Bay (S.W. Spain). *Journal of Fish Biology*, 39 (2): 245-263.

Drake, P.; Arias, A.M.; Baldó, F.; Cuesta, J.A.; Rodríguez, A.; Silva-García, A.; Sobrino, I.; García-González, D.; Fernández-Delgado, C.; 2002. Spatial and temporal variation of the nekton and hyperbenthos from a temperate European estuary with a regulated freshwater inflow. *Estuaries*, 25: 451-468.

Drake, P.; Arias, A.M.; Conradi, M.; 1997. Aportación al conocimiento de la macrofauna supra y epibentónica de los caños mareales de la bahía de Cádiz (España). En: IX *Simposio ibérico de estudios del bentos marino* (19-23 de febrero, 1996. Alcalá de Henares, Madrid, España). J.M. Viéitez y J. Junoy (eds.). *Publicaciones Especiales. Instituto Español de Oceanografía*, 23: 133-141.

Drake, P.; Arias, A.M.; Rodríguez, A.; 1998. Seasonal and tidal abundance patterns of decapod crustacean larvae in a shallow inlet (SW Spain). *Journal of Plankton Research*, 20: 585-601.

Drake, P.; Borlan, A.; González-Ortegón, E.; Baldó, F.; Vilas, C.; Fernández, C.; 2007. Spatio-temporal distribution of early life stages of the European anchovy *Engraulis encrasicolus* L. within a European temperate estuary with regulated freshwater inflow: effects of environmental variables. *J. Fish Biol.*, 70: 1689-1709.

Dworschak, P.; Cunha, M.R.; 2007. A new subfamily, Vulcanocalliacinae n.subfam., for *Vulcanocalliax arutyunovi* n.gen., n.sp., from a mud volcano in the Gulf of Cadiz (Crustacea, Decapoda, Callianassidae). *Zootaxa*, 1460: 35-46.



Echevarría, F.; Zabala, L.; Corzo, A.; Navarro, G.; Prieto, L.; Macías, D.; 2009. Spatial distribution of autotrophic picoplankton in relation to physical forcings: the Golfo of Cádiz, Strait of Gibraltar and Alborán Seas case study. *Journal of Plankton Research*, 31 (11): 1339-1351.

Elbaz-Poulichet, F.; Morley, N.H.; Beckers, J.M.; Nomerange, P.; 2001. Metal fluxes through the surface sediment of the Gulf of Cadiz (Spain): The role of sources, currents, pathways and sinks. *Oceanolog. Acta*, 18: 469-477.

Emery, K.O.; Uchupi, E.; 1984. *The geology of the Atlantic Ocean*. Springer-Verlag, New York Inc. 925 págs.

Escot, C.; Basanta, A.; Cobo, F.; González, M.A.; 2003. Sobre la presencia de *Mytilopsis leucophaeta* (Conrad, 1831) (Bivalvia, Dreissenacea, Dreissenidae) en el río Guadalquivir (sur de la Península Ibérica). *Graellsia*, 59 (1): 91-94.

Estacio, F.; Carballo, J.L.; Carmona, P.; Zurita, F.; 1993. Preliminary study about the aquatic fauna from the Piedras river marshes (Huelva, SW Spain). *Arquivos do Museo Bocage*, 2 (18): 337-343.

Esteban, R.; 2008. *Abundancia, estructura social y parámetros de historia natural de la orca (Orcinus orca) en el estrecho de Gibraltar*. Tesis de Máster, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales. Universidad de Cádiz, España.

Esteban, R.; Verborgh, P.; Gauffier, P.; Giménez, J.; Alarcón, D.; de Stephanis, R.; 2011. Killer whale (*Orcinus orca*) predation strategies on bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) in Southern Spain. *Abstract book: 25th Annual Conference of the European Cetacean Society*. Cádiz.

Esteban, R.; Verborgh, P.; Pérez, S.; Jaget, Y.; García-Tíscar, S.; Guinet, C.; Almunia, J.; de Stephanis, R.; 2008. Are the interactions with tuna fisheries a negative issue for the killer whales in the Strait of Gibraltar? *22nd Ann. Meeting European Cetacean Society*, The Netherlands.

Fa, D.A.; Sánchez-Moyano, J.E.; García-Asencio, I.; García-Gómez, J.C.; Finlayson, C.; Shearer, M.; 2003. A comparative study of the marine ecoregions of the southern Iberian Peninsula, as identified from different coastal habitats. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 19 (1-4): 135-147.

Faria, A.; Morais, P.; Chícharo, M.A.; 2006. Ichthyoplankton dynamics in the Guadiana and adjacent coastal area (SE-Portugal/SW-Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 70: 85-97.

Fernández de la Cigüña, E.; 1994. Esta Fauna Nosa. *Natureza Galega*, 9.

Fernández, A.; Cascalho, A.; Lima-Dias, M.; Pereiro, J.; 1981. Peces capturados en la campaña



"Cigala-79" a lo largo de la plataforma atlántica de la Península Ibérica (División IX-a del ICES). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, VI: 90-109.

Fernández, A.; Fariña, A.C.; 1984. Contribución al conocimiento del sustrato y especies acompañantes de la cigala (*Nephrops norvegicus*) en el golfo de Cádiz. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 1 (2): 126-133.

Fernández, J.C.; Ruiz, F.; Galán, E.; 1997. Clay mineral and heavy metal distributions in the lower estuary of Huelva and adjacent Atlantic shelf, SW Spain. *Sci. Total Environ.*, 198 (2): 181-200.

Fernández-Delgado, C.; 1987. *Ictiofauna del estuario del Guadalquivir: su distribución biología de las especies sedentarias*. Ph. D. Dissertation, Universidad de Córdoba. 152 págs.

Ferrero, J.L.; Algarín, S.; 2009. 4.1. Prospección para la determinación y estudio de las poblaciones de la especie invasora cangrejo chino (*Eriocheir sinensis*) en el Bajo Guadalquivir. Pág. 344-351. En: Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía (ed.). *Especies exóticas en Andalucía. Talleres provinciales 2004-2006*. Capítulo 4. Experiencias de control y seguimiento. 411 págs.

Finlayson, C. D.; 1992. *Birds of the Strait of Gibraltar*. T. & A.D. Poyser, Londres. 534 págs.

Fúza, A.F.G.; de Macedo, M.E.; Guerreiro, M.R.; 1982. Climatological space and time variations of the Portuguese coastal upwelling. *Oceanologica Acta*, 5: 31-40.

Folkard, A.M.; Davies, P.A.; Fúza, A.F.G.; Ambar, I.; 1997. Remotely sensed sea surface thermal patterns in the Gulf of Cadiz and the Strait of Gibraltar: Variability, correlations, and relationships with the surface wind field. *J. Geophys. Res.*, 102 (C3): 5669-5683.

Fretey, J.; 2001. Biogeography and Conservation of Marine Turtles of the Atlantic Coast of Africa/Biogeographie et conservation des tortues marines de la côte atlantique de l'Afrique. *CMS Technical Series Publication*, 6. 429 págs.

Frisch, D.; Rodríguez-Pérez, H.; Green, A.J.; 2006. Invasion of Doñana Natural Park, South-west Spain, by an exotic marine copepod. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 16: 483-492.

Frouin, R.; Fuiza, A.F.; Ambar, I.; Boyd, T.J.; 1990: Observations of a Poleward Surface Current off the coasts of Portugal and Spain during the winter, *J. Geophys. Res.*, 95: 679-691.

Gallego, P.; E. Andréu, A. Morales, A. Cosentino, R. Lott, A. Scullion, 2007. Dieta de la orca (*Orcinus orca*) en el estrecho de Gibraltar. *Turmares Tarifa*. www.turmares.com.

Gannier, A.; 1995. *Les Cétacés de Méditerranée nord-occidentale: estimation de leur abondance et mise en relation de la variation saisonnière de leur distribution avec l'écologie du milieu*. PhD Thesis, Ecole Pratique des Hautes Etudes, Montpellier.



García Sarasa, C.; 2001. *Especies de Interés Pesquero en el Litoral de Andalucía*. Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, Sevilla, 442 págs.

García, C.M.; Prieto, L.; Vargas, M.; Echevarría, F.; García-Lafuente, J.; Ruiz, J.; Rubín, J.P.; 2002. Hydrodynamics and the spatial distribution of plankton and TEP in the Gulf of Cadiz (SW Iberian Peninsula). *Journal of Plankton Research*, 24 (8): 817-833.

García, M.; 2002. Caracterización morfológica del sistema de canales y valles submarinos del talud medio del golfo de Cádiz (SO de la Península Ibérica): implicaciones oceanográficas. Tesis de Licenciatura. Universidad de Cádiz, Facultad de Ciencias del Mar. 114 págs.

García-Berthou, E.; Boix, D.; Clavero, M.; 2007. Non-indigenous animal species naturalized in Iberian inland waters. Pág. 123-140. En: F. Gherardi (ed.) *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats*. Springer.

García-Isarch, E.; Juárez, A.; Ruiz, J.; Romero, Z.; Jiménez, P.; Baldó, F.; 2006. Spawning and nursery habitat of the wedge sole *Dicologlossa cuneata* (Moreau, 1881) in the Gulf of Cádiz (SW Spain). *Scientia Marina*, 70 (2): 123-136.

García-Lafuente, J.; 2008. Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar. En: Mares de España: The Seas of Spain. Secretaría General del Mar. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. ISBN: 978-84-8320-423-8.

García-Lafuente, J.; Delgado, J.; Criado-Aldeanueva, F.; Bruno, M.; del Río, J.; Vargas, J.M.; 2006. Water mass circulation on the continental shelf of the Gulf of Cadiz. *Deep Sea Res. II*, 53: 1182-1197.

García-Lafuente, J.; Ruiz, J.; 2007. The Gulf of Cádiz pelagic ecosystem: A review. *Progress in Oceanography*, 74 (2-3): 228-251.

García-Lafuente, J.; Vargas, J.M.; Plaza, F.; Sarhan, T.; Candela, J.; Bascheck, B.; 2000. Tide at the eastern section of the Strait of Gibraltar, *J. Geophys. Res.*, 105 (C6): 14197-14213.

García-Tiscar, S.; 2009. Interacciones entre delfines mulares (*Tursiops truncatus*), orcas (*Orcinus orca*), y pesquerías en el mar de Alborán y estrecho de Gibraltar. Universidad Autónoma de Madrid. 300 págs.

Garg, A.; Antón-Martín, R.; García-Luque, E.; Riba, I.; DelValls, T.A.; 2009. Distribution of butyltins (TBT, DBT, MBT) in the sediments of Gulf of Cadiz (Spain) and its bioaccumulation in the clam *Ruditapes philippinarum*. *Ecotoxicology*, 18: 1029-1035.

Gaspari, S.; 2004. Social and population structure of striped and Risso's dolphins in the Mediterranean Sea. PhD thesis, University of Durham, Durham, UK.

Giménez, J.; Gauffier, P.; Verborgh, P.; de Stephanis, R.; Esteban, R.; Corbella, C.; Jaget, Y.; 2009. First photo-identification catalogue of shortbeaked common dolphins (*Delphinus*



delphis) of the Strait of Gibraltar and Gulf Of Cadiz. *22rd Ann. Meeting European Cetacean Society*, Istambul, Turkey.

González-Gordillo, J.I.; Arias, A.M.; Rodríguez, A.; Drake, P.; 2003. Recruitment patterns of decapod crustacean megalopae in a shallow inlet (SW Spain) related to life history strategies. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56: 593-607.

González-Gordillo, J.I.; Dos Santos, A.; Rodríguez, A.; 2001. Checklist and annotated bibliography of decapod crustacean larvae from the Southwestern European coast (Gibraltar Strait area). *Sci. Mar.*, 65 (4): 275-305.

González-Gordillo, J.I.; Rodríguez, A.; 2003. Comparative seasonal and spatial distribution of decapod larvae assemblages in three coastal zones off the south-western Iberian Peninsula, *Acta Oecologica*, 24: 219-233.

González-Ortegón, E.; J.A. Cuesta, P. Drake, 2005. La introducción del camarón oriental en el estuario del Guadalquivir. *Quercus*, 234: 20-24.

González-Ortegón, E.; Cuesta, J.A.; Drake, P.; 2009. 2.13. Introducción y expansión del camarón oriental, *Palaemon macrodactylus*, en la costa atlántica andaluza. Pág. 168-173. En: Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía (ed.). *Especies exóticas invasoras en Andalucía. Talleres provinciales 2004-2006*. Capítulo 2. Especies exóticas. Ecología. Distribución e impactos. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla. 411 págs.

González-Ortegón, E.; Cuesta, J.A.; Pascual, E.; Drake, P.; 2010b. Assessment of the interaction between the white shrimp, *Palaemon longirostris*, and the exotic oriental shrimp *Palaemon macrodactylus*, in a European estuary (SW Spain). *Biol. Invasions*, 12 (6): 1731-1745.

González-Ortegón, E.; Cuesta, J.A.; Schubart, C.D.; 2007. First report of the oriental shrimp *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902 (Decapoda, Caridea, Palaemonidae) from German waters. *Helgoland Marine Research*, 61: 67-69.

González-Ortegón, E.; Pascual, E.; Cuesta, J.A.; Drake, P.; 2006. Field distribution and osmoregulatory capacity of shrimps in a temperate European estuary (SW Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67: 293-302.

González-Ortegón; E.; M.D. Subida, J.A. Cuesta, A.M. Arias, C. Fernández-Delgado, P. Drake, 2010a. The impact of extreme turbidity events on the nursery function of a temperate European estuary with regulated freshwater inflow. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87: 311-324.

González-Pérez, J.A.; de Andrés, J.R.; Clemente, L.; Martín, J.A.; González-Vila, F.J.; 2008.



Organic carbon and environmental quality of riverine and off-shore sediments from the Gulf of Cadiz, Spain. *Environmental Chemistry Letters*, 6 (1): 41-46.

González-Quijano, A.; Besada, V.; Soriano, J.A.; Schultze, F.; 2010. Niveles de contaminantes orgánicos e inorgánicos en merluza (*Merluccius merluccius*) del Atlántico español. *XV Seminario Ibérico de Química Marina*. Vigo (España), 22-24 de febrero de 2010.

Green, A.J.; Rodríguez-Pérez, H.; Frisco, D.; 2009. 2.14. Especies exóticas de invertebrados acuáticos en Veta La Palma y en las salinas andaluzas. Págs. 174-179. En: Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía (ed.). *Especies exóticas invasoras en Andalucía. Talleres provinciales 2004-2006*. Capítulo 2. Especies exóticas. Ecología. Distribución e impactos. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla. 411 págs.

Gruber, N.; 1998. Anthropogenic CO₂ in the Atlantic Ocean, *Global Biogeochemical Cycles*, 12: 165-191.

Guinet, C.; Domenici, P.; de Stephanis, R.; Barrett-Lennard, L.; Ford, J.K.; Verborgh, P.; 2007. Killer whale predation on bluefin tuna: exploring the hypothesis of the endurance-exhaustion technique. *Marine Ecology Progress Series*, 347: 111-119.

Gutiérrez-Mas, J.M.; López-Galindo, J.L.; González-Caballero, J.L.; López-Aguayo, F.; 1995. Las facies detríticas de la plataforma continental de Cádiz (tramo Chipiona-Trafalgar) en relación con la evolución de la dinámica sedimentaria reciente. *Rev. Soc. Geol. España*, 8 (1-2): 60-71.

Hashmi, D.; 1996. Seevogelzug in der Merengue von Gibraltar: *Umfang des Zugeschahens*.

Hashmi, D.; 2000. Opportunities for Monitoring Seabirds and Cetaceans in the Strait of Gibraltar. *Proceedings of the 5th Medmaravis Symposium*, 176-191.

Haynes, R.; Barton, E.D.; 1990: A poleward flow along the Atlantic coast of the Iberian Peninsula, *J. Geophys. Res.*, 95: 11425-11441.

Heezen, B.C.; Johnson, G.L.; 1969. Mediterranean undercurrent and microphysiography west of Gibraltar. *Bull. Inst. océanogr. Monaco*. 67 (1382): 95 págs.

Herborg, L.M.; Rushton, S.P.; Clare, A.S.; Bentley, M.G.; 2003. Spread of the Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards) in Continental Europe: analysis of a historical data set. *Hydrobiologia*, 503: 21-28.

Hernández-Molina, F.J.; Llave, E.; Somoza, L.; Fernández-Puga, M.C.; Maestro, A.; León, R.; Medialdea, T.; Barnolas, A.; García, M.; Díaz del Río, V.; Fernández-Salas, L.M.; Vázquez, J.T.; Lobo, F.J.; Alveirinho Dias, J.M.; Rodero, J.; Gardner, J.; 2003. Looking for clues to palaeoceanographic imprints: a diagnosis of the Gulf of Cadiz contourite depositional system. *Geology*, 31: 19-22.

Hernández-Molina, F.J.; Lobo, F.J.; 2005. El margen continental del golfo de Cádiz. Mapa



Geomorfológico de España y del margen continental a escala 1:1.000.000. Instituto Geológico y Minero de España, págs. 211-218.

Hernández-Molina, F.J.; Somoza, L.; Lobo, F.J.; Díaz del Río, V.; Roque, C.; 1998b. Seismic Stratigraphy of the South Iberian Continental Shelf and Slope: a hypothesis for Quaternary high resolution sequences stratigraphy. *Workshop on Strata and Sequences on Shelves and Slopes*. Sicilia. Abstract.

Hernández-Molina, F.J.; Somoza, L.; Lobo, F.J.; Roque, C.; Díaz-del-Río, V. 1998a. Quaternary stratigraphy on the continental margin of the Gulf of Cadiz (Southwestern Iberia). *International Sedimentological Congress, IAS*. Alicante (Spain). Book of Abstracts: 423. University of Alicante.

Hilario, A.; Cunha, M.R.; 2008. On some frenulate species (Annelida: Polychaeta: Siboglinidae) from mud volcanoes in the Gulf of Cadiz (NE Atlantic). *Scientia Marina*, 72 (2): 361-371.

Holthuis, L.B.; 1980. FAO species catalogue, vol. 1- shrimps and prawns of the world. An annotated catalogue of species of interest to fisheries. *FAO Fisheries Synopsis*, 125: 270 págs.

<http://eu.oceana.org/es>

<http://geib.blogspot.com/>

<http://www.actinaria.com/>

<http://www.europe-aliens.org/>

<http://www.euroturtle.org/>

<http://www.icitioterm.es/>

<http://www.indemares.es/>

<http://www.iucnredlist.org/>

<http://www.reservapescaguadalquivir.es/>

<http://www.wwf.es/>

Huertas, I.E.; Navarro, G.; Rodríguez-Gálvez, S.; Lubián, L.M.; 2006. Temporal patterns of carbon dioxide in relation to hydrological conditions and primary production in the northeastern shelf of the Gulf of Cadiz (SW Spain). *Deep-Sea Res. II*, 53: 1344-1362.

ICES, 2009. Report of the ICES Working Group on Introduction and Transfers of Marine Organisms (WGITMO), 11-13 March 2009, Washington D.C., USA. *ICES CM 2009/ACOM*: 25. 220 págs.

ICES, 2010a. Report of the Working Group on the Assessment of Southern Shelf Stocks of



Hake, Monk and Megrim (WGHMM), 5-11 May 2010, Bilbao, Spain. ICES CM 2010/ACOM: 11. 599 págs.

ICES, 2010b. Report of the Working Group on Anchovy and Sardine (WGANSA), 24-28 June 2010, Vigo, Spain. ICES CM 2010/ACOM: 16. 285 págs.

ICES, 2010c. Report of the ICES Working Group on Introduction and Transfers of Marine Organisms (WGITMO), 10-12 March 2010, Hamburg, Germany. ICES CM 2010/ACOM: 29. 130 págs.

IGME, 1989. Mapa del Cuaternario de España. E. 1:1.000.000. Ser. Publ. Mintr. Ind. Energ., 279 págs. Madrid.

Juárez, A.; Silva, L.; Canoura, J.; Santos, J.M.; García-Isarch, E.; 2010. Comunidades bentónicas asociadas a la pesquería de chirla (*Chamelea gallina*) con dragas hidráulicas en el golfo de Cádiz. *SIEBM Alicante, Septiembre 2010*.

Junoy, J.; Castelló, J.; 2003. Catálogo de las especies ibéricas y baleares de isópodos marinos (Crustacea: Isopoda). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 19 (1-4): 293-325.

Junta de Andalucía, 2008. *Fluctuaciones y potencialidad de especies pesqueras en la región atlántica andaluza*. Vol. II.

Kenney, R.D.; Scott, G.P.; Thompson, T.J.; Winn, H.E.; 1995. Estimates of prey consumption and trophic impacts of cetaceans in the USA northeast continental shelf ecosystem. *J. Northwest Atl. Fish. Soc.*, 22: 155-171.

Kenyon, N.H.; Belderson, R.H.; 1973. Bed forms of the Mediterranean undercurrent observed with side-scan sonar. *Sedimentary Geology*, 9: 77-99.

Klinowska, M.M.; 1991. *Dolphins, porpoises and whales of the world. The IUCN Red Data Book*. Cambridge, United Kingdom y Gland: IUCN, Switzerland and Cambridge, UK. 429 págs.

Lara Martín, P.A.; Gómez-Parra, A.; Petrovic, M.; Barceló, D.; González-Mazo, E.; 2005. Distribución de contaminantes orgánicos en sedimentos costeros de la Bahía de Cádiz (SO de España). *Ciencias Marinas*, 31: 203-212.

Legendre, L.; Lefebvre, J.; 1995. Microbial food webs and the export of biogenic carbon in the oceans. *Aquat. Microb. Ecol.*, 9: 69-77.

Legendre, L.; Rassoulzadegan, F.; 1996. Food web mediated export of biogenic carbon in oceans: hydrodynamic control. *Mar. Ecol.-Prog. Ser.*, 145: 179-193.

Li, W.K.W.; 2002. Macroecological patterns of phytoplankton in the northwestern North Atlantic Ocean. *Nature*, 419: 154-157.

Llave, E.; Hernández-Molina, F.J.; Somoza, L.; Díaz del Río, V.; Stow, A. Maestro, D.A.V.;



Alveirinho Dias, J.M.; 2001. Seismic stacking pattern of the Faro-Albufeira contourite system (Gulf of Cadiz): A Quaternary record of palaeoceanographic and tectonic influences. *Marine Geophysical Researches*, 22: 475-496.

Lobo, F.J.; 1995. Estructuración y evolución morfosedimentaria de un sector del margen continental septentrional del golfo de Cádiz durante el Cuaternario terminal. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias del Mar. Universidad de Cádiz. 200 págs.

Lobo, F.J.; 2000. Estratigrafía de alta resolución y cambios del nivel del mar durante el Cuaternario del margen continental del golfo de Cádiz (S de Iberia) y del Roussillon (S de Francia): estudio comparativo. Tesis Doctoral. Universidad de Cádiz. 617 págs.

Longhurst, A.R.; Pauly, D.; 1987. *Ecology of tropical oceans*. Academic Press, Inc., 407 págs.

López-González, P.J.; 1993. *Taxonomía y zoogeografía de los antozoos del estrecho de Gibraltar y áreas próximas*. Tesis Doctoral, Universidad de Sevilla, 569 págs., 62 láminas.

Lowe-McConnell, R.H.; 1987. *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge Tropical Biology Series, Cambridge University Press, 382 págs.

Luque, A.A.; Templado, J.; (Coords.), 2004. Praderas y bosques marinos de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 336 págs.

Madelain, F.; 1970. Influence de la topographie du fond sur l'écoulement Méditerranéen entre le détroit de Gibraltar et le Cap Saint-Vincent. *Cah. Océanogr.*, 22: 43-61.

Mafalda Jr., P.; J.P. Rubín, 2006. Interannual variation of larval fish assemblages in the Gulf of Cádiz (SW Iberian Peninsula) in relation to summer oceanographic conditions. *Brazilian Archives of Biology and Technology, Curitiba*, 49 (2): 287-296.

Mafalda Jr., P.; Rubín, J.P.; Sampaio de Souza, C.; 2007. Mesozooplankton composition and distribution in relation to oceanographic conditions in the Gulf of Cádiz, Spain. *Revista UDO Agrícola*, 7 (1): 274-284.

Maldonado, A.; Baraza, J.; Checa, A.; Nelson, C.H.; Barber, J.H.; Hampton, M.H.; Kayen, R.E.; Lee, H.J.; 1989. Tectonic framework, pattern of sedimentation, and potential environmental problems of the Cadiz continental margin, Spain. *28th Int. Geol. Congr.*, Washington, Book of Abstracts: 2-3.

Maldonado, A.; Rodero, J.; Pallarés, L.; Pérez, L.; Somoza, L.; Medialdea, T.; Hernández-Molina, F.J.; Lobo, F.J.; Maestro, A.; 2003. Memoria explicativa y mapa geológico de la plataforma continental española y zonas adyacentes 1:200.000., hoja nº 86-86S-87S (Cádiz). IGME, Madrid. 91 págs., 5 mapas.

Malone, T.C.; 1980. Algal size. Págs. 133-463. En: Morris, I. (ed.) *The Physiological Ecology of Phytoplankton*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.



Massutí, M.; 1959. La gamba (*Parapenaeus longirostris* Lucas). Primeras observaciones en los caladeros del golfo de Cádiz y Africa Occidental. *Investigación Pesquera* 15: 51-80.

Mateos, M.; G. Arroyo, 2011. Ocean surface winds drive local-scale movements within long-distance migrations of seabirds. *Marine Biology*, 158 (2): 329-339.

Mateos, M.; 2006a. Informe sobre los Depredadores Apicales durante la Campaña ECOCADIZ 0606. *Informe de Resultados. Campaña ECOCÁDIZ 0606*. Informe interno. Instituto Español de Oceanografía. 22 págs.

Mateos, M.; 2006b. Patrón de atracción de aves marinas a un arrastrero de investigación en el golfo de Cádiz, España. *Informe de Resultados. Campaña ARSA 1106*. Informe interno. Instituto Español de Oceanografía. 5 págs.

Mateos, M.; 2007a. Asociación de las aves marinas con las operaciones de pesca de un arrastrero de investigación en el golfo de Cádiz, España. *Informe de Resultados. Campaña ARSA 0307*. Informe interno. Instituto Español de Oceanografía. 14 págs.

Mateos, M.; 2007b. Informe sobre los Depredadores Apicales durante la Campaña ECOCADIZ 0707. *Informe de Resultados. Campaña ECOCÁDIZ 0707*. Informe interno. Instituto Español de Oceanografía. 17 págs.

Mateos, M.; 2007c. Patrón de atracción de aves marinas a un arrastrero de investigación en el golfo de Cádiz, España. *Informe de Resultados. Campaña ARSA 1107*. Informe interno. Instituto Español de Oceanografía. 11 págs.

Mateos, M.; 2007d. *Patrones de atracción de las aves marinas a un arrastrero de investigación en el golfo de Cádiz, España*. Trabajo para la evaluación del periodo de investigación. Universidad de Cádiz. 66 págs.

Mateos, M.; 2008. Patrón de atracción de aves marinas a un arrastrero de investigación en el golfo de Cádiz, España. *Informe de Resultados. Campaña ARSA 0308*. Informe interno. Instituto Español de Oceanografía. 10 págs.

Mateos, M.; Acero, A.; 2009. Informe sobre los Depredadores Apicales durante la Campaña ECOCADIZ 0609. *Informe de Resultados. Campaña ECOCÁDIZ 0609*. Informe interno. Instituto Español de Oceanografía. 22 págs.

Mateos, M.; Arroyo, G.; 2009. Estudio de la abundancia y distribución espacio-temporal de depredadores apicales (Aves Marinas, Cetáceos y Quelonios) en el golfo de Cádiz. *Informe de Resultados. Campaña STOCA 2009 07 Cádiz*. Informe interno. Instituto Español de Oceanografía. 14 págs.

Maurin, C.; 1968. Ecologie ichthyologique des fonds chalutables atlantiques (de la Baie Ibero-Marocaine a la Mauritanie) et de la Méditerranée Occidentale. *Rev. Trav. Inst. Pêches*



marit., 32 (1): 1-147.

Mauritzen, C.; Morel, Y.; Paillet, J.; 2001. On the influence of Mediterranean Water on the Central Waters of the North Atlantic Ocean, *Deep-Sea Res. I*, 48 (2): 347-381.

Méliers, F.; 1974. Recherches sur la dynamique sédimentaire du Golfo de Cadix, Espagne. Ph. D. thesis, University of Paris VI. 224 págs.

Monzón-Argüello, C.; Rico, C.; Marco, A.; López-Jurado, L.F.; 2007. Genetic structure of north Atlantic loggerhead sea turtles: insights from expanded mitochondrial analyses. *Proceedings of the 27th International Symposium of Sea Turtles*. International Sea Turtle Society. Carolina, USA.

Moreno, D.; 2009. 2.22. Flora y fauna alóctona del litoral andaluz. Págs. 214-229. En: Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía (ed.). *Especies exóticas invasoras en Andalucía. Talleres provinciales 2004-2006*. Capítulo 2. Especies exóticas. Ecología. Distribución e impactos. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla. 411 págs.

Mougenot, D.; 1988. Geologia da margem portuguesa. *Documentos Técnicos*. Instituto Hidrográfico, Lisboa, Portugal. 259 págs.

Muñoz, J.L.; Sánchez-Lamadrid, A.; 1994. El medio físico y biológico en la bahía de Cádiz: saco interior. *Informaciones Técnicas 28/94*. Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, Sevilla. 161 págs.

Murphy, S.; Rogan, E.; 2006. External morphology of the short-beaked common dolphin, *Delphinus delphis*: growth, allometric relationships and sexual dimorphism. *Acta Zoologica*, 87 (4): 315-329.

Natoli, A.; Cañadas, A.; Vaquero, C.; Politi, E.; Fernández-Navarro, P.; Hoelzel, A.R.; 2008. Conservation genetics of the short-beaked common dolphin (*Delphinus delphis*) in the Mediterranean Sea and in the eastern North Atlantic Ocean. *Conserv. Genet.* <http://dx.doi.org/10.1007/s10592-007-9481-1>

Navarro, G.; Ruiz, J.; 2006. Spatial and temporal variability of phytoplankton in the Gulf of Cádiz through remote sensing images. *Deep Sea Research II*, 53: 1241-1260.

Nehring, S.; Speckels, G.; Albersmeyer, J.; 2008. The American blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun on the German North Sea coast: Status quo and further perspectives. *Senckenbergiana maritima*, 38 (1): 39-44.

Nelson, C.H.; Baraza, J.; Maldonado, A.; 1993. Mediterranean undercurrent sandy contourites, Gulf of Cadiz, Spain. Pág.: 103-131. En: Stow D.A.V.; J.C. Faugeres (Eds.). *Contourites and Bottom Currents. Sediment. Geol.*, 82: 103-131.



Nelson, C.H.; Baraza, J.; Maldonado, A.; Rodero, J.; Escutia, C.; Barber Jr., J.H.; 1999. Influence of the Atlantic inflow and Mediterranean outflow currents on Late Quaternary sedimentary facies of the Gulf of Cadiz continental margin. *Marine Geology*, 155: 99-129.

Newman, W.A.; 1963. On the introduction of an edible oriental shrimp (Caridea, Palaemonidae) to San Francisco Bay. *Crustaceana*, 5: 119-132.

Newton, A.; Mudge, S.M.; 2005. Lagoon-sea exchanges, nutrient dynamics and water quality management of the Ría Formosa (Portugal). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 62: 405-414.

Notarbartolo di Sciara, G.; 1987. Killer whale, *Orcinus orca*, in the Mediterranean Sea. *Mar. Mamm. Sci.*, 3: 356-360.

Notarbartolo di Sciara, G.; 2002. *Cetacean Species Occurring in the Mediterranean and Black Seas*. A report to the ACCOBAMS Secretariat, Monaco, Section 3. 17 págs.

Ocaña, O.; García de los Ríos, A.; 2002. Las poblaciones de tortugas marinas y cetáceos de la región de Ceuta y áreas próximas. Estudio faunístico, ecológico, veterinario y de la distribución de las especies de Cetáceos y tortugas marinas de la Región de Ceuta. Consejería de Educación y Cultura, Ciudad Autónoma de Ceuta. 220 págs.

Oliver, P.; Fernández, A.; 1974. Prospecciones pesqueras en la región suratlántica española. Biocenosis de la plataforma y del talud continental. Características del sector pesquero onubense. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 180: 1-31.

OSPAR Commission 2000. Quality Status Report 2000. OSPAR Commission, London. 108 + vii págs.

OSPAR Commission, 2010. *Quality Status Report*. OSPAR Commission, London.

Palanques, A.; Díaz, J.I.; Farran, M.; 1995. Contamination of heavy metals in the suspended and surface sediment of the Gulf of Cadiz (Spain): the role of sources, currents, pathways and sinks. *Oceanologica Acta*, 18 (4): 469-477.

Pardo, E.; Aguilar, R.; 2009. Especies amenazadas. Propuesta para su protección en Europa y España. OCEANA. 120 págs.

Partensky, F.; Blanchot, J.; Lantoiné, F. ; 1996. Vertical structure of picophytoplankton at different trophic sites of the tropical Northeastern Atlantic Ocean. *Deep-Sea Res. I*, 43: 1191-1213.

Pauly, D.; Trites, A.W.; Capuli, E.; Christensen, V.; 1998. Diet composition and trophic levels of marine mammals. *ICES J. Mar. Sci.*, 55: 467-481.

Peliz, A.; Dubert, J.; Haidvogel, D.B.; Le Cann, B.; 2003. Generation and unstable evolution of



a density-driven Eastern Poleward Current: the Iberian Poleward Current. *J. Geophys. Res.* 108 (C8): 3268. <http://dx.doi.org/10.1029/2002JC001443>

Peliz, A.; Fiuza, A.F.G.; 1999. Spatial and temporal variability of CZCS-derived phytoplankton pigment concentrations off the Western Iberian Peninsula. *Int. J. Remote Sensing*, 20 (7): 1363-1403.

Peliz, A.; Marchesiello, P.; Dubert, J.; Teles-Machado, A.; Marta-Almeida, M.; Le Cann, B.; 2009. Surface Circulation in the Gulf of Cadiz. Part 2: Inflow/outflow coupling and the Gulf of Cadiz Slope Current. *J. Geophys. Res.*, 114: C03011.

<http://dx.doi.org/10.1029/2008JC004771>

Penas, X.M.; A. Piñeiro, 1989. *Cetáceos, focas e tartarugas mariñas das costas ibéricas*. Consellería de Pesca, Gobierno de Galicia. 379 pág.

Pérez-Gimeno, N.; de Stephanis, R.; Salazar, J.M.; Verborgh, P.; Cañadas, A.; Guinet, C.; 2004. Do bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) follow any seasonal movement pattern in the Strait of Gibraltar? *18th Ann. Meeting European Cetacean Society*, Kolmarden, Sweden.

Pérez-Quintero, J.C.; 1990. Primeros datos sobre la presencia de *Corbicula fluminea* en España. *Scientia gerundensis*, 16 (1): 175-182.

Pérez-Quintero, J.C.; 2008. Revision of the distribution of *Corbicula fluminea* (Müller 1744) in the Iberian Peninsula. *Aquatic Invasions*, 3 (3): 355-358.

Pérez-Quintero, J.C.; Bech, M.; Huertas, J.L.; 2004. Los moluscos de las aguas continentales de la provincia de Huelva (SO España). *Iberus* 22: 19-31.

Periáñez, R.; 2009. Environmental modelling in the Gulf of Cadiz: Heavy metal distributions in water and sediments. *Sci. Total Environ.*, 407 (10): 3392-3406.

Polanco, E.; Corral, M.L.; 2004. Capítulo 2: La ostricultura en el mundo. Págs. 7-21. En: Fundación Alfonso Martín Escudero (ed.). *Impulso, desarrollo y potenciación de la ostricultura en España*. 350 págs.

Ponder, W.F.; 1988. *Potamopyrgus antipodarum*-a molluscan coloniser of Europe and Australia. *J. Moll. Stud.*, 54 (3): 271-285.

Poore, G.C.B.; 1996. Species differentiation in *Synidotea* (Isopoda: Idoteidae) and recognition of introduced marine species: a reply to Chapman and Carlton. *J. Crustacean Biol.*, 16: 384-394.

Potter, R.A.; Lozier, M.S.; 2004. On the warming of the Mediterranean outflow waters. *Geophysical Research Letters*, 31: L01202. <http://dx.doi.org/10.1029/2003GL018161>

Prieto, L.; García, C.M.; Corzo, A.; Ruiz-Segura, J.; Echevarría, F.; 1999. Phytoplankton, bacterioplankton and nitrate reductase activity distribution in relation to physical structure



- in the northern Alborán Sea and Gulf of Cadiz. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, 15 (1-4): 401-411.
- Prieto, L.; Navarro, G.; Rodríguez-Gálvez, S.; Huertas, I.E.; Naranjo, J.M.; Ruiz, J.; 2009. Oceanographic and meteorological forcing of the pelagic ecosystem on the Gulf of Cadiz shelf (SW Iberian Peninsula). *Continental Shelf Research*, 29 (17): 2122-2137.
- Raga, J.A.; Raduán, M.A.; Blanco, C.; 1985. Contribución al estudio de la distribución de Cetáceos en el Mediterráneo y Atlántico Ibérico. *Misc. Zool.*, 9: 361-366.
- Rathbun, M.J.; 1902. Japanese stalk-eyed crustaceans. *Proc. U. S. Nat. Mus.*, 26: 23-55.
- Reis, C.A.; Montero, A.J.; 1984. Aspectos ecologicos dos polyplacophora (Mollusca) da costa portuguesa. *Actas do IV Simposio Iberico de Estudos do Benthos Marinhos*, 1: 219-227.
- Relvas, P.; Barton, E.D.; 2002. Mesoscale patterns in the Cape Sao Vicente (Iberian Peninsula) upwelling region, *J. Geophys. Res.*, 107 (C10): 3164.
<http://dx.doi.org/10.1029/2000JC000456>
- Relvas, P.; Barton, E.D.; 2005. A separated jet and coastal counterflow during upwelling relaxation off Cape Sao Vicente (Iberian Peninsula). *Continental Shelf Research*, 25: 29-49.
- Reul, A.; Muñoz, M.; Criado-Aldeanueva, F.; Rodríguez, V.; 2006. Spatial distribution of phytoplankton <math><13 \mu\text{m}</math> in the Gulf of Cádiz in relation to water masses and circulation pattern under westerly and easterly wind regimes. *Deep-Sea Res. II*, 53: 1294-1313.
- Revelles, M.; Carreras, C.; Cardona, L.; Marco, A.; Bentivegna, F.; Castillo, J.J.; de Martino, G.; Mons, J.L.; Smith, M.B.; Rico, C.; Pascual, M.; Aguilar, A.; 2007. Evidence for an asymmetrical size exchange of loggerhead sea turtles between the Mediterranean and the Atlantic through the Straits of Gibraltar. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 349: 261-271.
- Rey, J.; Medialdea, T.; 1989. Los sedimentos cuaternarios superficiales del margen continental español. *Publicación Especial del Instituto Español de Oceanografía*, Vol. 3, 29 págs. + 7 mapas.
- Riba, I.; Blasco, J.; Jiménez-Tenorio, N.; DelValls, T.A.; 2005. Heavy metal bioavailability and effects: I. Bioaccumulation caused by mining activities in the Gulf of Cadiz (SW Spain). *Chemosphere*, 58 (5): 659-669.
- Ribas-Ribas, M.; Gómez-Parra, A. y Forja, J. M.; 2011. Air-sea CO₂ fluxes in the north-eastern shelf of the Gulf of Cádiz (southwest Iberian Peninsula). *Marine Chemistry*, 123: 56-66.
- Roberts, D.G.; 1970. The Rift-Betic orogen in the Gulf of Cadiz. *Marine Geology*, 9: M31-M37.
- Rodríguez, A.; Drake, P.; Arias, A.M.; 1992. First records of *Paracerceis sculpta* (Holmes, 1904) and *Paradella diana* (Menzies, 1962) (Isopoda, Sphaeromatidae) at the Atlantic coast



of Europe. *Crustaceana*, 63: 94-97.

Rodríguez, A.; Drake, P.; Arias, A.M.; 1997. Reproductive periods and larval abundance patterns of the crabs *Panopeus africanus* and *Uca tangeri* in a shallow inlet (SW Spain). *Marine Ecology Progress Series*, 149: 133-142.

Rodríguez, J.; Tintoré, J.; Allen, J.T.; 2001. Mesoscale vertical motion and the size structure of phytoplankton in the ocean. *Nature*, 410: 360-363.

Roque, C.; 1998. Análise Morfosedimentar da Sequência Depositional do Quaternário Superior da Plataforma Continental Algarvia entre Faro e a Foz do rio Guadiana. Tesis de Licenciatura. Universidad de Lisboa. 190 págs.

Rubín, J.P.; Cano, N.; Arrate, P.; García, J.; Escáñez, J.; Vargas, M.; Hernández, F. 1997. El ictioplancton, el mesozooplancton y el medio marino en el golfo de Cádiz, estrecho de Gibraltar y sector noroeste del mar de Alborán, en julio de 1994. *Inf. Téc. Inst. Esp. Oceanogr.*, 167. 48 págs.

Rubín, J.P.; Cano, N.; Prieto, L.; García, C.; Ruiz, J.; Echevarría, F.; Corzo, A.; Gálvez, J.A.; Lozano, F.; Alonso-Santos, J.C.; Escáñez, J.; Juárez, A.; Zabala, L.; Hernández, F.; García Lafuente, J.; Vargas, M.; 1999. La estructura del ecosistema pelágico en relación con las condiciones oceanográficas y topográficas en el golfo de Cádiz, estrecho de Gibraltar y mar de Alborán (sector noroeste), en julio de 1995. *Inf. Téc. Inst. Esp. Oceanogr.*, 175. 73 págs.

Rubín, J.P.; Mafalda Jr., P.; 2004. Abnormal domination of gilt sardine (*Sardinella aurita*) in the middle shelf ichthyoplankton community of Gulf of Cádiz (SW Iberian Peninsula) in summer: related changes in the hydrologic structure and implications in the larval fish and mesozooplancton assemblages found. *ICES Annual Science Conference*. Vigo, Spain 22-25 September 2004. *ICES CM 2004/Q: 23*.

Rubín, J.P.; Vargas-Yáñez, M.; 2003. Oceanographic zonation of the Gulf of Cádiz Area (SW Iberian Peninsula), inferred from hydrological, topographic and ichthyoplanktonical data. En: *The role of zooplankton in global ecosystem dynamics: Comparative studies from the world oceans*. III International Zooplankton Production Symposium (Gijón, Spain. May 20-23, 2003) [S1-P64: 82].

Ruiz, F.; Borrego, J.; González-Regalado, M.L.; González, N.L.; Carro, B.; Abad, M.; 2008. Impact of millennial mining activities on sediments and microfauna of the Tinto River estuary (SW Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 56 (7): 1258-1264.

Ruiz, J.; García-Isarch, E.; Huertas, E.; Prieto, L.; Juárez, A.; Muñoz, J.L.; Sánchez-Lamadrid, A.; Rodríguez-Gálvez, S.; Naranjo, J.M.; Baldó, F.; 2006. Meteorological and oceanographic factors influencing *Engraulis encrasicolus* early life stages and catches in the Gulf of Cádiz. *Deep-Sea Res. II*, 53 (11-13): 1363-1376.



Sainz, A.; Ruiz, F.; 2006. Influence of the very polluted inputs of the Tinto-Odiel system on the adjacent littoral sediments of southwestern Spain: A statistical approach. *Chemosphere*, 62: 1612-1622.

Salazar, J.; de Stephanis, R.; Cañadas, A.; Verborgh, P.; Pérez-Gimeno, N.; Sagarminaga, R.; Guinet, C.; 2004. Evidences of exchanges of fin whales through the Strait of Gibraltar. *Poster at the ECS Congress in Kolmarden, Sweden*.

Salmerón, F.; Rubín, J.P.; 1997a. Cambios interanuales en la composición del ictioplancton nerítico estival en el golfo de Huelva (1994–1996). *2º Simposio sobre el Margen Continental Ibérico Atlántico* (Cádiz, 17-20 septiembre 1997): 259-260.

Salmerón, F.; Rubín, J.P.; 1997b. Fluctuaciones en el desove del boquerón y la alacha en la zona costera del golfo de Huelva (1994–1996). *2º Simposio sobre el Margen Continental Ibérico Atlántico* (Cádiz, 17-20 septiembre 1997): 261-262.

Salmerón, F.; Rubín, J.P.; 1997c. Estudio comparado de la distribución espacio-temporal de las larvas de boquerón y alacha en el litoral onubense (1994–1996). *2º Simposio sobre el Margen Continental Ibérico Atlántico* (Cádiz, 17-20 septiembre 1997): 263-264.

Sánchez, M.I.; Green, A.J.; Castellanos, E.M.; 2006. Temporal and spatial variation of an aquatic invertebrate community subjected to avian predation at the Odiel salt pans (SW Spain). *Arch. Hydrobiol.*, 166: 199-223.

Sánchez, R.F.; Mason, E.; Relvas, P.; da Silva, A.J.; Peliz, A.; 2006. On the inshore circulation in the northern Gulf of Cadiz, southern Portuguese shelf. *Deep Sea Res. II*, 53: 1198-1218.

Sánchez, R.F.; Relvas, P.; 2003. Spring-summer climatological circulation in the upper layer in the region of Cape St. Vincent, SW Portugal. *ICES Journal of Marine Sciences*, 60: 1232-1250.

Santos, M.B.; Pierce, G.J.A.; López, A.; Barreiro, A.; Guerra, A.; 1996. Diets of small cetaceans stranded in NW Spain. *International Council for the Exploration of the Sea*, C.M. 1994/N: 11.

Segado, M.; Gutierrez-Más, J.M.; Hidalgo, F.; Martínez, J.M.; Cepero, F.; 1984. Estudio de los sedimentos recientes de la plataforma continental gaditana entre Chipiona y Cabo Roche. *Bol. Geolog. y Min.*, XCV-IV: 310-324.

Selling, J.; 2007. Fin whales off Gibraltar. *21st Conference of the European Cetacean Society*. San Sebastián.

Serrano, L.; Reina, M.; Arechederra, A.; Casco, M.A.; Toja, J.; 2004. Limnological description of the Tarelo lagoon (SW Spain). *Limnética*, 23: 1-10.

Siedler, G.; 1968. Die Häufigkeitsverteilung von Wasserarten im Ausstromgebiet von Meerestrassen. *Kieler Meeresforsch*, 24: 59-65.



Silva, A.; 1999. Diet of common dolphins, *Delphinus delphis*, off the Portuguese continental coast. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 79: 531-540.

Silva, L.; García-Isarch, E.; Sobrino, I.; García, A.; 2003. Distribución espacio-temporal del langostino *Melicertus kerathurus* (Forskål, 1775) en la desembocadura del río Guadalquivir (golfo de Cádiz, suroeste de la península Ibérica). *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, 19 (1-4): 41-47.

Silva, L.; Juárez, A.; 2009. *Estudio de la pesca de la chirla (Chamelea gallina) con dragas hidráulicas y rastros remolcados en el caladero del golfo de Cádiz*. Informe final de Proyecto. Convenio Específico de Colaboración entre Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía e Instituto Español de Oceanografía.

Silva, L.; Vila, Y.; Torres, M.A.; Sobrino, I.; Acosta, J.J.; 2011. Cephalopod assemblages, abundance and distribution in the Gulf of Cádiz (SW Spain). *Aquatic Living Resources*. Available on CJO 2006. <http://dx.doi.org/10.1051/alr/2011101>

Snover, M.L.; Hohn, A.A.; Macko, S.A.; 1999. Detecting the precise time at settlement from pelagic to benthic habitats in the loggerhead sea turtle *Caretta caretta*. En: Kalb, H.J.; T. Wibbels (compilers) 2000. *Proceedings of the nineteenth annual symposium on sea turtles biology and conservation*. U.S. Dept. Commerce. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC 443, 291 pág.

Sobrino, I.; Baldó, F.; García-González, D.; Cuesta, J.A.; Silva-García, A.; Fernández-Delgado, C.; Arias, A.M.; Rodríguez, A.; Drake, P.; 2005a. The effect of estuarine fisheries on juvenile fish observed within the Guadalquivir Estuary (SW Spain). *Fish. Res.*, 76: 229-242.

Sobrino, I.; García, A.; García-Isarch, E.; Silva, L.; Baro, J.; Mas, J.; 2005b. *Estudio previo para la delimitación de una reserva de pesca en la desembocadura del Guadalquivir*. Colección: Pesca y Acuicultura. Serie: Recursos Pesqueros. Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca. 215 págs.

Spivak, D.E.; Boschi, E.E.; Martorelli, S.R.; 2006. Presence of *Palaemon macrodactylus* Rathbun 1902 in Mar del Plata harbour, Argentina. *Biological Invasions*, 8: 673-676.

Stevenson, R.E.; 1977. Huelva Front and Malaga, Spain, Eddy Chain as defined by Satellite and Oceanographic Data. *Deutsche Hydrographische Zeitschrift*, 30 (2): 51-53.

Stratoudakis, Y.; Bernal, M.; Borchers, D.L.; Borges, M.F.; 2003. Changes in the distribution of sardine eggs and larvae off Portugal, 1985-2000. *Fisheries Oceanography*, 12 (1): 49-60.

Studenikina, Y.I.; Volovik, I.A.; Mirzoyan, S.E.; Luts, G.I.; 1991. The ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the Sea of Azov. *Oceanology*, 31: 722-725.

Tellería, J.L.; 1981. La migración de las aves en el estrecho de Gibraltar. *Volumen II: Aves no planeadoras*. Universidad Complutense de Madrid. 491 págs.



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

Templado, J.; Gracia, F.J.; Pérez, A.; 2009a. Grupo 1. Tipos de hábitat costeros y halófiticos. 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. 10 págs.

Torelli, L.; Sartori, R.; Zitellini, N.; 1997. The giant chaotic body in the Atlantic Ocean off Gibraltar: new results from a deep seismic reflection survey. *Marine and Petroleum Geology*, 14: 125-138.

Udeken d' Acoz, C.; d'Faasse, M.; Dumoulin, E.; De Blauwe, H.; 2005. Occurrence of the Asian shrimp, *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902, in the Southern Bight of the North Sea, with a key to the Palaemonidae of North-West Europe (Crustacea, Decapoda, Caridea). *Nederlandse Faunistische Mededelingen*, 22: 95-111.

Valeiras, J.; Abad, E.; 2002. Asociación de las aves marinas con los descartes de las pesquerías de arrastre en la plataforma y talud continental del golfo de Cádiz, SW España. En: Gil, J. y Serna, J. M. (Eds.). *Informe de Resultados. Campaña ARSA 1102*. Informe interno. Instituto Español de Oceanografía. 77 págs.

Vanney, J.R.; Mougnot, D.; 1981. La plate-forme continentale du Portugal et les provinces adjacentes, analyse geomorphologique. *Memórias dos Serviços Geológicos de Portugal* 28. 81 págs.

Vargas, J.M.; García-Lafuente, J.; Delgado, J.; Criado, F.; 2003. Seasonal and wind induced variability of sea surface temperature patterns in the Gulf of Cádiz. *Journal of Marine Systems*, 38: 205-219.

Vargas, J.M.; Sarhan, T.; García-Lafuente, J.; Cano, N.; 1999. An advection-diffusion model to explain thermal surface anomalies in Cape Trafalgar. *Oceanography of the Iberian Continental Margin. Boletín Instituto Español de Oceanografía*, 15(1-4): 91-99.

Vargas-Yáñez, M.; Sarhan, T.; Plaza, F.; Rubín, J.P.; García-Martínez, M.C.; 2002. The influence of tide-topography interaction on low-frequency heat and nutrient fluxes. Application to Cape Trafalgar. *Continental Shelf Research*: 22: 115-139.

Vázquez, J.T.; Lobo, F.J.; Fernández-Puga, M.C.; Hernández-Molina, F.J.; Somoza, L.; Díaz del Río, V.; 1998. Tectonic control on the Quaternary depositional sequences over the North-Eastern continental margin of the Gulf of Cadiz (SW Iberia). *Workshop on Strata and Sequences on Shelves and Slopes*. Sicilia. Book of Abstracts.



Verborgh, P.; García-Tiscar, S.; de Stephanis, R.; Gauffier, P.; Esteban, R.; Chico, C.; Jiménez Torres, C.; Gonçalves, J.N.; Castro, J.; Baltanás, A.; Claro, B.; Pérez, S.; Molina, E.; 2011. Ecology of Bottlenose Dolphins in the South of the Iberian Peninsula. *Abstract book: 25th Annual Conference of the European Cetacean Society*. Cádiz.

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

Wesselingh, F.P.; Cadée, G.C.; Renema, W.; 1999. Flying high: on the airborne dispersal of aquatic organisms as illustrated by the distribution histories of the gastropod genera *Tryonia* and *Planorbarius*. *Geologie en Mijnbouw*, 78: 165-174.

Young D.D.; V.G. Cockcroft, 1994. Diet of common dolphins (*Delphinus delphis*) off the south-east coast of southern Africa: opportunism or specialization? *J. Zool. Lond.*, 234: 41-53.

Yúfera, M.; L.M. Lubián, E. Pascual, 1984. Estudio preliminar del zooplancton de las salinas de Cádiz. *Limnética*, 1: 62-69.

Zazo, C.; Goy, J.L. 2005. El litoral. Mapa Geomorfológico de España y del margen continental a escala 1:1.000.000. *Instituto Geológico y Minero de España*, págs. 137-156.

Zenk, W.; 1970. On the temperature and salinity structure of the Mediterranean water in the Northeast Atlantic, *Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts*, 17 (3): 627-630.

Zenk, W.; Armi, L.; 1990. The complex spreading pattern of Mediterranean Water off the Portuguese continental slope. *Deep-Sea Res.*, 37: 1805-1823.