



ESTRATEGIA MARINA
DEMARCACIÓN MARINA LEVANTINO-BALEAR
PARTE IV. DESCRIPTORES DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL
DESCRIPTOR 4: REDES TRÓFICAS
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:

- Francesc Ordines
- Antoni Quetglas
- Enric Massutí
- Luís Gil de Sola
- Izaskun Preciado

Asistencia Técnica TRAGSATEC S.A.:

- Maria Teresa Farriols

COORDINACIÓN INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA

Demetrio de Armas

Juan Bellas

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

José Luis Buceta Miller

Felipe Martínez Martínez

Ainhoa Pérez Puyol

Sagrario Arrieta Algarra

Jorge Alonso Rodríguez

Ana Ruiz Sierra

Javier Pantoja Trigueros

Mónica Moraleda Altares

Víctor Escobar Paredes



MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

Edita:

© Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente

Secretaría General Técnica

Centro de Publicaciones

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado:

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

NIPO: 280-12-175-8



ÍNDICE

1	INTRODUCCIÓN AL DESCRIPTOR	2
1.1	Interpretación del descriptor. Criterios e indicadores aplicables. Ámbito y limitaciones. Escala espacial y temporal. Nexos y solapamiento con otros descriptores de estado ambiental. Principales presiones e impactos	2
1.1.1	Interpretación del descriptor	2
1.1.2	Criterios e indicadores aplicables.....	3
1.1.3	Ámbito y limitaciones	5
1.1.4	Escala espacial y temporal.....	7
1.1.5	Nexos y solapamiento con otros descriptores de estado ambiental.....	8
1.1.6	Principales presiones e impactos	9
1.2	Fuentes de información. Legislación y convenios nacionales e internacionales relacionados con el descriptor. Programas de seguimiento	9
1.2.1	Fuentes de información.....	9
1.2.2	Legislación y convenios nacionales e internacionales relacionados con el descriptor.....	10
1.2.3	Programas de seguimiento.....	12
2	EVALUACIÓN DEL ESTADO AMBIENTAL ACTUAL	12
2.1	Conceptos clave	12
2.2	Fundamento en la selección de criterios e indicadores: Viabilidad y operatividad. Justificación de la selección de parámetros o componentes de cada indicador	13
2.2.1	Indicador 4.1.1 Productividad de predadores apicales.....	13
2.2.2	Indicador 4.2.1 Proporción de peces grandes.....	13
2.2.3	Indicador 4.3.1 Tendencias en la abundancia de grupos funcionales	19
2.3	Evaluación del estado actual. Principales presiones e impactos.....	31
2.3.1	Indicador 4.1.1 Productividad de predadores apicales.....	31
2.3.2	Indicador 4.2.1 Proporción de peces grandes.....	31
2.3.3	Indicador 4.3.1 Tendencias en la abundancia de los grupos funcionales	42
2.4	Lagunas de información y conocimiento. Necesidades de investigación y desarrollo de programas de seguimiento	60
2.5	Evaluación integrada a nivel de criterio y descriptor. Conclusiones	61
3	DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL	62
3.1	Interpretación del BEA en relación con los criterios y el descriptor. Ámbito y limitaciones.....	62
3.2	Definición del Buen estado ambiental.....	62
4	Referencias	63
5	Anexos	68
5.1	Anexo I. Campañas MEDITS	68
5.2	Anexo II. Campañas BALAR-MEDITS	72



Descriptor 4: Redes tróficas

1 INTRODUCCIÓN AL DESCRIPTOR

1.1 Interpretación del descriptor. Criterios e indicadores aplicables. Ámbito y limitaciones. Escala espacial y temporal. Nexos y solapamiento con otros descriptores de estado ambiental. Principales presiones e impactos

1.1.1 Interpretación del descriptor

El descriptor 4 de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina y de la Ley de protección del medio marino dice textualmente *“Todos los elementos de las redes tróficas marinas, en la medida en que son conocidos, se presentan en abundancia y diversidad normales y en niveles que pueden garantizar la abundancia de las especies a largo plazo y el mantenimiento pleno de sus capacidades reproductivas.”*.

“Todos los elementos de las redes tróficas marinas ”. La estructura de las redes tróficas marinas está basada en las interacciones predador-presa y la transferencia de energía entre los distintos niveles. Esto es común a las redes tróficas de todos los océanos del planeta. Sin embargo, la composición de especies y el número de conexiones tróficas varía considerablemente según el ecosistema que habitan. Esto marca diferencias entre mares a nivel regional e incluso sub-regional.

En el presente informe, “todos los elementos” se refiere a los grupos tróficos y funcionales que componen las cadenas tróficas, específicos de cada región/demarcación, y que pueden estar representados por una sola especie o bien por un conjunto de especies que utilizan los mismos recursos tróficos.

“ en la medida en que son conocidos...”. Aunque un estudio detallado de las redes tróficas marinas debería en principio incluir “todos los elementos”, con propósitos prácticos se incluyen solo aquellos componentes que puedan ser muestreados de manera efectiva por métodos robustos de seguimiento.

“...presentan abundancia y diversidad normales así como niveles capaces de asegurar la abundancia a largo plazo de las especies y la preservación de su capacidad reproductiva”. La abundancia “normal” debe interpretarse como un punto de referencia y/o tendencias que nos permitan definir el buen estado ambiental. En la Directiva de la Estrategia Marina esto representa un estado sostenible del uso desde



un punto de vista ecosistémico, es decir que la abundancia de una especie determinada pueda recuperarse tras una alteración provocada por una presión humana en un período de tiempo razonable. Asimismo, una comunidad “normal” se podría interpretar también como aquella que presenta una diversidad funcional, específica de cada región, sujeta a las condiciones climáticas reinantes y que garantizan el funcionamiento global del ecosistema.

Por otra parte, la capacidad reproductiva se refiere al mantenimiento de la fertilidad de una especie dada, y evitar la reducción de la diversidad genética poblacional.

Este descriptor es uno de los tres que se ocupa de la biodiversidad marina. Pero también es uno de los más difíciles de implementar. El descriptor de redes tróficas es muy complejo y se ocupa de los aspectos funcionales de las interacciones entre las especies, además de las tasas de transferencia de energía dentro del sistema, y la productividad de componentes clave. Por tanto, las métricas para describir el estado de la cadena trófica deben considerar tanto el control *bottom-up* como el *top-down* (Pauly et al., 1998). En el primer caso, se trata ecosistemas donde el flujo trófico dominante va de niveles tróficos inferiores a superiores, viendo cómo cambios en la abundancia de productores primarios (fitoplancton) y zooplancton ejercen una influencia importante en niveles superiores. En el segundo caso, sin embargo, son cambios en la abundancia de los predadores los que afectan a sus presas. Por ejemplo, una disminución drástica de un predador (debido por ejemplo a la presión pesquera) puede provocar un aumento significativo de su presa en lo que se denomina “efecto cascada” (Casini et al., 2009).

1.1.2 Criterios e indicadores aplicables

Los criterios e indicadores seleccionados por la Directiva para evaluar los cambios en las redes tróficas son:

- ▶ 4.1 Productividad (producción por unidad de biomasa) de especies/grupos tróficos clave
Rendimiento de especies predatoras clave usando su producción por unidad de biomasa (productividad) (4.1.1)
- ▶ 4.2 Proporción de especies en la cima de la cadena trófica
Proporción de peces grandes (en biomasa) (4.2.1)
- ▶ 4.3 Abundancia/distribución de grupos/especies tróficos clave
Tendencias en la abundancia de especies/grupos funcionalmente importantes (4.3.1)

Del criterio 4.1 Productividad de especies/grupos tróficos clave, únicamente existe información de cara a dar una evaluación inicial adecuada respecto al potencial



reproductivo de algunas especies de aves marinas. La aplicación de criterios basados en la abundancia/distribución de cetáceos y tortugas, para conocer las tendencias en sus poblaciones, como consumidores finales en las redes tróficas, se enfrenta a las dificultades ya mencionadas en el Descriptor 1. En algunos casos dichas dificultades se deben a la inadecuación de los criterios y en casi todos a la inexistencia de la información necesaria para estimar las tendencias en los indicadores.

Respecto a las Aves marinas los criterios seleccionados tienen correspondencia con los apartados 4.1; 4.2; y 4.3. Debido a la complejidad del grupo Aves marinas, se ha contado con el apoyo de la Sociedad Española de Ornitología para abordar la aplicación de alguno de los criterios de este grupo faunístico en el vértice de la pirámide trófica. Los trabajos para la identificación de áreas importantes para la nidificación y distribución de las aves marinas en España (Arcos et al., 2009), supusieron el arranque técnico para la descripción y estudio del hábitat donde se desarrollan las aves. A partir de la publicación del trabajo se puede sopesar que las abundancias de las especies que nidifican en la península y archipiélagos, son muy relativas y no arrojan estadísticos robustos para definir el BEA desde un punto de vista cuantitativo. Las series históricas de nidificación son muy cortas, imposibilitando un análisis coherente para la evaluación y el asesoramiento.

Al hilo de esta introducción, cabe señalar que se puede exponer un criterio relativo de abundancia en unas cuantas áreas sensibles del litoral español, por medio del estudio de las tendencias del éxito reproductor de algunas de las especies de interés científico por su estatus IUCN. Algunas especies son muy sensibles a cierto tipo de presiones, siendo muy vulnerables al impacto antropogénico en sus áreas de cría, invernada o tróficas. Las áreas escogidas tienen información de cría desde hace más de veinte años: Islas Cíes en la Demarcación Noratlántica, Isla de Alborán en la Demarcación Estrecho y Alborán, NW de Mallorca en Baleares, Delta del Ebro en la Demarcación Levantino-Balear y el Norte de Lanzarote en la Demarcación de Canarias.

Respecto al criterio 4.2 Proporción de peces grandes, es un indicador proveniente y desarrollado para las comunidades del norte de Europa (mar del Norte, mar Céltico). Se ha desarrollado en el presente informe, sin embargo nos hemos encontrado con una serie de problemas que mencionamos más adelante y por los que no se considera un buen indicador de las redes tróficas de nuestros océanos.

Por último, dentro del criterio 4.3 Abundancia de grupos/especies tróficas clave se ofrecen unas tendencias en el tiempo de un gran número de grupos funcionales, sin que por ello se considere que puedan servir para establecer cuantitativamente el Buen Estado Ambiental de las redes tróficas marinas en base a este indicador.



1.1.3 Ámbito y limitaciones

Los datos disponibles para este descriptor en la Demarcación Levantino-Balear están circunscritos al Mediterráneo Peninsular e Islas Baleares, abarcando los fondos sedimentarios desde los 30 m hasta los 800 m de profundidad (a partir de los 50 m en el caso de las islas Baleares). Las redes tróficas costeras, así como las zonas rocosas, quedan por tanto fuera de los resultados proporcionados, considerándose como lagunas de información (véase más abajo). Por todo ello, las conclusiones que se extraigan de este descriptor no pueden extrapolarse al conjunto de la demarcación. Esto representa una de las principales limitaciones de la información disponible hasta el momento para hacer una evaluación global de la demarcación, aunque es importante señalar que se centran en un área muy amplia y sometida a una fuerte presión pesquera.

Se dispone de series temporales amplias con gran cantidad de datos de abundancias, tallas etc., de especies de comportamiento demersal. En concreto, el desarrollo de uno de los indicadores (Proporción de peces grandes, 4.2.1.) está originalmente basado en peces demersales sometidos a presión pesquera, de los que se dispone de mucha información.

Sin embargo, consideramos que los tres indicadores de redes tróficas propuestos en la Directiva son claramente insuficientes para evaluar la estructura y funcionamiento de las conexiones tróficas por su incapacidad de capturar la complejidad y dinámica del sistema. Por ello, es necesario desarrollar indicadores que integren las interacciones tróficas y los flujos de energía de manera más explícita para definir de manera más coherente el Buen Estado Ambiental (BEA) de las redes tróficas. Desde el punto de vista trófico, ninguno de estos indicadores se considera un buen indicador de las redes tróficas, puesto que no tienen en cuenta la base fundamental de las cadenas tróficas marinas: relaciones predador-presa.

Se han propuesto indicadores del estado de las poblaciones, tales como el índice de mortalidad total, índice de explotación o la longitud media, como los indicadores más operacionales porque son fácilmente interpretables, y el efecto de la pesca sobre ellos no solo es comprensible sino que sería posible el establecimiento de puntos de referencia (Rochet and Trenkel, 2003). Otros indicadores más robustos que podrían describir bien las comunidades desde un punto de vista funcional (transferencia de biomasa a los predadores apicales), serían por ejemplo indicadores del espectro de tallas o la proporción de piscívoros en la comunidad. Rochet & Trenkel proponen, asimismo, nuevos indicadores como: i) analizar el cambio en la mortalidad pesquera necesaria para invertir el índice de crecimiento de la población, ii) proporción de especies no comerciales en la comunidad, y iii) talla y biomasa promedio en la comunidad (Tabla 1). Se han propuesto en numerosas investigaciones muchos tipos de métricas para evaluar y hacer seguimientos de la estructura trófica y la estructura de tallas de los componentes de un ecosistema (Cury et al.2005). Sin embargo, no parece



haber consenso en la idoneidad de estos indicadores, máxime cuando cada zona tiene unas peculiaridades ecosistémicas específicas.

1.1.3.1 Propuesta de nuevos indicadores

El análisis de las relaciones tróficas puede constituir un indicador que asegure la viabilidad a largo plazo de los componentes del ecosistema. La composición de la dieta de un grupo de especies depende del consumo de cada uno de los componentes del sistema, y puede proporcionar una medida de la abundancia relativa de las presas, así como del grado de conectividad en la cadena trófica. Por ello, la dieta de algunas especies, en especial predadores apicales, puede proporcionar una idea de los cambios en las redes tróficas. A nivel de especie, por ejemplo, cambios históricos en la alimentación (medidos a partir de análisis de contenidos estomacales, que indica el nivel trófico de la dieta) pueden utilizarse como indicador del estado de la red trófica.

El Instituto Español de Oceanografía dispone de una base de datos de contenidos estomacales de las principales especies de peces demersales en la mayoría de las demarcaciones. Por ello, proponemos para el futuro desarrollar un indicador basado en cambios en la composición de la dieta de las principales especies de peces (en especial, predadores apicales). No obstante, en la Tabla 1 se listan una serie de indicadores susceptibles de ser aplicados en el futuro, extraídos de Rochet and Trenkel (2003). Aun así, es recomendable el desarrollo de indicadores regionales que se ajusten a las condiciones reinantes en cada zona, así como a las características ecológicas y ambientales de cada ecosistema.

Tabla 1. Listado de posibles indicadores de comunidades ecológicas que podrían estar afectados por la presión pesquera y ser potencialmente aplicables en el futuro. Fuente: Rochet y Trenkel (2003).

Indicadores potenciales	Efecto de la pesca	Punto de referencia potencial ^a	Mensurable ^b
Abundancia/biomasa total	---	---	+
Proporción de piscívoros	Disminución	C	Basado en dietas
Ratio pelágicos/demersales	Incremento	---	Habitat especies
Estructura trófica	---	---	Basado en dietas
Nivel trófico medio	Disminución	C	Dieta o $\delta^{15}\text{N}$ de todas las especies y sus presas



Pesquerías en equilibrio	Disminución	T	Idem y series históricas de capturas
Proporción de especies no comerciales en la comunidad	Incremento	T, C	Conocimiento sobre especies comerciales
Peso medio de la comunidad	Disminución	---	+
Espectro de tallas	Menos peces grandes/menos biomasa total	T, C	+

^a Punto de referencia potencialmente definido basado en Teoría (T) o en datos comparativos (C)

^b Mensurabilidad basada en datos disponibles (+), se listan datos adicionales necesarios

Los ecosistemas marinos son muy complejos y necesitan de estudios que analicen todas las interacciones tróficas que unen los numerosos compartimentos existentes. Una de las herramientas, aunque no la única, que más se aproxima a este grado de complejidad son los modelos trofodinámicos, basados en la ecología trófica de las especies (Pauly et al., 2000), y donde es necesario conocer la tasa anual de consumo de cada depredador y la distribución de ese consumo entre sus grupos presa. El uso de modelos trofodinámicos de balance de masas ha promovido un importante avance en la comprensión de los procesos dinámicos en cascada a través de los grupos tróficos y en la obtención de los índices y parámetros descriptivos que caracterizan los ecosistemas. Uno de los datos base de este tipo de modelos son los flujos de energía entre niveles tróficos, de ahí la importancia de ir completando el conocimiento de los hábitos alimenticios de todas las especies (imprescindible para identificar los grupos funcionales), con especial atención a las susceptibles de explotación pesquera.

A pesar de toda la problemática asociada al indicador Proporción de peces grandes, éste se ha desarrollado de manera detallada en el presente informe, a la espera de la elección de otros indicadores más adecuados para la definición del Buen Estado Ambiental de las redes tróficas.

1.1.4 Escala espacial y temporal

La aproximación alcanzada en el presente informe asume que toda el área de cada demarcación es representativa del ecosistema en su conjunto. Sin embargo, esta asunción no es apropiada en el caso de especies migradoras que extienden sus poblaciones más allá del área de la demarcación. Por ello, en este caso solo se considerará aquella parte de la población presente en la zona, aunque sea en una época determinada.



Respecto a la escala temporal, las series históricas disponibles son diferentes en cada demarcación, abarcando desde las últimas dos décadas (p.e. Demarcación Noratlántica) hasta una sola década (p.e. Islas Baleares en Demarcación Levantino-Balear). Los resultados del presente informe están basados en el análisis de los datos provenientes de las campañas de prospección pesquera que el Instituto Español de Oceanografía viene realizando en aguas de la costa mediterránea peninsular (MEDITS 1994-2011) y las Islas Baleares (BALAR-MEDITS 2001-2011). Se trata de campañas anuales que se llevan a cabo en primavera, por lo que se da en este caso una “visión primaveral” del ecosistema. Como se ha mencionado anteriormente, la franja costera por debajo de los 30 m de profundidad (Mediterráneo peninsular) o 50 m (Islas Baleares), y los fondos superiores a los 800 m, quedan fuera del ámbito de estas campañas y, por tanto, no se dispone de datos para realizar una evaluación adecuada de las mismas.

1.1.5 Nexos y solapamiento con otros descriptores de estado ambiental

Este descriptor está directa o indirectamente relacionado con todos los descriptores de la Directiva. Las redes tróficas marinas están basadas en interacciones tróficas entre los consumidores y sus presas, es decir, una descripción (compleja) de quién se come a quien. A pesar de la complejidad de estas redes tróficas, es importante tener en cuenta que cualquier cambio en la abundancia y distribución de una especie dada afectará directa o indirectamente a otras especies y, por tanto, a la cadena trófica.

Existe un claro solapamiento con el Descriptor 1 Biodiversidad, sobre todo a nivel de ecosistema, en relación con el criterio 1.7. Estructura del ecosistema y el indicador 1.7.1 Composición y proporción relativa de los componentes del ecosistema (hábitats y especies). Todo lo que afecte a las especies y el hábitat en el que viven influye directa o indirectamente en las redes tróficas marinas. La relación con el descriptor 3 (Especies explotadas) es clara, ya que la presión pesquera ejercida sobre estas poblaciones afecta de manera directa al funcionamiento global de las redes tróficas.

La relación con otros descriptores no es tan directa, sin embargo, la introducción de especies alóctonas (Descriptor 2) puede afectar en gran manera a la estructura de una cadena trófica, ya que una especie clave de un ecosistema puede verse desplazada por otra especie invasora pudiendo llegar a alterar considerablemente el funcionamiento del ecosistema. Asimismo, el grado de eutrofización de las aguas y la introducción de nutrientes (Descriptor 5) afecta a la abundancia y composición del fitoplancton que representa la base de la cadena trófica, por lo que cambios en esa base influyen también en el resto de la cadena. Por su parte, las alteraciones hidrográficas (Descriptor 7), la contaminación (Descriptores 8, 9), basuras en el mar (Descriptor 10) y la introducción de ruido (Descriptor 11) aunque indirectamente, pueden en último término influir a través de efectos cascada en la estructura de las redes tróficas (debidos fundamentalmente a cambios en la distribución y abundancia de determinadas especies clave).



1.1.6 Principales presiones e impactos

Los patrones en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas marinos pueden verse afectados por cambios ambientales (variaciones climáticas interanuales e incluso interdecadales) o impactos antropogénicos como la pesca. De hecho, la pesca es la principal presión humana que afecta a las redes tróficas, bien directamente a las especies objetivo (grandes predadores y especies forraje), bien indirectamente a otros componentes del ecosistema que pueden verse afectados por los efectos cascada. Sin embargo hay que tener en cuenta que todos los componentes del ecosistema están afectados en mayor o menor medida por cambios medioambientales, variaciones climáticas, hidrológicas, oceanográficas y otras causas naturales que dificultan la atribución causa–efecto.

No obstante, además de la presión pesquera, hay que tener en cuenta otras presiones o impactos que puedan alterar la estructura y funcionamiento de las redes tróficas (p.e. efectos acumulativos de múltiples actividades, contaminación etc.). En el caso de las redes tróficas litorales y costeras (no estudiadas en el presente informe) presiones tales como la contaminación, dragados, construcción de estructuras portuarias, etc., pueden alterar considerablemente los ecosistemas litorales.

1.2 Fuentes de información. Legislación y convenios nacionales e internacionales relacionados con el descriptor. Programas de seguimiento

1.2.1 Fuentes de información

Para la evaluación ambiental del estado actual del Descriptor 4, el Instituto Español de Oceanografía dispone de unas bases de datos muy extensas provenientes de la serie histórica de campañas anuales de evaluación de recursos pesqueros que lleva a cabo en la plataforma y talud continentales de la costa mediterránea peninsular y las Islas Baleares. No todas las demarcaciones disponen de las mismas series históricas. En concreto, para la Demarcación Levantino-Balear peninsular, la serie histórica disponible abarca desde 1994 hasta la actualidad (1994-2011). En el caso de las Islas Baleares la serie histórica comenzó en 2001 y continúa hasta la actualidad (2001-2011). Estas bases de datos han servido para dar respuesta a dos de los indicadores de la Directiva (4.2.1 y 4.3.1). En ambos casos, las campañas siempre se llevan a cabo en primavera. Para desarrollar y evaluar el indicador 4.1.1 Productividad en el grupo Aves marinas, SEO dispone de información relativa al éxito reproductor de aves marinas (ver documento Aves marinas).

En relación con el indicador 4.2.1 Proporción de peces grandes, el Instituto Español de Oceanografía dispone de las bases de datos mencionadas anteriormente. En las



campañas de arrastre demersal, la toma de información sobre la biomasa de las especies de peces y su talla es suficiente para el desarrollo del indicador. Por otro lado, para dar respuesta al indicador 4.3.1 Tendencias en la abundancia de grupos/especies clave, se han utilizado asimismo los datos provenientes de las mismas campañas, datos a partir de los cuales se ha analizado la tendencia en la abundancia de las dos últimas décadas de especies clave en las redes tróficas de los ecosistemas de plataforma y talud.

Como ya se ha mencionado anteriormente en el apartado 1.1.3 Ámbito y limitaciones, se carece de información respecto a zonas costeras en el ámbito de este descriptor. Esto representa una importante laguna que habrá que cubrir en el futuro con programas de seguimiento.

1.2.2 Legislación y convenios nacionales e internacionales relacionados con el descriptor

Toda la normativa nacional e internacional descrita en este apartado en el documento del Descriptor 1 puede ser aplicable al Descriptor 4. Por otro lado, no existe hoy en día ninguna legislación que aborde de modo específico el tema de las redes tróficas de los ecosistemas. Un resumen de los estándares metodológicos para el análisis de las redes tróficas se puede ver en la Tabla 2. No obstante, cabe destacar:

Objetivos de Calidad Ecológica de OSPAR (EcoQOs). Algunos de ellos abordan cuestiones relacionadas con las redes tróficas, pero no debe olvidarse que su ámbito se restringe al Atlántico Noreste, y sólo están calibrados para el Mar del Norte, por lo que a día de hoy estos EcoQOs no son técnicamente aplicables a nuestras aguas. Estos objetivos son:

Criterio 4.1 Productividad (producción por unidad de biomasa) de especies/grupos tróficos clave. Indicador 4.1.1 Rendimiento de especies predatoras clave usando su producción por unidad de biomasa (productividad).

OSPAR estableció en 2008 un EcoQO (objetivo de calidad ecológica) para la población de focas. Producción de crías de foca gris: Teniendo en cuenta la dinámica natural de la población de focas y las tendencias observadas, no debería haber un declive > 10% en la producción de cachorros de foca gris.

OSPAR e ICES establecieron en 2008 un EcoQO para el tamaño de la población de crías de aves marinas y éxito reproductivo en el Mar del Norte. Cambios en la abundancia de crías de aves marinas deberían estar dentro de los niveles de referencia del 75% de especies monitoreadas en todas las regiones y sub-regiones OSPAR.

Criterio 4.2 Proporción de especies en la cima de la cadena trófica.



Para analizar la estructura de las cadenas tróficas es necesario evaluar la proporción de especies seleccionadas en la cima de la red trófica. Se necesita desarrollar un indicador específico basado en la experiencia y conocimiento de cada sub-región. Para peces grandes, los datos disponibles provienen de las campañas de evaluación de peces demersales.

Indicador 4.2.1 Proporción de peces grandes (en biomasa)

OSPAR estableció en 2008 un EcoQO aplicado solo al Mar del Norte: más del 30% de peces (en biomasa) deberían ser mayores de 40 cm de talla, basado en las campañas internacionales de arrastre (1^{er} trimestre) de ICES.

Criterio 4.3 Abundancia/distribución de grupos/especies tróficos clave. Indicador 4.3.1 Tendencias en la abundancia de especies/grupos funcionalmente importantes

Los métodos enviados por los Estados Miembros para evaluar la abundancia de fitoplancton, macrófitos y zoobentos están descritos en la base de datos on-line recopilada dentro del proyecto WISER (Birk et al., 2010, 2012). Los métodos actualmente en vigor en España se encuentran recogidos en la Instrucción de Planificación Hidrológica (Orden ARM/2652/2008). Aunque estas metodologías son plenamente aplicables a las aguas costeras, es necesario evaluar y desarrollar su aplicación fuera del ámbito de la Directiva Marco del Agua. Por otra parte, en el marco de la DMA no existen metodologías desarrolladas para otros organismos, como el zooplancton.

Tabla 2. Estándares metodológicos para el análisis de redes tróficas. I: Evaluación del estado del medio marino; II: Seguimiento; III: Objetivos ambientales.

Indicador	Estandards metodológicos	Fuente	Referencia	Cobertura regional/ Comentarios
Rendimiento de especies predatoras clave usando su producción por unidad de biomasa (productividad) (4.1.1)	I, II, III	OSPAR ICES	OSPAR, 2005 ICES, 2008	Solo área OSPAR/ No disponible para todas los predadores clave ni todas las áreas marinas.
Proporción de peces grandes (4.2.1)	I, II, III	OSPAR	OSPAR, 2008	Mar del Norte/ Solo peces demersales del Mar del Norte
Tendencias en la abundancia de especies/grupos funcionalmente importantes (4.3.1)	I, II, II	Directiva Marco del Agua	Base de datos WISER (Birk et al., 2010, 2012)	Toda la Unión Europea/ Solo zona costera y solo para un grupo reducido de organismos

Tabla sacada de Piha y Zampoukas (2010)



1.2.3 Programas de seguimiento

Para el buen desarrollo de los indicadores de este descriptor es necesario establecer una serie de programas de seguimiento que, si bien una parte importante ya se llevan a cabo de manera sistemática dentro del Instituto Español de Oceanografía, supongan una toma de información suplementaria, a la vez que complementaria, para rellenar las lagunas de información existentes.

El Instituto Español de Oceanografía realiza campañas anuales de evaluación de recursos demersales que son la base de la información aportada en este informe (para mayor detalle, ver Anexo I Campañas MEDITS y Anexo II Campañas BALAR-MEDITS). Gracias a la toma de datos que lleva a cabo el Instituto Español de Oceanografía desde hace tiempo se puede dar respuesta a una parte de los indicadores del Descriptor 4. La visión temporal es clave en estos indicadores y, a pesar de las lagunas de información existentes, se han podido reflejar las tendencias y evoluciones temporales de los indicadores propuestos por la Directiva.

2 EVALUACIÓN DEL ESTADO AMBIENTAL ACTUAL

2.1 *Conceptos clave*

Las redes tróficas marinas están basadas en interacciones tróficas entre los consumidores y sus presas. La composición de especies de los ecosistemas varía en cada región/subregión, pero los principios de transferencia de energía por los que se rigen las conexiones tróficas desde el sol, los organismos fotosintéticos (en el medio marino, algas y fitoplancton) y los sucesivos niveles tróficos, son similares en todos los mares.

Una **red trófica** es una representación de las interrelaciones de una comunidad basada en el análisis de la dieta de las especies.

Un **grupo funcional** es un conjunto de organismos que se alimentan del mismo tipo de presa (utilizan el mismo recurso trófico), pero además viven en hábitats similares y presentan metabolismos y modos de vida parecidos (una anchoa y una gorgonia pueden alimentarse de copépodos pero no pertenecen al mismo grupo funcional).

Las interacciones entre especies/grupos tróficos en una red trófica pueden ser muy variables a lo largo del año, incluso a pequeña escala dentro de una misma región (p.e. los grandes blooms fitoplanctónicos que tienen lugar en primavera afectan en último término a toda red trófica, y esta “situación primaveral” es, la mayoría de las veces, radicalmente distinta a la situación en otoño o invierno). Cualquier cambio brusco, ya sea natural o antropogénico, en la abundancia de un grupo trófico funcionalmente importante dentro de la red trófica, tendrá consecuencias en el resto de las



especies/grupos tróficos. Esta es una de las razones por las que es muy difícil establecer e identificar una situación que se considere Buen Estado Ambiental.

2.2 Fundamento en la selección de criterios e indicadores: Viabilidad y operatividad. Justificación de la selección de parámetros o componentes de cada indicador

2.2.1 Indicador 4.1.1 Productividad de predadores apicales

La idea de este indicador es que el rendimiento (productividad por unidad de biomasa) de un predador clave puede reflejar la viabilidad a largo plazo de los componentes del ecosistema. El rendimiento de estas especies puede representar en algunos casos eficazmente los procesos predador-presa en las redes tróficas que habitan. Este puede ser el caso de la foca común en el Mar Báltico o la gaviota tridáctila en el Mar del Norte. No obstante, las redes tróficas de nuestros mares generalmente son más complejas que las del Mar del Norte, lo cual dificulta el modelado de estos ecosistemas.

Basados en estudios de estas especies, la Directiva ha propuesto que se establezca este indicador en función del estado nutricional de mamíferos marinos y aves marinas. Una forma indirecta de evaluar el estado nutricional en los cetáceos consistiría en determinar las tasas de crecimiento poblacional, a través del seguimiento de las poblaciones. Sin embargo, como ya se ha mencionado, las estimas de abundancia no reúnen las condiciones, ni han tenido la continuidad, necesarias para su aplicación en este indicador. Un indicador que podría reflejar la condición de estas especies es el Éxito reproductivo, del que sí se dispone de información de algunas especies de aves marinas (ver documento Aves marinas correspondiente).

2.2.2 Indicador 4.2.1 Proporción de peces grandes

Originalmente, este indicador se estableció para analizar los efectos del impacto de la pesca sobre las comunidades de peces demersales. La proporción de individuos grandes en una da una idea del estado de la comunidad, suponiendo que una gran cantidad de peces grandes (y por tanto reproductores) podría garantizar el futuro de la comunidad. Las comunidades con una fuerte presión pesquera tendrán, en comparación, una menor proporción de peces grandes que otra comunidad con menor presión. Por lo tanto, que una comunidad tenga una proporción de peces grandes elevada podría representar una “buena señal”. Sin embargo, el tamaño que alcanzan los individuos depende de múltiples factores, que pueden ser intrínsecos de cada especie y/o extrínsecos (condiciones ambientales, disponibilidad de alimento, mortalidad pesquera, etc.). Además, otro factor a tener en cuenta es la talla umbral en



cada zona, ya que individuos de una misma especie no alcanzan la misma talla en un área o en otra (por ejemplo, diferencias de talla entre una merluza del Mar Céltico y una merluza del Mediterráneo).

Por ello, es difícil establecer la definición de “pez grande”, siendo ésta diferente en cada demarcación. La proporción de peces grandes (el indicador LFI) se calcula estimando la proporción en peso de individuos por encima de cierto umbral de tamaño (el que se defina como pez grande) respecto al total de la comunidad de peces. Este umbral dependerá de la zona de estudio y, por tanto, habrá un umbral diferente en cada una de las demarcaciones.

2.2.2.1 Consideraciones sobre el indicador “Proporción de peces grandes”

El LFI (Large Fish Indicator) no se desarrolló en su momento como un indicador de “redes tróficas”, sino como un indicador del impacto de la pesca. Por eso, su utilidad como indicador del estado de las redes tróficas de un ecosistema es limitado. En los últimos años se ha propuesto que la estructura de tallas de la comunidad de peces se considere como un indicador de los efectos de la pesca en la estructura trófica de los ecosistemas (p.e. Kerr and Dickie, 2001). Esto se debe a que las relaciones predador-presa en los ecosistemas acuáticos son extremadamente dependientes de la talla, además de que la pesca es selectiva en cuanto a tallas (Shin *et al.*, 2005) y puede llevar a la reducción de la talla media de la comunidad de peces (Bianchi *et al.*, 2000). Estas observaciones sugieren que los cambios en la estructura de tallas inducidos por las pesquerías están asociados con la estructura trófica. Diferentes estudios han demostrado que los indicadores basados en la talla responden de manera directa a los efectos de la pesca (Jennings *et al.*, 2002; Greenstreet and Rogers, 2006; Greenstreet *et al.*, 2011; Shephard *et al.*, 2011), incluso en presencia de factores climáticos y oceanográficos que podrían alterar el ecosistema (Blanchard *et al.*, 2005).

Sin embargo, algunos estudios recientes que han examinado tanto los cambios en la estructura de tallas como en los niveles tróficos sugieren evidencias contradictorias. En el Noroeste del Mar del Norte, en una región con mucha presión pesquera, se observó anticipadamente un cambio en la estructura de tallas de la comunidad de peces demersales, sin detectarse no obstante cambios en los niveles tróficos; estaba presente la misma proporción de piscívoros, aunque de menor tamaño. Es decir, que los grandes ictiófagos habían sido reemplazados por la misma población de peces pero más pequeños (Jennings *et al.*, 2002). Estas observaciones llevan a poner en cuestión el papel de los indicadores basados en la talla como indicadores de cambios en las redes tróficas. Se debería, por tanto, re-examinar el papel de estos indicadores, como el LFI, antes de poner demasiada confianza en ellos como indicadores de Buen Estado Ambiental de las redes tróficas para la Estrategia Marina.



Un problema añadido que se ha encontrado del LFI como indicador de redes tróficas es que la selección de las especies por su tamaño obvia las relaciones predador-presa, de manera que dentro del grupo “peces grandes” están mezcladas especies con diferentes hábitos alimenticios. Considerar dentro del mismo grupo un rape y una raya tiene grandes desventajas desde el punto de vista trófico y pone en duda su aplicación como indicador de redes tróficas. Ambas son “especies grandes”, sin embargo tienen una dieta y un comportamiento muy diferente, además de otras variables a considerar como la forma, el tamaño o la posición de la boca, las aptitudes sensoriales, el comportamiento predador, etc. Esta es una más de las razones por la que este indicador no se considera apropiado para definir el Buen Estado Ambiental de las redes tróficas de nuestros mares.

2.2.2.2 Levantino-Balear (Península): Metodología

El concepto denominado Large Fish Indicator (LFI), fue desarrollado como un indicador univariante del estado de la comunidad de peces (Cury and Christensen, 2005; Greenstreet et al., 2011) y describe la proporción (en peso) de esta comunidad que es mayor que una cierta talla umbral. Para calcular este indicador, se ha utilizado la serie histórica de datos 1994-2010 procedentes de las campañas MEDITS de prospección pesquera con arte de arrastre de fondo en aguas del mediterráneo peninsular (Demarcación Levantino-Balear). El rango batimétrico prospectado en dichas campañas abarca aproximadamente desde los 30 a 800 m, por lo que se excluyen tanto las especies costeras como las de grandes profundidades. Estas campañas se llevan a cabo en primavera, por lo cual el cálculo de este indicador nos dará una “visión primaveral” de la proporción de peces grandes en la comunidad demersal (para más detalles ver Anexo I: campaña MEDITS).

Para el cálculo del LFI se han considerado únicamente las especies de peces más representativas de la comunidad demersal. De esta forma, una especie sólo ha sido incluida si:

- Apareció en más del 50% de las campañas (como mínimo 9 años)
- Se capturaron al menos 20 ejemplares en los años en que apareció
- En los años que aparecían, se capturaron en un mínimo de 5 lances (para garantizar la inclusión de especies cuya presencia no sea esporádica u ocasional)

Además, las especies con un carácter marcadamente pelágico o meso-pelágico como, *Argyropelecus hemigymnus*, *Boops boops*, *Capros aper*, *Deltentosteus quadrimaculatus*, *Hymenocephalus italicus*, *Lampanyctus crocodilus*, *Macrorhamphosus scolopax*, *Sardina pilchardus*, *Sardinella aurita*, *Trachurus mediterraneus*, *Trachurus picturatus* y *Trachurus trachurus*, u otras eminentemente batiales como, *Alepocephalus rostratus*, *Lepidion lepidion*, fueron excluidas debido a que el tipo de arte utilizado (arrastre de fondo con una abertura vertical de



aproximadamente 3 m) no se considera un muestreador adecuado para estas especies. La Tabla 3 muestra las especies incluidas en el cálculo del indicador LFI.

Después de probar varias tallas se eligió como talla umbral para la Demarcación Levantino-Balear 30 cm. En el Mar del Norte, la determinación de estos umbrales se basa en la proporción de individuos mayores que una determinada talla. En principio, el límite se puso en el 5% y el indicador se basó en la abundancia en número y no en biomasa. Más adelante, y con el propósito de que este indicador presentara una mayor respuesta primaria a la actividad humana y una menor sensibilidad frente a otras causas de cambio, se subió este umbral a 40 cm y se empezó a usar la biomasa para disminuir la contribución de los peces pequeños a este indicador (Greenstreet *et al.*, 2011). En el Mar Celta el umbral son 50 cm (Shepard *et al.*, 2011).

Por tanto, la fórmula para calcular la proporción de peces grandes es la siguiente:

$$P_{>30\text{cm}} = \frac{W_{>30\text{cm}}}{W_{\text{total}}}$$

Donde $P_{>30\text{ cm}}$ es el peso ponderado por lance anual de los peces mayores de 30 cm, y P_{total} es el peso total ponderado por lance de toda la comunidad de peces analizada.

Tabla 3. Especies seleccionadas para el cálculo del indicador LFI en la Demarcación Levantino-Balear peninsular.

Especie	Especie
<i>Antonogadus megalokinodon</i>	<i>Lepidotrigla cavillone</i>
<i>Arnoglossus imperialis</i>	<i>Lesueurigobius friesii</i>
<i>Arnoglossus laterna</i>	<i>Lophius budegassa</i>
<i>Arnoglossus ruepelli</i>	<i>Lophius piscatorius</i>
<i>Arnoglossus thori</i>	<i>Merluccius merluccius</i>
<i>Blennius ocellaris</i>	<i>Micromesistius poutassou</i>
<i>Callionymus maculatus</i>	<i>Mullus barbatus</i>
<i>Chelidonichthys cuculus</i>	<i>Mullus surmuletus</i>
<i>Chelidonichthys lastoviza</i>	<i>Nezumia aequalis</i>
<i>Cepola rubescens</i>	<i>Pagellus acarne</i>
<i>Citharus linguatula</i>	<i>Pagellus bogaraveo</i>
<i>Chimaera monstrosa</i>	<i>Pagellus erythrinus</i>
<i>Coelorhynchus coelorhynchus</i>	<i>Phycis blennoides</i>
<i>Conger conger</i>	<i>Scorpaena notata</i>
<i>Deltentosteus quadrimaculatus</i>	<i>Scylliorhinus canicula</i>
<i>Diplodus annularis</i>	<i>Serranus cabrilla</i>
<i>Gadiculus argenteus argenteus</i>	<i>Serranus hepatus</i>
<i>Galeus melastomus</i>	<i>Spicara maena</i>
<i>Gobius niger jozo</i>	<i>Symphurus nigrescens</i>
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	<i>Trachinus draco</i>
<i>Hymenocephalus italicus</i>	<i>Trisopterus minutus capelanus</i>
<i>Lepidopus caudatus</i>	<i>Uranoscopus scaber</i>



<i>Lophius budegassa</i>	<i>Zeus faber</i>
<i>Lepidorhombus boscii</i>	

Para la demarcación Levantino-Balear, se probaron varios umbrales (Tabla 4). Se observó que la talla de 40 cm representa un valor demasiado elevado ya que solo el 3.87% de los individuos superan ese umbral, frente a un 5.59% si se coloca el umbral en los 35 cm, y un 7.81% si el umbral se coloca en los 30 cm. En base a estas pruebas se consideró el umbral de 30 cm como el más idóneo para utilizar en la demarcación Levantino-Balear (Península), para distinguir un pez grande de uno pequeño.

Tabla 4. Número y porcentaje de individuos (N_{ind}) y especies (N_{esp}) por encima de distintas tallas umbrales (45, 40, 35, 30 cm) para la demarcación levantino-balear (Península).

Tallas	N_{ind}	$\%N_{ind}$	N_{esp}	$\%N_{esp}$
45	8160	2.29	11	25.00
40	13779	3.87	12	27.27
35	19906	5.59	17	38.64
30	27815	7.81	22	50.00

2.2.2.3 Levantino-Balear (Islas Baleares): Metodología

Para calcular este indicador se ha utilizado la serie histórica de datos 2001-2011 procedentes de las campañas BALAR-MEDITS de prospección pesquera con arte de arrastre de fondo en aguas de las Islas Baleares. El rango batimétrico prospectado en dichas campañas abarca aproximadamente desde los 50 m a 800 m, por lo que se excluyen tanto especies costeras como de grandes profundidades. Estas campañas se llevan a cabo en primavera, por lo cual el cálculo de este indicador nos dará una “visión primaveral” de la proporción de peces grandes en la comunidad demersal (para más detalles ver Anexo II: Campañas BALAR-MEDITS).

Para el cálculo del LFI se han considerado únicamente las especies de peces más representativas de la comunidad demersal. De esta forma, una especie sólo ha sido incluida si:

- Apareció en más del 50% de las campañas
- Se capturaron al menos 20 ejemplares en los años en que apareció



Además, las especies con un carácter marcadamente pelágico o meso-pelágico como *Argyropelecus hemigymnus*, *Boops boops*, *Capros aper*, *Centracanthus cirrus*, *Deltentosteus quadrimaculatus*, *Hymenocephalus italicus*, *Lampanyctus crocodilus*, *Macroramphosus scolopax*, *Sardina pilchardus*, *Spicara smaris*, *Trachurus mediterraneus*, *Trachurus picturatus* y *Trachurus trachurus* (Moranta et al., 1998) fueron excluidas debido a que el tipo de arte utilizado (arrastre de fondo con una abertura vertical de aproximadamente 3 m) no se considera un muestreador adecuado para estas especies. La Tabla 5 muestra las especies incluidas en el cálculo del indicador LFI, así como el valor de los parámetros a y b de las relaciones talla-peso utilizadas y la fuente de información de dichos valores.

La elección de la talla umbral para el Mar Balear se ha hecho en base a distintas consideraciones. En el Mar del Norte la determinación de estos umbrales se basa en la proporción de individuos mayores que una determinada talla. En principio, el límite se puso en el 5% y el indicador se basó en la abundancia y no en la biomasa. Más adelante y con el propósito de que este indicador presentara una mayor respuesta primaria a la actividad humana y una menor sensibilidad frente a otras causas de cambio, se subió este umbral a 40 cm y se empezó a usar la biomasa para disminuir la contribución de los peces pequeños a este indicador (Greenstreet et al., 2011). En el Mar Celta el umbral son 50 cm (Shephard et al., 2011). Para las aguas de las Islas Baleares se han probado varios umbrales (Tabla 6). Se observó que la talla de 40 cm representa un valor demasiado elevado ya que solo el 0.72% de los individuos superan ese umbral, frente a un 1.65% si se coloca el umbral en los 30 cm, y un 5.43% si el umbral se coloca en los 20 cm. En base a estas pruebas se consideró el umbral de 30 cm como el más idóneo para utilizar en las Islas Baleares para distinguir un pez grande de uno pequeño.

La fórmula para calcular la proporción de peces grandes es la siguiente:

$$P_{>30\text{cm}} = \frac{W_{>30\text{cm}}}{W_{\text{total}}}$$

donde $W_{>30\text{ cm}}$ es el peso total anual de los peces mayores de 30 cm, y W_{total} es el peso total anual de toda la comunidad de peces.

Tabla 5. Especies seleccionadas para el cálculo del indicador LFI en las Islas Baleares. Se incluyen los parámetros A y B de la relación talla-peso y la fuente donde se han obtenido.

Especie	A	B	Fuente
<i>Arnoglossus rueppelii</i>	0.0051	3.0100	Merella et al., 1997
<i>Arnoglossus thori</i>	0.0064	3.1700	Merella et al., 1997
<i>Blennius ocellaris</i>	0.0121	3.0482	Campañas BALAR-MEDITS
<i>Chelidonichthys cuculus</i>	0.0051	3.1993	Campañas BALAR-MEDITS
<i>Chelidonichthys lastoviza</i>	0.0110	2.9939	Campañas BALAR-MEDITS
<i>Chlorophthalmus agassizi</i>	0.0032	3.2800	Fishbase (Spain)
<i>Citharus linguatula</i>	0.0030	3.3000	Merella et al., 1997
<i>Coelorinchus caelorhincus</i>	0.0925	3.1417	Morey et al., 2003



<i>Gadiculus argenteus argenteus</i>	0.0562	2.1066	Morey et al., 2003
<i>Galeus melastomus</i>	0.0023	3.0211	Morey et al., 2003
<i>Glossanodon leioglossus</i>	0.0032	3.2068	Morey et al., 2003
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	0.0127	3.0400	Merella et al., 1997
<i>Lepidorhombus boscii</i>	0.0643	2.2685	Morey et al., 2003
<i>Lepidotrigla cavillone</i>	0.0095	3.0961	Campañas BALAR-MEDITS
<i>Merluccius merluccius</i>	0.0047	3.1231	Campañas BALAR-MEDITS
<i>Micromesistius poutassou</i>	0.0040	3.2005	Campañas BALAR-MEDITS
<i>Mullus barbatus</i>	0.0068	3.1613	Campañas BALAR-MEDITS
<i>Mullus surmuletus</i>	0.0102	3.0385	Campañas BALAR-MEDITS
<i>Nezumia aequalis</i>	0.1279	2.8152	Morey et al., 2003
<i>Pagellus acarne</i>	0.0066	3.2079	Morey et al., 2003
<i>Pagellus erythrinus</i>	0.0137	2.9734	Campañas BALAR-MEDITS
<i>Peristedion cataphractum</i>	0.0044	3.0300	Merella et al., 1997
<i>Phycis blennoides</i>	0.0069	2.9707	Morey et al., 2003
<i>Raja clavata</i>	0.0024	3.2000	Merella et al., 1997
<i>Scorpaena notata</i>	0.0163	3.0464	Campañas BALAR-MEDITS
<i>Scorpaena scrofa</i>	0.0276	2.8494	Campañas BALAR-MEDITS
<i>Scyliorhinus canicula</i>	0.0008	3.3606	Campañas BALAR-MEDITS
<i>Serranus cabrilla</i>	0.0118	2.9692	Campañas BALAR-MEDITS
<i>Serranus hepatus</i>	0.0167	2.9617	Campañas BALAR-MEDITS
<i>Synchiropus phaeton</i>	0.0615	2.1101	Campañas BALAR-MEDITS
<i>Trachinus draco</i>	0.0067	2.9836	Campañas BALAR-MEDITS
<i>Trigla lyra</i>	0.0159	2.7700	Campañas BALAR-MEDITS
<i>Trisopterus minutus</i>	0.0042	3.3425	Morey et al., 2003
<i>Zeus faber</i>	0.0241	2.8566	Campañas BALAR-MEDITS

Tabla 6. Número y porcentaje de individuos (N_{ind}) y especies (N_{esp}) por encima de distintas tallas umbrales (40, 30, 20 cm).

Tallas	N_{ind}	$\%N_{ind}$	N_{esp}	$\%N_{esp}$
40	6558	0.72	10	29.41
30	15051	1.65	18	52.94
20	49635	5.43	26	76.47

2.2.3 Indicador 4.3.1 Tendencias en la abundancia de grupos funcionales

En este indicador la Directiva dice que “es necesario identificar cambios en las poblaciones que puedan potencialmente afectar a las redes tróficas”. En realidad, es un indicador que no está muy bien definido. Este indicador está basado en una serie de especies/grupos clave, dentro del ecosistema, que podrían ser representativas de las



diferentes comunidades o hábitats. De acuerdo a la Directiva, el criterio para seleccionar estas especies/grupos debe incluir:

- ▶ Grupos con tasas de renovación rápida (fitoplancton, zooplancton, medusas, peces pelágicos de vida corta) que respondan de manera rápida a cambios en el ecosistema
- ▶ Grupos/especies objetivo de actividades humanas o que estén afectadas de manera indirecta (captura accidental, descartes)
- ▶ Grupos/especies que definan un hábitat (p.e. corales, esponjas en comunidades bentónicas)
- ▶ Grupos/especies en la cima de la cadena trófica (túnicos, tiburones, mamíferos marinos, aves marinas, tortugas)
- ▶ Grupos/especies estrechamente ligados a otros grupos/especies de diferente nivel trófico

Grupos con tasas de renovación rápida (fitoplancton, zooplancton, medusas, peces pelágicos de vida corta) que responda de manera rápida a cambios en el ecosistema

Estos grupos/especies con tasas de renovación rápida son clave para las redes tróficas puesto que representan la base de las cadenas tróficas, especialmente fitoplancton y zooplancton. Las interacciones entre especies/grupos tróficos son muy variables a lo largo del año, incluso a pequeña escala dentro de una misma región, así como de una enorme variación entre años en las diferentes zonas del Mediterráneo Occidental. Cualquier cambio brusco, ya sea natural o antropogénico, en la abundancia de un grupo trófico funcionalmente importante dentro de la red trófica, tendrá consecuencias en el resto de las especies/grupos tróficos. Siendo por tanto una de las razones por las que es muy difícil establecer e identificar una situación que se considere de buen estado ambiental.

Los datos de que se disponen en la Demarcación Levantino-Balear corresponden fundamentalmente a las aguas alrededor de las Islas Baleares, abarcando los fondos entre los 70 m y 800 m de profundidad, y del estrato superior entre 200 m y superficie. Al no disponer por tanto de datos de más zonas o mayor profundidad habría que ir con cuidado si se quiere extrapolar a toda la demarcación. Sin embargo por la situación de las islas en el centro del Mediterráneo Occidental (MO) la zona si podría ser representativas de áreas oceánicas y oligotróficas del MO.

Respecto al zooplancton de esta zona aunque existen datos de campañas separadas en el tiempo que comenzaron hace mas de 4 décadas, con distintos objetivos y diferentes redes (Campañas BALEARES, HERCULE, EFLUBIO, etc.), han servido para describir las características de esta comunidad en un momento determinado, así como ver su relación con ciertas variables ambientales (Estrada et al., 1985; Fernandez de Puelles,



1990; Jansá y Fernandez de Puellas, 1990; Fernandez de Puellas et al., 1987; 1993, 2003; Furnestin, 1979) pero no dan información con la observación de tendencias, entre otras cosas por la falta de continuidad en las mismas variables analizadas. Por ello solo se hace hincapié en este resumen sobre los análisis continuados en el tiempo con periodicidad y similar metodología a partir de las estaciones monitorizadas y que entrarían dentro de los estudios de las series temporales.

En este sentido, en el archipiélago Balear se comenzó en el año 1993 con un muestreo semanal de una estación fija y un radial mensual de tres estaciones (plataforma-talud) que se consideró representativo de la Región (Figura 1, Tabla 7). La zona al estar justo en el S de la isla de Mallorca, localizada en la zona hidrológica frontera entre la subcuenca Norte del Mediterráneo occidental y la subcuenca de Alborán en el sur, da información de las comunidades zooplanctónicas de ambas subcuencas al estar abierta a la circulación general del centro del Mediterráneo Occidental (Fernandez de Puellas et al., 2003, 2004, 2007). El muestreo ha durado 12 años y se dispone por tanto de datos ambientales así como de la comunidad planctónica: biomasa, abundancias y estructura de la comunidad de fito (2000-2002, ahora en estudio) y zooplancton.

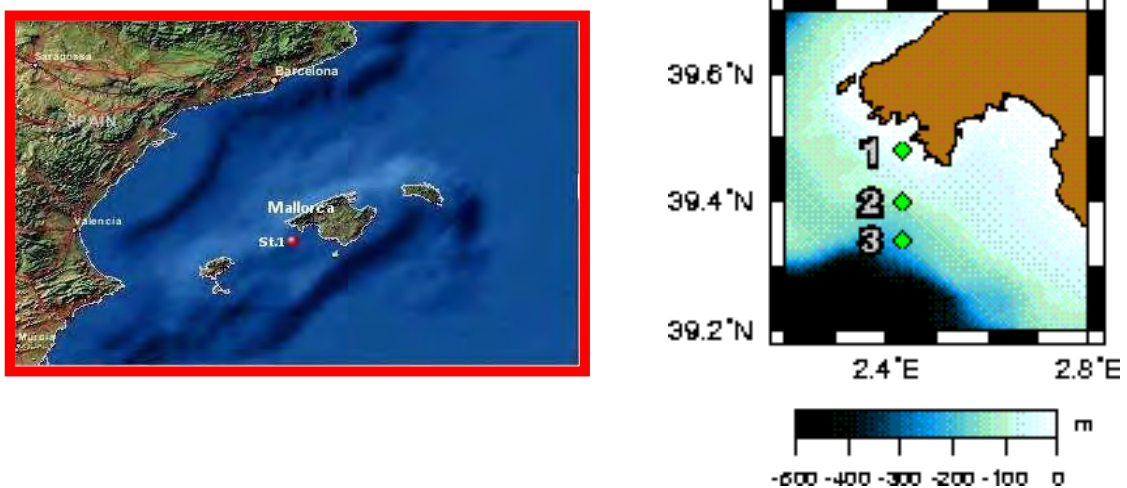


Figura 1. Localización de la estación fija y Radial del Mar Balear.

Tabla 7. Coordenadas geográficas y variables analizadas



Radial	Baleares	Baleares	Baleares	Baleares
Estación	1	1	2	3
Latitud	39°28'10N	39°28'10N	39°24'43 N	39°20'53 N
Longitud	2°25É	2°25É	2°25'63 E	2°25'65 E
Profundidad	75 m	75 m	100 m	200 m
Frec. muestreo	10 días	Mensual	Mensual	Mensual
Periodo muestreado	Abril 94 – Dic /03	Ener/94 – Ene/00	Ener/94 – Ene/00	Ener/94–Ene/00
Malla	250 µm	250 µm	250 µm	250 µm
Analítica	Abundancia	Abundancia	Abundancia	Abundancia
	Biomasa	Biomasa	Biomasa	Biomasa
	Grandes grupos	Grandes grupos	Grandes grupos	Grandes grupos
	Spp dominantes	Spp dominantes	Spp dominantes	Spp dominantes
	CTDs 0-75	CTDs 0-75	CTD 0-100	CTD 0-200

Hay que tener en cuenta que aunque parezca asumirse que toda el área de cada demarcación es representativa del ecosistema en su conjunto, esta asunción no es apropiada en el caso de las comunidades del zooplancton ya que sus organismos se mueven en función de las corrientes y por tanto no están definidas en una zona concreta, extendiendo sus poblaciones más allá del área de la demarcación. Además hay que considerar su capacidad para realizar grandes migraciones verticales especialmente en la noche y que en esta zona no ha sido bien analizada.

Respecto a los pequeños peces pelágicos de vida corta (p.e. anchoa, sardina) a su vez tienen un papel fundamental por ser los organismos que enlazan el medio pelágico (la columna de agua) con el medio bentónico (los fondos marinos) ya que ellos se alimentan de plancton pero son a su vez presa de muchos peces demersales. Para más detalles sobre la evaluación de estas especies ver Descriptor 3 de especies explotadas.

Grupos/especies objetivo de actividades humanas o que estén afectadas de manera indirecta (captura accidental, descartes)

Se dispone de información de especies descartadas y capturadas accidentalmente aunque en la actualidad existen limitaciones para establecer una evaluación de estado ambiental.

El descarte de especies como consecuencia de las actividades pesqueras, afecta a la composición y estructura de las comunidades bentónicas marinas y puede alterar procesos funcionales clave afectando a las redes tróficas. Tsagarakis *et al.* (2008) indica que la composición y el nivel trófico de los descartes en relación a la captura desembarcada puede ser un indicador del estado de explotación de las comunidades demersales. Las tendencias en la abundancia de los descartes se han comenzado a estudiar recientemente a través de indicadores. El uso de indicadores en el contexto



de los Descartes y el bycatch está todavía en desarrollo, pero en la actualidad el Instituto Español de Oceanografía trabaja en varios proyectos para el establecimiento y desarrollo de indicadores basados en datos de descartes obtenidos con los programas de observadores a bordo. Varios índices relativos a la composición de especies y tallas, y las tasas de descarte y by-catch podrían ser indicadores adecuados dentro del enfoque ecosistémico de la pesca (Bellido *et al.*, 2011). Entre los indicadores que podrían ser elegidos en un futuro destacan los siguientes indicadores de estado: talla media de la captura, talla media del descarte, tasa de descarte, índice de diversidad relativa de Simpson y la abundancia relativa de especies vulnerables en el descarte.

Los indicadores del estado de las poblaciones (relativos a biomasa, índices de reclutamiento, estructura de las poblaciones) deben obtenerse evitando la influencia de variables externas a la abundancia de las especies/stocks. Los descartes que genera la flota pesquera, por especie/stock, son valores que están determinados no solo por la abundancia de las poblaciones, sino que están influenciados por una serie de variables independientes de la abundancia de dicha especie/stock. Por otro lado, muchas de estas variables no están disponibles, ni sujetas a control, y son difíciles de parametrizar. Variables tales como: cambios en los aparejos y/o dispositivos de pesca, saturación del mercado, precios de primera venta, cambios en el patrón de consumo de la población, aumento de la capturabilidad por el aumento de concentración de la flota, etc., no están disponibles para poder modelar la estimación de la abundancia de una especie/stock con datos de estimas de descartes. Por ello, la utilización de los datos de descartes tiene limitaciones, aunque esperamos que sea posible en el futuro estimar tendencias en la abundancia mediante el análisis de determinados indicadores. Hay que destacar, por último, que la información existente sobre captura y descartes cubre todas las épocas del año, por lo que podría utilizarse como información complementaria a las series temporales utilizadas en este descriptor.

Grupos/especies que definan un hábitat (p.e. corales, esponjas en comunidades bentónicas)

Estos grupos/especies que definen hábitats (corales, esponjas) son tratados y evaluados en los Descriptores 1 y 6.

Grupos/especies en la cima de la cadena trófica (mamíferos marinos, aves marinas, tortugas, túnidos, tiburones)

Los grandes grupos en la cima de la cadena trófica son tratados en otros descriptores por lo que no repetiremos aquí la información. En el caso de mamíferos marinos, el seguimiento de la abundancia de las poblaciones de cetáceos permitiría determinar la tendencia en las tasas anuales de crecimiento. Sin embargo, como ya se ha mencionado, las estimas de abundancia existentes no reúnen las condiciones, ni han tenido la continuidad, necesarias para su aplicación en este indicador.



Las aves son tratadas en el Descriptor 1 (ver documento Aves marinas). Tortugas y tiburones pelágicos son asimismo tratados en el Descriptor 1 (especies), mientras que las distintas especies de atunes se tratan en el Descriptor 3 de especies explotadas.

Grupos/especies estrechamente ligados a otros grupos/especies de diferente nivel trófico

Ya hemos mencionado la carencia de una “base trófica” dentro de los indicadores elegidos por la Directiva para definir el Buen Estado Ambiental. Por ello, nuestros “grupos/especies clave” se han seleccionado por grupos funcionales y están por tanto basado en su dieta. De nuevo, no hay que olvidar que la Evaluación del Estado Ambiental que se está ofreciendo da respuesta solo a una parte de los ecosistemas marinos, ya que disponemos de información únicamente del ecosistema de plataforma y talud continental (fondos sedimentarios) comprendidos entre los 30 y 800 m de profundidad (50-800 m en el caso de las Islas Baleares). El Instituto Español de Oceanografía dispone de una serie histórica muy importante de dieta de peces demersales y pelágicos, y que es la base de los grupos funcionales seleccionados para dar respuesta a este indicador. Los datos analizados provienen de las campañas MEDITS (1994-2011) y BALAR-MEDITS (2001-2011) de prospección pesquera con arte de arrastre de fondo. La descripción de ambas campañas se puede ver en los Anexos I y II.

2.2.3.1 Levantino-Balear (Península): Descripción de los grupos funcionales

Se ha dividido la demarcación en dos áreas: i) Sur, que abarca desde el Cabo de Palos hasta Sagunto (con la isla de Ibiza) y ii) Norte que comprende el delta del Ebro y la parte norte de Cataluña hasta la frontera con Francia. Esta división se ha hecho por razones de muestreo y por la fuerte influencia del río Ebro en los ecosistemas demersales. Para elaborar esta clasificación en “cajas” de los grupos funcionales se han utilizado los datos provenientes de las campañas rutinarias de prospección pesquera, con arte de arrastre de fondo, realizados anualmente en primavera entre los años 1994 y 2010 en las aguas del Golfo de Alicante-Valencia-Ibiza (Sub-área Geográfica GSA06 (Sur) y la Sub-área norte de la GSA06, de la CGPM).

La información necesaria para responder a este indicador (para ver las tendencias temporales) de los grupos funcionales (GF), está basada en las especies y comunidades nectobentónicas de los ecosistemas demersales de plataforma y talud (~30-800 m). Se han determinado hasta 31 GF (Tabla 8) con la intención de englobar especies de especial importancia ecológica y conjuntos de especies pertenecientes a un mismo grupo taxonómico. En algunos casos, para una misma especie o conjunto de especies, se definieron dos GF según el estrato batimétrico ocupado (plataforma o talud). Esta separación se realiza normalmente para el proceso de modelado ecológico. En el caso de las comunidades demersales, por ejemplo, para especies como la merluza, de marcada segregación espacial donde los reclutas y juveniles se encuentran sobre la plataforma y los adultos sobre el talud (ocupan nichos ecológicos distintos) y, por otro



lado, algunos grupos taxonómicos como los elasmobranchios, que están constituidos por especies con diferentes parámetros bio-ecológicos (p.e. tasas de crecimiento, dieta) se justifica su separación por estrato ya que por tallas o edades, desempeñan roles funcionalmente diferentes en sus respectivos ecosistemas.

Se presenta la evolución a lo largo de la serie histórica disponible (1994-2010) de la biomasa de cada uno de los GF, en $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$. Para detallar algo más los resultados se han separado las especies por su presencia en sus estratos batimétricos (plataforma, talud) y por razones biogeográficas en áreas (Sur y Norte). Esta separación viene dada por la influencia del Río Ebro en los procesos oceanográficos de la plataforma mediterránea, abarcando la mitad de la superficie de muestreo.

Para entender correctamente la estructura y dinámica de las redes tróficas de estos ecosistemas, sería de gran ayuda el desarrollo de un modelo trofodinámico de balance de masas que considere todos los grupos funcionales y compartimentos del ecosistema. Estos modelos están basados en un conjunto de datos y matrices tanto de biomazas como de dietas, datos provenientes de la pesquería y de los descartes (Sánchez y Olaso, 2004). Los fuertes vínculos existentes entre los dominios pelágico, demersal y bentónico son debidos fundamentalmente a una serie de grupos clave, como el zooplancton y peces de comportamiento pelágico (caballa, anchoa, jurel, bacaladilla, etc). Estos grupos clave canalizan el flujo de energía desde la producción primaria hasta los niveles tróficos más elevados. La mejora del conocimiento de estos compartimentos, así como el papel de los mismos en el acoplamiento bento-pelágico, ayudará a comprender mejor el funcionamiento de estos ecosistemas.

Tabla 8. Grupos funcionales identificados en la Demarcación Levantino-Balear (Península) para el análisis del indicador 4.3.1. Se especifican las especies que se han incluido en cada uno de dichos grupos funcionales (PL: plataforma; TA: talud).

N	Grupo Funcional	Especies
1	Merluza	<i>Merluccius merluccius</i>
2	Rapes	<i>Lophius budegassa</i> , <i>L. piscatorius</i>
3	Gallos	<i>Lepidorhombus boscii</i> , <i>L. whiffiagonis</i>
4	Pez de San Pedro	<i>Zeus faber</i>
5	Pintarroja	<i>Scyliorhinus canicula</i>
6	Peces demersales TA	<i>Coelorhynchus coelorhynchus</i> , <i>Himenocephalus italicus</i> , <i>Lepidion lepidion</i> , <i>Mora moro</i> , <i>Nezumia aequalis</i> , <i>Trachyrhynchus scabrus</i>



7	Tiburones TA	<i>Galeus melastomus, Etmopterus spinax, Dalatias licha</i>
8	Rayas PL	<i>Leucoraja circularis, Leucoraja fullonica, Leucoraja melitensis, Raja alba, Raja asterias, Raja brachyura, Raja miraletus, Raja montagui, Raja naevus, Raja polystigma, Raja radula, Raja rondeleti, Raja sp., Raja undulata, Raja africana,</i>
9	Rayas TA	<i>Dipturus oxyrinchus, Torpedo marmorata, T. torpedo</i>
10	Peces bentófagos PL	<i>Chelydonichthys cuculus, Chelydonichthys lastoviza, Lepidotrigla sp., Mullus barbatus, M. surmuletus, Pagellus acarne, P. bogaraveo, Pagrus pagrus, P. erythrinus, Serranus cabrilla, Trachinus draco, Spicara maena</i>
11	Peces bentófagos TA	<i>Helicolenus dactylopterus, Phycis blennoides</i>
12	Peces nectófagos	<i>Argentina sphyraena, Capros aper, Cepola rubescens, Gadidulus argenteus, Macroramphosus scolopax, Trisopterus minutus</i>
13	Bacaladilla	<i>Micromesistius poutassou</i>
14	Jureles	<i>Trachurus mediterraneus, T. trachurus, T. picturatus</i>
15	Peces mesobatipelágicos	<i>Argyropelecus hemigymnus, Benthosema glaciale, Ceratoscopelus maderensis, Chauliodus sloani, Hygophum benoiti, Hygophum hygomii, Lampanictus crocodilus, Maurolicus muelleri, Myctophidae, Myctophum punctatum, Notoscopelus elongatus, Notoscopelus sp., Stomias boa</i>
16	Caballas	<i>Scomber scomber, Scomber japonicus</i>
17	Peces pelágicos pequeños	<i>Sardina pilchardus, Engraulis encrasicolus, Sardinella aurita</i>
18	Calamares PL	<i>Alloteuthis media, Loligo vulgaris, Illex coindetii, Sepia elegans, Sepia officinalis, Sepia orbignyana</i>
19	Pulpos PL	<i>Eledone moschata, Octopus vulgaris, Scaevurgus unicolor, Pteroctopus tetracirrus</i>
20	Calamares TA	<i>Heteroteuthis dispar, Histioteuthis bonnellii, H. reversa, Neorossia caroli, Rossia macrosoma, Sepietta oweniana, Todarodes sagittatus</i>
21	Pulpos TA	<i>Bathypolypus sponsalis, Octopus salutii</i>
22	Gasterópodos	<i>Aplysia sp, Aporrhais sp, Astraea rugosa, Berthella aurantiaca, Bolinus brandaris, Calliostoma, Diodora sp,</i>



		<i>Discodoris fragilis, Gastropteron meckeli, Lunatia catena, Nudibranchia, Opisthobranchia, Pleurobranchaea meckelii, Pleurobranchus membranaceus, Ranella olearia, Scaphander lignarius, Trunculariopsis trunculus, Turritella communis</i>
23	Bivalvos	<i>Nucula spp, Venux nux, Ostrea spp.,</i>
24	Cigala	<i>Nephrops norvegicus</i>
25	Decápodos detritívoros PL	<i>Dardanus arrosor, Dardanus calidus, Liocarcinus corrugatus, Liocarcinus depurator, Liocarcinus sp, Pagurus alatus, Pagurus excavatus, Pagurus forbesi, Pagurus prideauxi, Pagurus sp</i>
26	Decápodos detritívoros TA	<i>Aristeus antennatus, Geryon longipes, Munida sp., Parapenaeus longirostris, Plesionika sp., Processa sp. Solenocera membranacea</i>
27	Gambas zooplanctívoras	<i>AcanthePHYra eximia, AcanthePHYra pelagica, AcanthePHYra purpurea, AcanthePHYra sp., Pasiphaea multidentata, Pasiphaea sivado, Sergestes arcticus, Sergia robusta</i>
28	Equinodermos carnívoros	<i>Anseropoda placenta, Astropecten sp., Echinaster sepositus, Echinus sp., Luidia sp., Marthasterias glacialis, Ophiotrix fragilis, Ophiura ophiura, Ophiura sp., Ophiura texturata</i>
29	Equinodermos depositívoros	<i>Spatangus purpureus, Stichopus regalis</i>
30	Invertebrados bentónicos suspensívoros	<i>Aplidium sp., Ascidia sp., Botryllus schlosseri, Ciona sp., Diazona violacea, Microcosmus sp., Molgula sp., Phallusia mammillata, Polycarpa sp., Polyclinella azemai</i>
31	Poliquetos	<i>Annelida Polychaeta</i>

2.2.3.2 Levantino-Balear (Islas Baleares): Descripción de los grupos funcionales del ecosistema demersal de plataforma

Como ya se ha mencionado anteriormente, un grupo funcional (GF) es un conjunto de organismos que se alimentan del mismo tipo de presa y que, además, viven en hábitats similares y presentan metabolismos y modos de vida parecidos. Esto quiere decir que por ejemplo una sardina y un coral no pertenecen al mismo grupo funcional a pesar de que ambos se alimenten de copépodos.

Los datos utilizados para la definición de los GF se basan en las especies y comunidades nectobentónicas de los ecosistemas demersales de plataforma y talud



(~50-800 m) de las Islas Baleares. Se han identificado un total de 31 GF (Tabla 9) que engloban desde especies individuales, consideradas de especial importancia ecológica dentro del ecosistema, hasta conjuntos de especies pertenecientes a un mismo grupo taxonómico. En algunos casos, para una misma especie o conjunto de especies, se han definido dos GF distintos en base al estrato batimétrico ocupado (plataforma o talud). Esto se ha hecho así por dos razones principales: 1) especies como la merluza presentan una marcada segregación espacial, puesto que los reclutas y juveniles habitan sobre la plataforma pero los adultos sobre el talud (aunque pertenecientes a la misma especie, ocupan nichos ecológicos distintos); 2) algunos grupos taxonómicos (p.ej. Rayas, Calamares, Pulpos) están constituidos por especies con diferentes parámetros bio-ecológicos (p.ej. tasas de crecimiento, dieta) que justifican su separación por estrato ya que desempeñan roles funcionalmente diferentes en sus respectivos ecosistemas.

Se ha analizado la evolución a lo largo de la serie histórica disponible (2001-2011) de la biomasa de cada uno de los GF. Esta biomasa, expresada en $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$, se ha estandarizado considerando el estrato batimétrico (plataforma, talud) y el sector geográfico (este, oeste) utilizados en las campañas BALAR-MEDITS. En dos casos concretos no ha sido posible seguir la evolución de toda la serie por falta de información en los inicios de la misma (GF18 y GF31; serie disponible 2003-2011).

Aunque algunos de estos grupos funcionales (p.e. merluza, rapés, gallos) son tratados en profundidad en otros descriptores (Descriptor 3), los datos provienen de distintas fuentes y por ello se considera oportuno mostrar aquí también la evolución temporal de la abundancia de estas especies basada en las campañas de evaluación pesquera, cuya metodología ha sido homogénea a lo largo de la serie temporal disponible (2001-2011).

Tabla 9. Grupos funcionales identificados en el Mar Balear para el análisis del indicador 4.3.1. Se especifican las especies que se han incluido en cada uno de dichos grupos funcionales (PL: plataforma; TA: talud).

N	Grupo Funcional	Especies
1	Merluza PL	<i>Merluccius merluccius</i>
2	Merluza TA	<i>Merluccius merluccius</i>
3	Rapes	<i>Lophius budegassa</i> , <i>L. piscatorius</i>
4	Gallos	<i>Lepidorhombus boscii</i> , <i>L. whiffiagonis</i>
5	Pez de San Pedro	<i>Zeus faber</i>
6	Pintarroja	<i>Scyliorhinus canicula</i>
7	Peces demersales TA	<i>Caelorhynchus caelorhynchus</i> , <i>Himenocephalus italicus</i> , <i>Lepidion lepidion</i> , <i>Mora moro</i> , <i>Nezumia aequalis</i> , <i>Trachyrincus scabrus</i>
8	Tiburones PL	<i>Galeus melastomus</i> , <i>Etmopterus spinax</i>
9	Raya de clavos	<i>Raja clavata</i>
10	Rayas PL	<i>Leucoraja circularis</i> , <i>Leucoraja fullonica</i> , <i>Leucoraja melitensis</i> , <i>Raja alba</i> , <i>Raja asterias</i> , <i>Raja brachyura</i> , <i>Raja miraletus</i> , <i>Raja montagui</i> , <i>Raja naevus</i> , <i>Raja polystigma</i> ,



11	Rayas TA	<i>Raja radula, Raja rondeleti, Raja sp., Raja undulata</i>
12	Peces bentófagos PL	<i>Dipturus oxyrinchus</i>
13	Peces bentófagos TA	<i>Chelydonichthys cuculus, Chelydonichthys lastoviza,</i>
14	Peces nectófagos	<i>Lepidotrigla sp., Mullus barbatus, M. surmuletus, Pagellus acarne, P. erythrinus, Serranus cabrilla, Trachinus draco</i>
15	Bacaladilla	<i>Helicolenus dactylopterus, Phycis blennoides</i>
16	Jureles	<i>Argentina sphyraena, Capros aper, Cepola rubescens,</i>
17	Peces mesobatipelágicos	<i>Gadiculus argenteus, Glossanodon leioglossus, Macroramphosus scolopax, Trisopterus minutus</i>
18	Calamar veteadado	<i>Micromesistius poutassou</i>
19	Pota voladora	<i>Trachurus mediterraneus, T. trachurus, T. picturatus</i>
20	Calamares PL	<i>Argyrolepeus hemigymnus, Benthosema glaciale,</i>
21	Pulpos PL	<i>Ceratoscopelus maderensis, Chauliodus sloani, Hygophum benoiti, Hygophum hygomii, Lampanictus crocodilus, Maurolicus muelleri, Myctophidae, Myctophum punctatum, Notoscopelus elongatus, Notoscopelus sp., Stomias boa</i>
22	Calamares TA	<i>Loligo forbesii</i>
23	Pulpos TA	<i>Illex coindetii</i>
24	Gasterópodos	<i>Alloteuthis media, Loligo vulgaris, Sepia elegans, Sepia officinalis, Sepia orbignyana</i>
25	Cigala	<i>Eledone moschata, Octopus vulgaris, Scaevurgus unicolor, Pteroctopus tetracirrus</i>
26	Decápodos detritívoros PL	<i>Heteroteuthis dispar, Histiototeuthis bonnellii, H. reversa, Neorossia caroli, Rossia macrosoma, Sepietta oweniana, Todarodes sagittatus</i>
27	Decápodos detritívoros TA	<i>Bathypolypus sponsalis, Octopus salutii</i>
28	Gambas zooplanctívoras	<i>Aplysia sp, Aporrhais sp, Astraea rugosa, Berthella aurantiaca, Bolinus brandaris, Calliostoma, Diodora sp, Discodoris fragilis, Gastropteron meckeli, Lunatia catena, Nudibranchia, Opisthobranchia, Pleurobranchaea meckelii, Pleurobranchus membranaceus, Ranella olearia, Scaphander lignarius, Trunculariopsis trunculus, Turritella communis</i>
29	Equinodermos carnívoros	<i>Nephrops norvegicus</i>



30	Equinodermos depositívoros	<i>Spatangus purpureus, Stichopus regalis</i>
31	Invertebrados bentónicos suspensívoros	<i>Aplidium sp., Ascidia sp., Botryllus schlosseri, Ciona sp., Diazona violacea, Microcosmus sp., Molgula sp., Phallusia mammillata, Polycarpa sp., Polyclinella azemai</i>

2.2.3.3 Levantino-Balear (Islas Baleares): descripción de los grupos funcionales del sistema planctónico

Si nos remitimos a la clasificación de Longhurst (1998) se podrían distinguir principalmente 6 categorías: herbívoros macro filtradores, herbívoros gelatinosos, omnívoros, detritívoros, depredadores raptores y depredadores gelatinosos (Tabla 10).

Tabla 10. Grupos funcionales del sistema planctónico

N	Grupo funcional	Species
1	Herbívoros macro filtradores	Algunos cladóceros y copépodos (como Calinidae, Eucalanidae, Paracalanidae y Pseudocalanidae), moluscos tecosomados incapaces de usar nano y ultraplancton
2	Herbívoros gelatinosos (mayoría filtradores mucosos)	Tunicados (Apendicularias, salpas y doliólidos)
3	Omnívoros o herbívoros facultativos	Copépodos como Euchaetas, Scolecithridae, Centropages, Temora, Lucicutia y Acartias), Eufausiáceos y Misidáceos
4	Detritívoros	Fundamentalmente ostrácodos
5	Depredadores raptores (carnívoros)	Quetognatos, algunos cladóceros y copépodos (Augaptilidos, Candacidos y Pontellidos), Anfípodos, Anélidos y moluscos gymnosomados
6	Depredadores gelatinosos (carnívoros)	Medusas, sifonóforos y Ctenóforos

Como la representación por grupos funcionales es complicada y además no se dispone de ella por la dificultad taxonómica de conocer todos los grupos, solo se mencionará de una manera general los grupos más abundantes en esta región Balear.

Uno de los fenómenos más notorios es la explosión de primavera que en Baleares ocurre incluso a principios de invierno, dependiendo de los años (Fernández de Puelles et al, 2007). Cuando eso ocurre deberían predominar los herbívoros macro filtradores pero a veces también ocurre que el zooplancton gelatinoso no los deja progresar ni a los herbívoros macro filtradores ni a los facultativos. A mediados de primavera comienzan las medusas y sifonóforos, pero también las salpas y los doliólidos pueden llegar a tener gran importancia. Tras ellos vendrían los omnívoros, ya en la estación cálida y como consecuencia de la reducción de los herbívoros macro filtradores. A mediados de otoño y después del máximo otoñal parece que el grupo de



herbívoros macro filtradores alcanza su máximo anual (observando que en esta época no hay herbívoros ni carnívoros gelatinosos). Después vendrá otra vez un aumento de omnívoros que repercutirá en los depredadores raptos.

Los efectos meteorológicos son al final los que parecen determinar los fenómenos hidrográficos a lo largo del año que influirán sobre las masas de agua y su presencia en la zona variando de unos años a otros. Todo lo que tendrá una importancia básica sobre las intensidades de la explosión de fitoplancton y su anticipación o retraso en el tiempo.

2.3 Evaluación del estado actual. Principales presiones e impactos

2.3.1 Indicador 4.1.1 Productividad de predadores apicales

La información relativa a la Productividad de Aves marinas en la Demarcación Levantino-Balear se puede ver en el documento de Aves marinas correspondiente.

2.3.2 Indicador 4.2.1 Proporción de peces grandes

2.3.2.1 Levantino-Balear (Península): Resultados

En la demarcación Levantino-Balear (Península) el LFI alcanzó varias veces valores máximos: 1997 (22%), 2002 (35%) y 2006 (46%), y dos mínimos: 1998 (10%) y 2010 (17%) (Figura 2). Si bien la tendencia temporal del LFI es ascendente, ésta no es significativa, se encuentra en el límite de la significancia estadística ($p= 0.051$). Además, si observamos la evolución temporal de las biomásas de peces pequeños y grandes a lo largo de la serie histórica (Figura 2 y Tabla 11), observamos que el aumento del LFI en 2003 va asociado a otro aumento en las capturas de los peces pequeños. Por el contrario, la disminución del año 2010 se debe a un gran incremento en la biomasa de los mismos. La tendencia ascendente en biomasa de los peces pequeños y peces grandes no es significativa en ninguno de los dos casos ($p > 0.05$). En términos generales se puede observar que la biomasa de los peces pequeños y los grandes siguen un patrón y una tendencia muy similar.

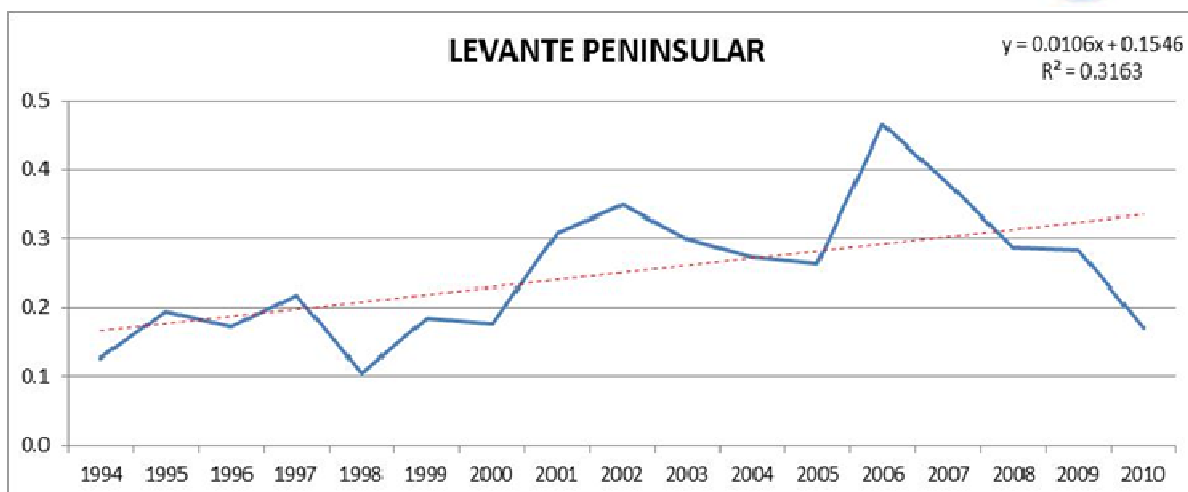


Figura 2. Evolución del indicador LFI a lo largo de la serie histórica de campañas para una talla umbral igual o mayor de 30 cm.

Tabla 11. Evolución anual de la proporción de biomasa de peces grandes (LFI) y capturas estandarizadas (g/lance) de peces pequeños y grandes en base a la talla umbral de 30 cm.

Año	LFI	Grandes	Pequeños
1994	0.126	189	206
1995	0.193	290	426
1996	0.172	258	303
1997	0.218	327	303
1998	0.104	155	342
1999	0.184	276	360
2000	0.177	265	515
2001	0.309	463	681
2002	0.349	523	742
2003	0.298	447	524
2004	0.272	408	519
2005	0.263	394	575
2006	0.465	696	807
2007	0.379	568	865
2008	0.288	431	530
2009	0.282	422	530
2010	0.169	253	385

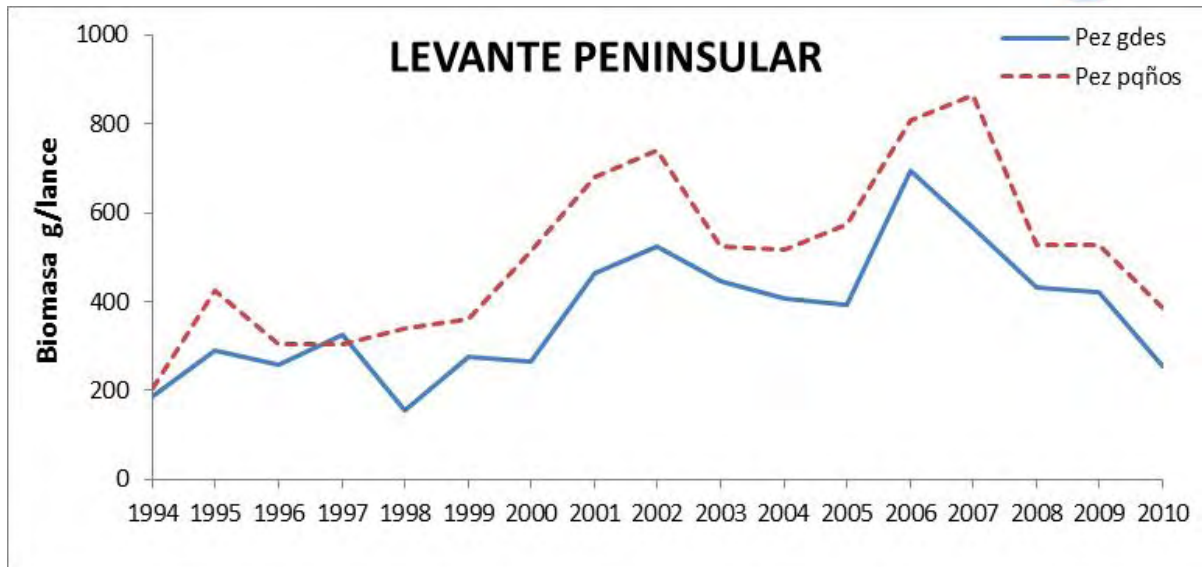


Figura 3. Valores de biomasa (g/lance) de peces pequeños y grandes a lo largo de la serie histórica de campañas MEDITS en la demarcación Levantino-Balear (Península).

En la Figura 4 y Figura 5 se representa la evolución temporal de la biomasa de peces con tallas superiores a 30 cm (elasmobranchios y osteíctios), únicamente de aquellas especies que más aportan al cálculo de la LFI. Del conjunto de la comunidad de peces, 6 especies de elasmobranchios y 6 de osteíctios representan más del 85 % de la biomasa total. De ellas, la especie *M. merluccius* es claramente la que contribuye con mayor biomasa al conjunto de la comunidad y parece determinante en el valor del indicador.

En cuanto a los peces pequeños se puede observar la gran variabilidad interanual existente (Figura 6), siendo 5 especies las que contribuyen con mayor biomasa al total (Figura 6). La elevada variabilidad interanual es una de las características más marcadas de estas especies, condicionando extraordinariamente el valor final del indicador.

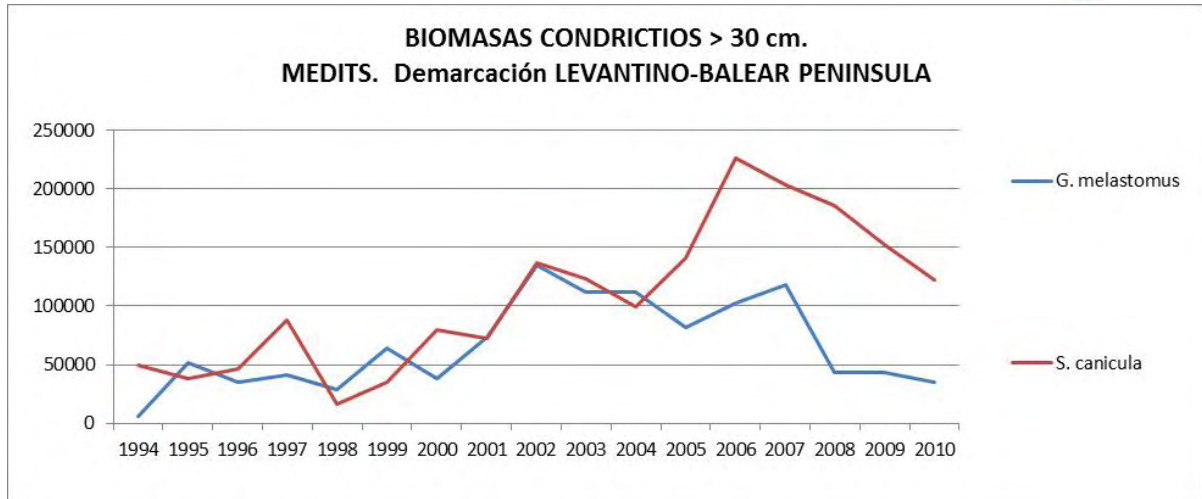


Figura 4. Valores de biomasa (g/lance) de los elasmobranquios > 30 cm a lo largo de la serie histórica de campañas MEDITS en la demarcación Levantino-Balear (Península).

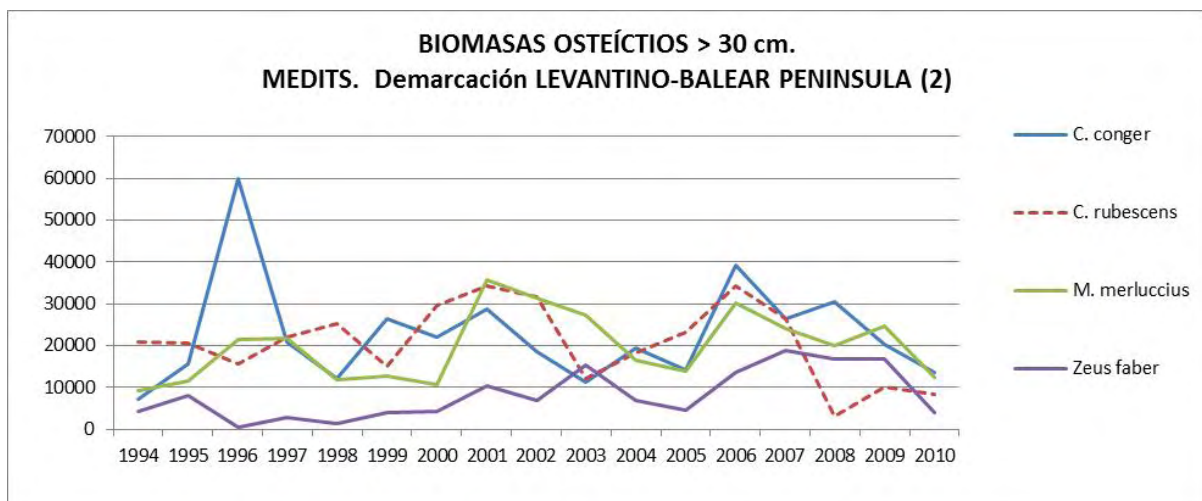
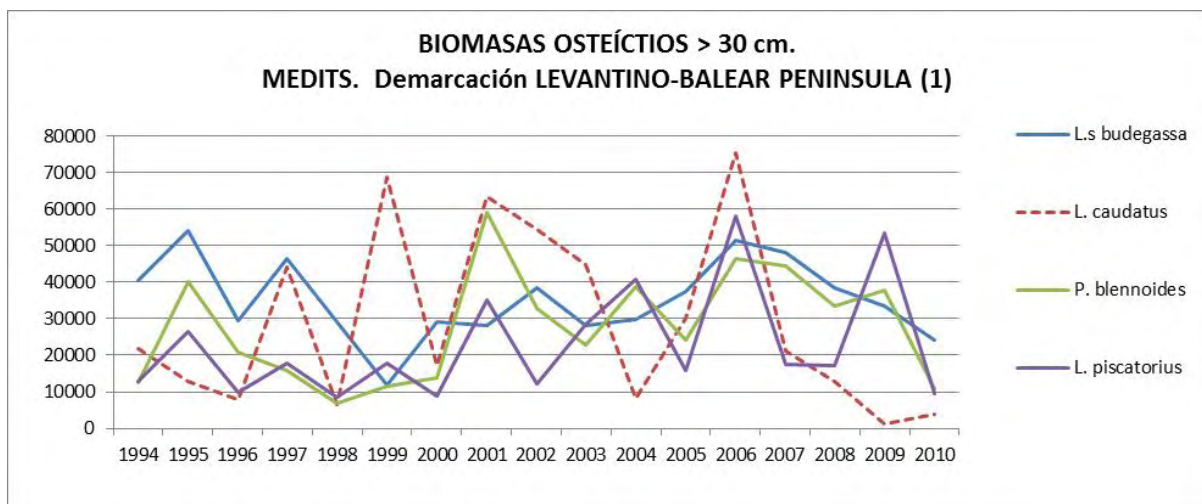


Figura 5. 1 y 2. Valores de biomasa (g/lance) de los osteíctios > 30 cm a lo largo de la serie histórica de campañas MEDITS en la demarcación Levantino-Balear (Península).



Como conclusión podríamos decir que el indicador “Proporción de peces grandes” calculado para la demarcación Levantino-Balear (Península) parece estar afectado principalmente por cambios en la abundancia de peces pequeños, a diferencia de lo obtenido por Shephard *et al.* (2011) en el Mar Céltico. Esto podría deberse a la multiespecificidad que caracteriza las capturas en la zona respecto al Mar Céltico donde presentan abundancias muy altas de unas pocas especies, así como al gradiente latitudinal (Pianka 1966; Rohde 1992; Rosenzweig 1995; Gaston and Blackburn 2000).

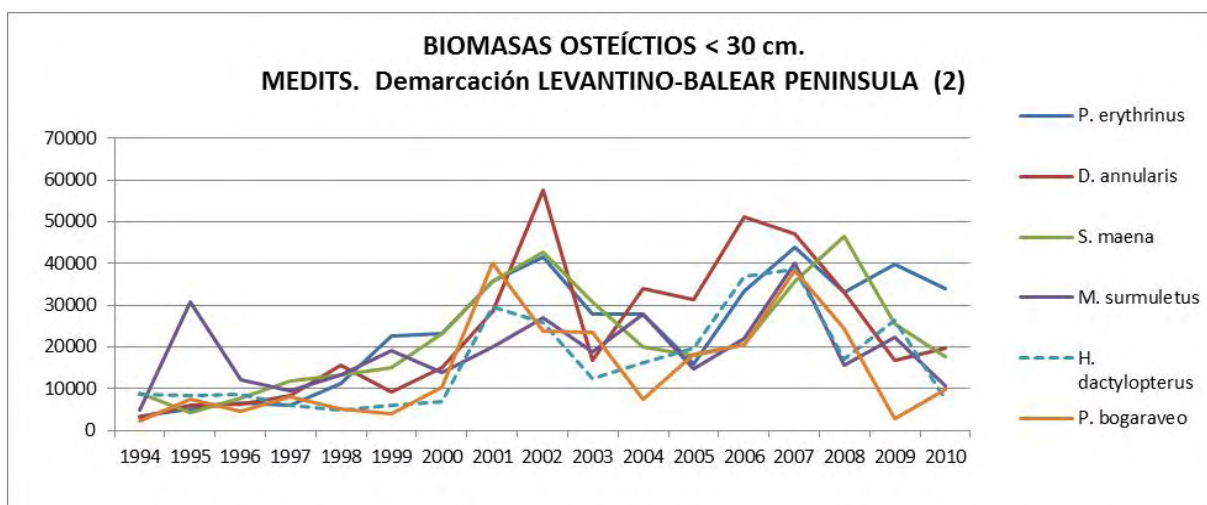
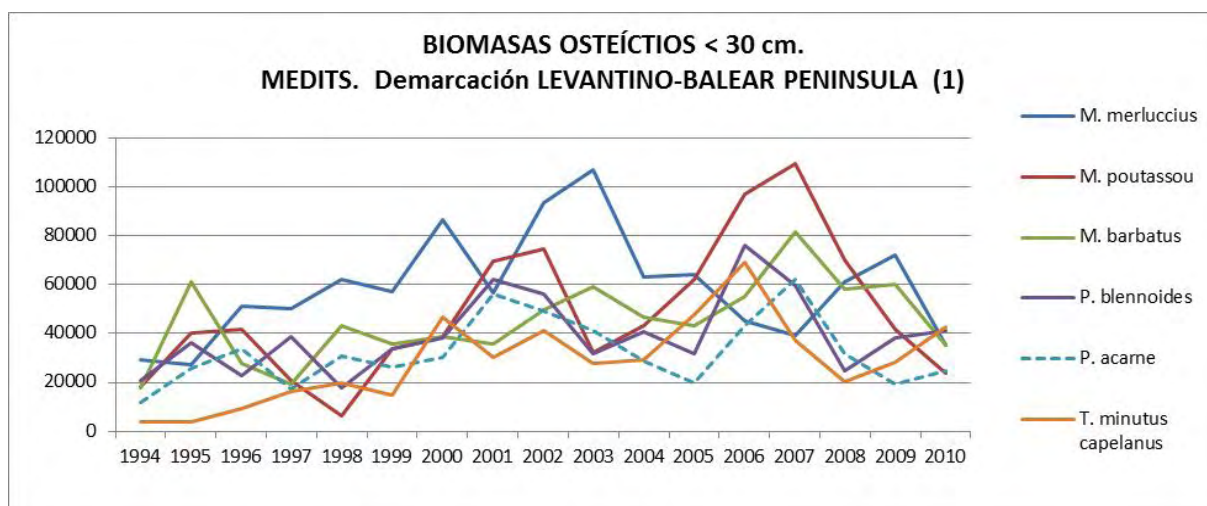


Figura 6. 1 y 2. Valores de biomasa (g/lance) de los osteíctios < 30 cm a lo largo de la serie histórica de campañas MEDITS en la demarcación Levantino-Balear (Península).

Además, otra problemática añadida es que la lista de especies de peces grandes incluye especies de gran talla, tanto de elasmobranchios como de osteíctios, que presentan hábitos alimenticios muy dispares. De esta manera, se están agrupando especies crustácevoras con especies ictiófagas, presentando, por tanto niveles tróficos considerablemente diferentes. La teoría trofodinámica basada en las tallas establece que la pesca retira del ecosistema gran cantidad de peces grandes y esto provoca en consecuencia un aumento de los peces pequeños. Sin embargo, para que esto ocurra



los peces grandes deben alimentarse de otros peces, cosa que no ocurre al mezclar comportamientos alimenticios tan variados. Consecuentemente, en esta zona la eliminación de peces grandes no necesariamente tiene un efecto sobre los peces pequeños.

2.3.2.2 Levantino-Balear (Islas Baleares): Resultados

En las Islas Baleares el LFI alcanzó sus valores máximos (38%) y mínimos (20%) en los años 2003 y 2007, respectivamente (Figura 7). Si bien la tendencia temporal descendente del LFI no es significativa, se encuentra en el límite de la significancia estadística ($p= 0.054$). Además, si observamos la evolución temporal de las biomases de peces pequeños y grandes a lo largo de la serie histórica (

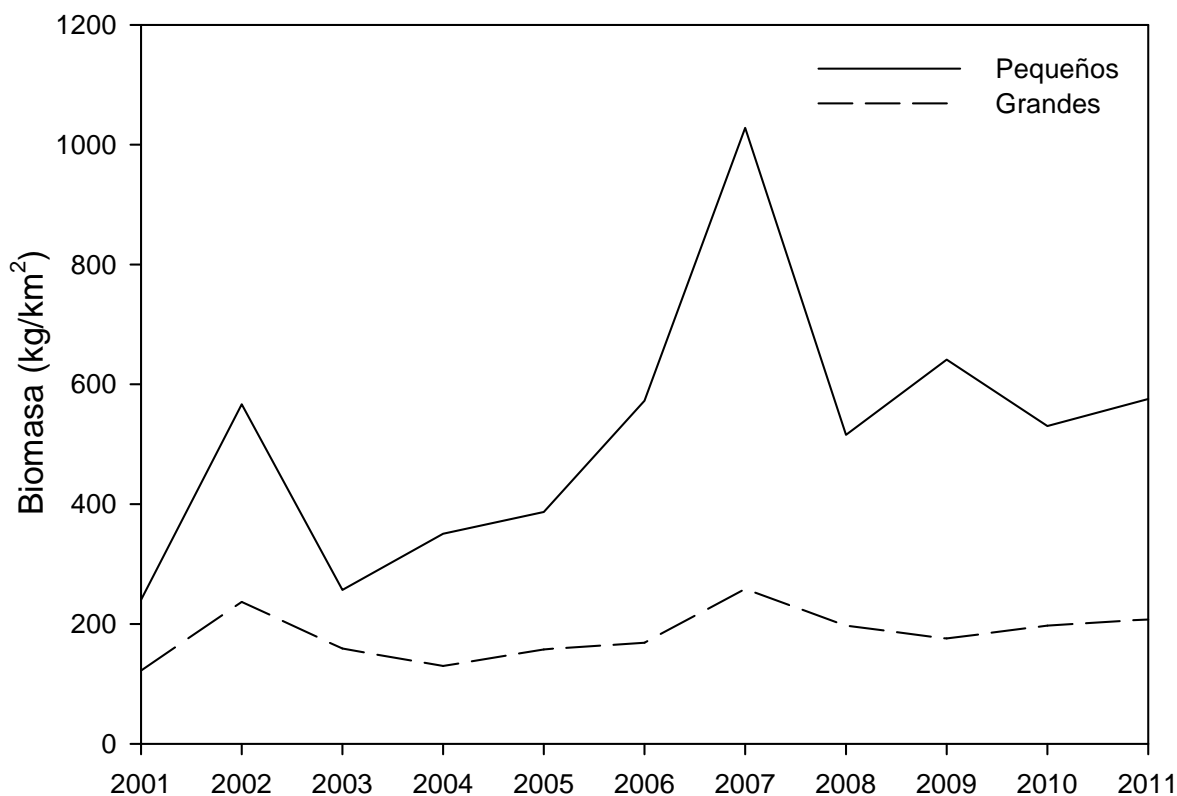


Figura 8 y Tabla 12), observamos que el aumento del LFI en 2003 va asociado a una importante disminución en las capturas de los peces pequeños. Por el contrario, la disminución del año 2007 se debe a un gran incremento en la biomasa de los mismos. La tendencia ascendente en biomasa de los peces pequeños y peces grandes no es significativa en ninguno de los dos casos ($p > 0.05$).

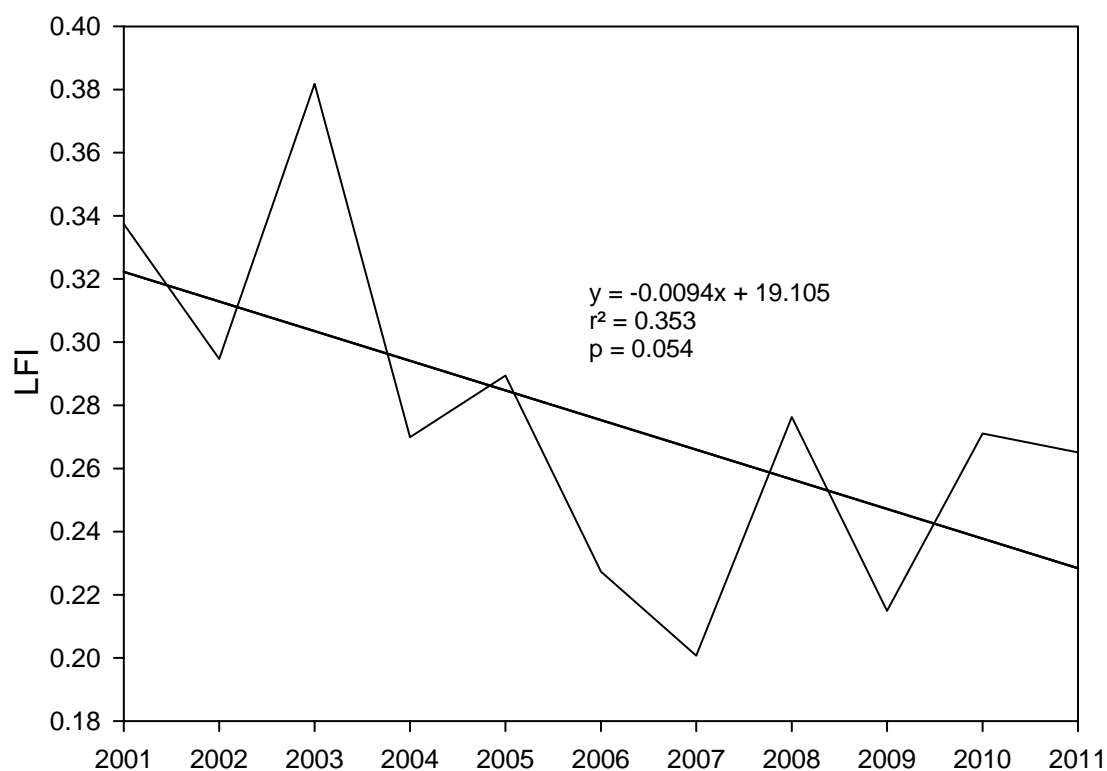


Figura 7. Evolución del indicador LFI a lo largo de la serie histórica de campañas para una talla umbral de 30 cm. Se ha ajustado una línea de tendencia (se incluye ecuación y valores de r^2 y p).

Tabla 12. Evolución anual de la proporción de biomasa de peces grandes (LFI) y capturas estandarizadas ($\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$) de peces pequeños y grandes en base a la talla umbral de 30 cm.

Año	LFI	Pequeños	Grandes
2001	0.337	240.033	122.222
2002	0.295	566.739	236.754
2003	0.382	256.590	158.477
2004	0.270	350.562	129.575
2005	0.289	386.673	157.480
2006	0.227	572.551	168.406
2007	0.201	1027.959	258.071
2008	0.276	515.750	196.913
2009	0.215	641.163	175.468
2010	0.271	530.242	197.195
2011	0.265	575.451	207.561

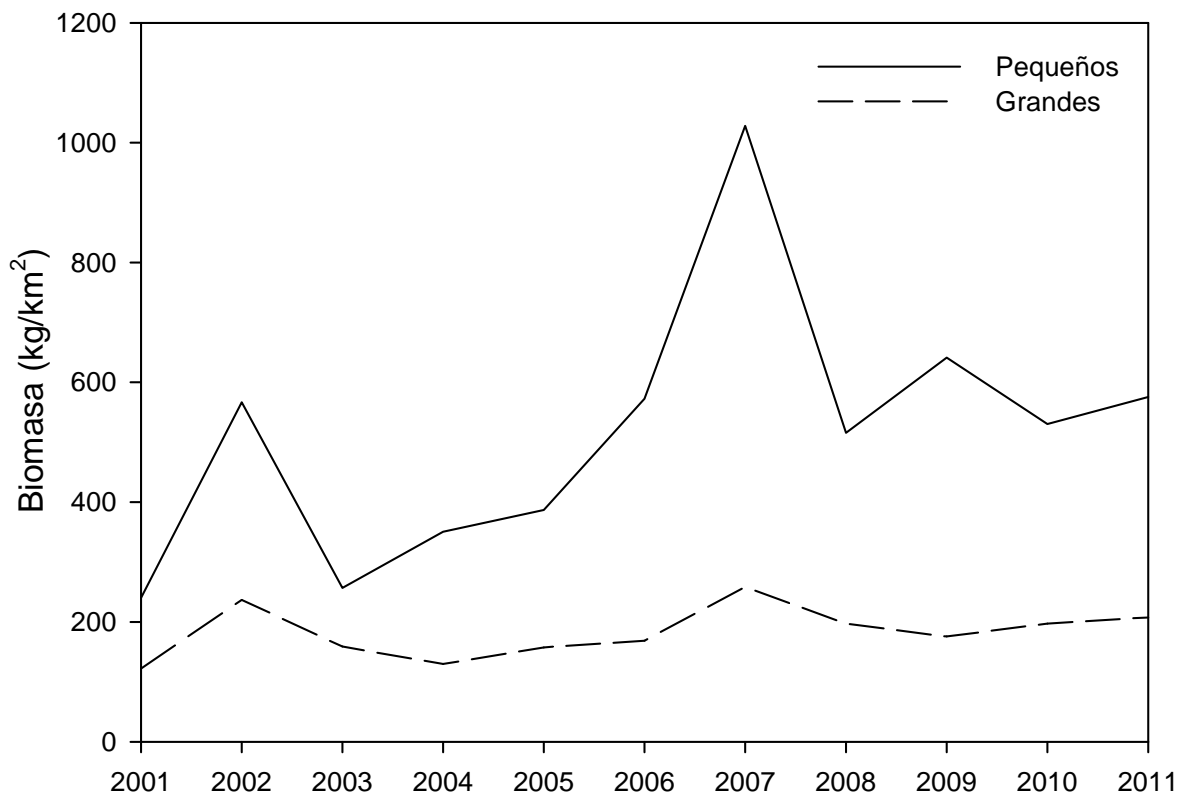


Figura 8. Valores de biomasa (kg·km⁻²) de peces pequeños y grandes a lo largo de la serie histórica de campañas BALAR-MEDITS realizadas en aguas de las Islas Baleares.

En la Figura 9 y

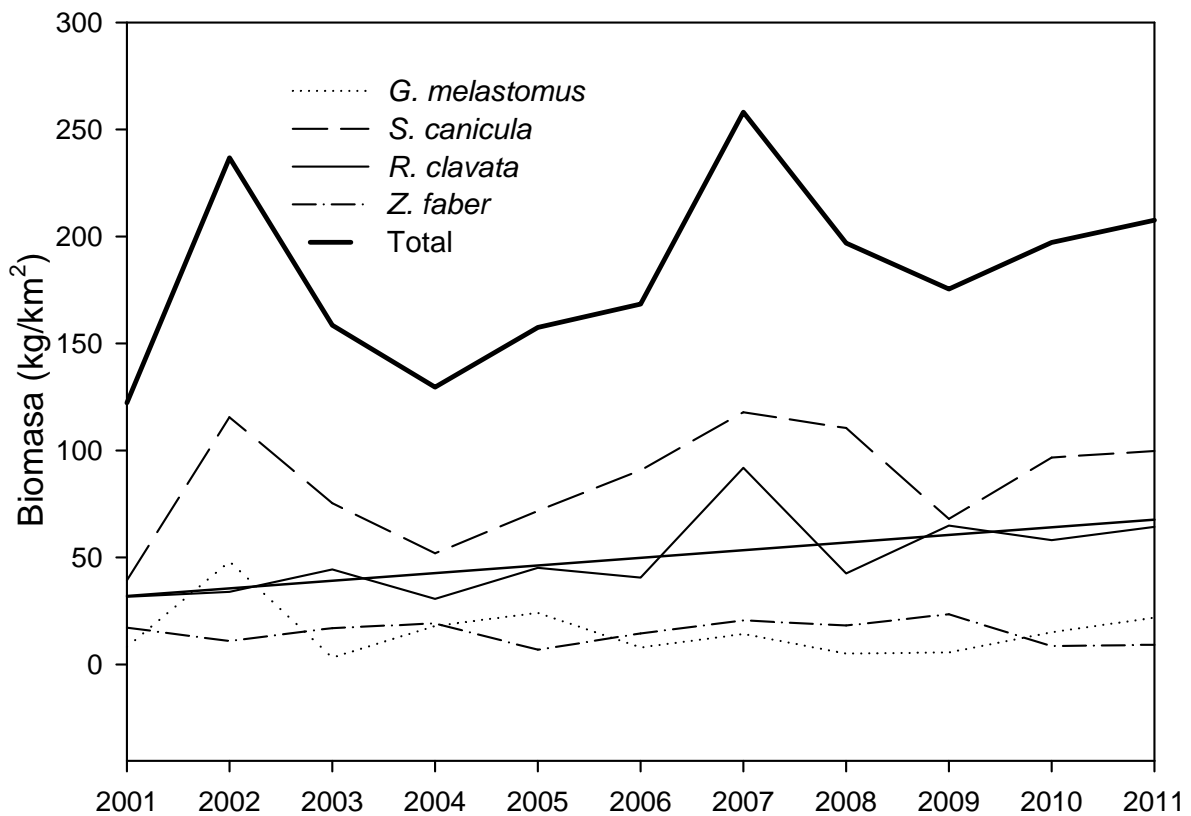


Figura 10 se ha representado la evolución temporal de la biomasa de las especies que más influyen en el cálculo del LFI. Puede verse como la biomasa total de los peces pequeños viene determinada en gran parte por la biomasa de *Glossanodon leioglossus* (36%), y en menor medida por *Mullus surmuletus* (11%) y *Micromessistius poutassou* (7%). Estas tres especies representan aproximadamente el 55% de la biomasa total de peces pequeños. Entre los peces considerados grandes, las especies más importantes son *Scyliorhinus canicula* (47%), *Raja clavata* (27%), *Galeus melastomus* (9%) y *Zeus faber* (8%), representando un 91% de la biomasa total. De éstas, *R. clavata* es la única especie que muestra un incremento significativo a lo largo de la serie histórica ($p=0.03$).

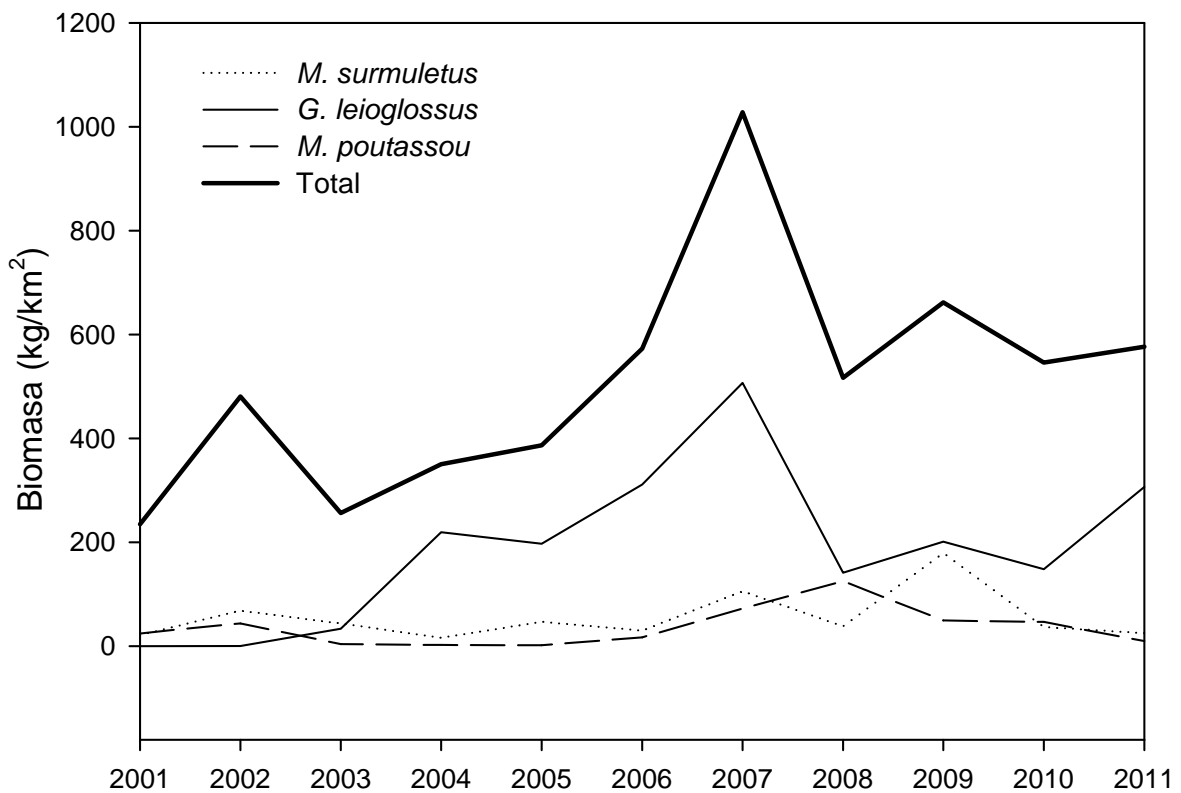


Figura 9. Biomasa ($\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$) de las especies más representativas de los peces pequeños (menores de 30 cm).

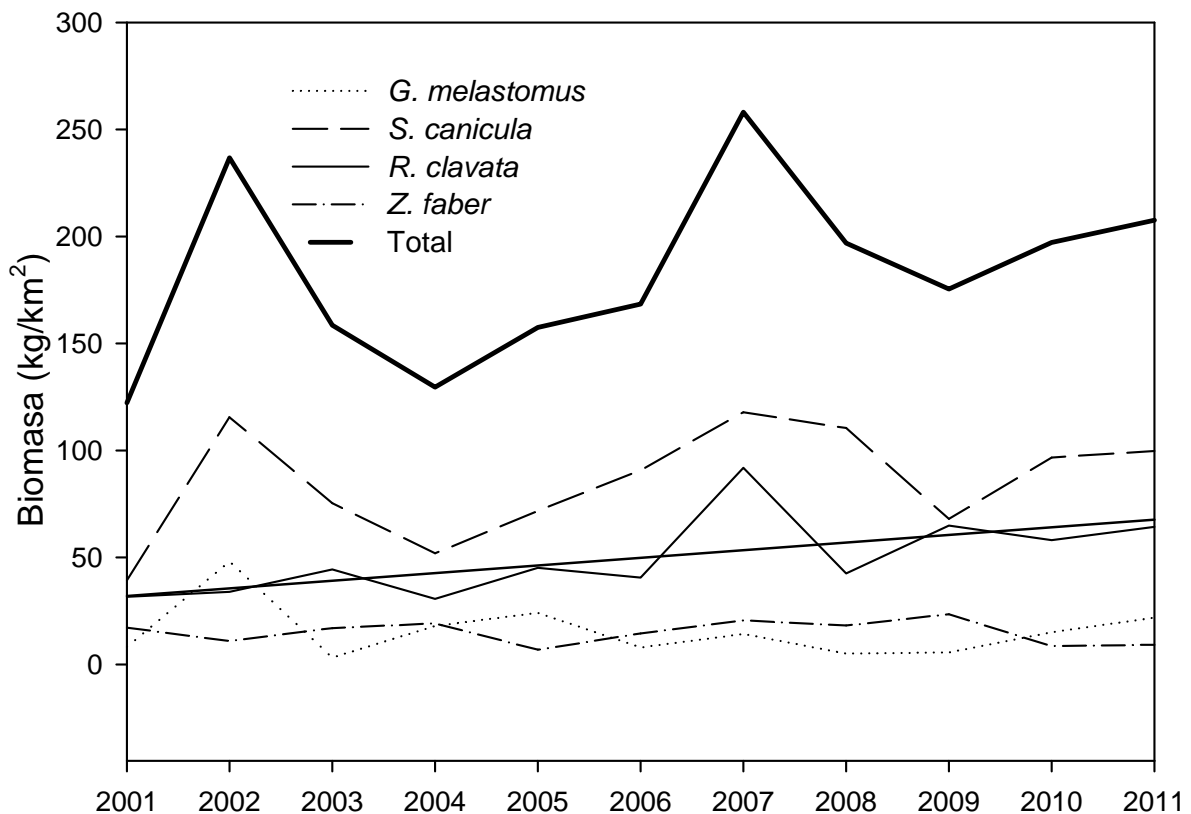


Figura 10. Biomasa ($\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$) de las especies más representativas (90% de la biomasa total) de los peces grandes (mayores de 30 cm). Se incluye la recta de regresión estadísticamente significativa ($p < 0.05$) de *Raja clavata*.

El significativo descenso del LFI a lo largo de la serie histórica que muestran nuestros resultados, parece estar más relacionado con un aumento de la biomasa de peces pequeños, que con un descenso en la biomasa de los peces grandes. En particular, este índice se muestra notablemente influenciado por las oscilaciones anuales en biomasa de la especie *Glossanodon leioglossus*. Por tanto, es importante considerar la dinámica poblacional de dicha especie a la hora de evaluar las posibles causas de este descenso.

Igualmente, en estudios desarrollados en el Mar del Norte se observó que los cambios en el LFI estaban fuertemente influenciados por variaciones en la biomasa de los peces pequeños. Estas variaciones estarían relacionadas con cambios en la mortalidad por depredación, ya que la pesca altera la biomasa de los grandes peces piscívoros y por tanto el efecto indirecto de la pesca altera el denominador del LFI (Daan et al., 2005; Greenstreet et al., 2011).

En este sentido, las especies más importantes de peces grandes no muestran tendencia en su biomasa a lo largo de la serie, o incluso en el caso de *Raja clavata* muestra una tendencia ascendente, lo cual apunta también a que el descenso del valor de LFI a lo largo de la serie no se debe a una disminución de las poblaciones de peces



grandes sino a un aumento de las poblaciones de peces pequeños que podría venir determinada por factores ambientales no relacionados con la pesca.

2.3.3 Indicador 4.3.1 Tendencias en la abundancia de los grupos funcionales

2.3.3.1 Grupos funcionales ecosistema demersal de la plataforma continental: Levantino-Balear (Península)

La Figura 11 recoge la evolución del índice de biomasa ($\text{kg}\cdot\text{km}^2$) para cada uno de los 31 GF a lo largo de la serie histórica. Salvo en contadas excepciones, no existe una tendencia temporal clara sino fluctuaciones en forma de dientes de sierra. Por este motivo, no se ha ajustado ninguna curva a ninguno de los GF considerados y nos limitaremos a comentar caso por caso el patrón observado.

GF1 Merluza. Incluye tanto la que se captura en la plataforma (PT) como la del talud (TA). Normalmente el primer grupo incluye los juveniles, mientras que el segundo corresponde a la población adulta que aparece puntualmente en el área de Alborán. El valor medio de la biomasa, en primavera, arroja valores en torno a los $3 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ que se corresponde con la fracción de juveniles de la temporada. Un ascenso en la abundancia fue detectado en el 2000 ($5,2 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$), en el periodo 2003-2004 y 2006. Son destacables las dos caídas de las abundancias en la serie histórica, una en el año 2001, otra entre el 2005 y la mayor en 2007. La población norte parece estar siempre por encima de los valores de la sur.

GF2 Rapes: la biomasa a lo largo de la serie histórica ha oscilado entre ~ 1.5 y $2 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$. Excepción aparte del año 2000 ($3,02 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$) y el 2006 por encima de los $4,0 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$.

GF3 Gallos: puede decirse que son dos especies ocasionales en el Mediterráneo peninsular. *L. boscij*, presenta valores entorno a los $0,15 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$.

GF4 Pez de San Pedro: es otra especie ocasional con muy bajos valores en los índices de biomasa. Varía muy poco de un año a otro sin ningún patrón claro ($0,1 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$) con la excepción del año 2000 y 2003, a partir de los cuales denota un ligero ascenso hasta los $0,5 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ en 2009 ($0,53 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$) cayendo bruscamente en 2010.

GF5 Pintarroja: Aunque presenta en la serie un cierto aumento en las abundancias, el índice ascendió bruscamente el año 2002 a $11,1 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ volviendo a los valores de $2-3 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$.

GF6 Peces demersales de talud (TA): se observan dos oleadas ascendentes en el área norte de la demarcación: 2000-2002 y 2006-2009 con valores por encima de $1,2 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$. En el principio de la serie (1994-1999) encontramos valores sobre los $0,3 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$, que van a ser los valores de la situación actual en las dos áreas de muestreo.



GF7 Tiburones de talud (TA): las fluctuaciones de las biomásas han tenido un comportamiento parecido al GF6 en la serie histórica, con dos máximos: uno en el año 2002 ($6,3 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$) y otro en 2007 ($6,0 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$).

GF8 Rayas de plataforma (PL) y GF09 Rayas de talud (TA): ambos GFs presentan biomásas muy bajas en la Demarcación ($\sim 0, 2$ y $0,9 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$) Se observan tres picos de $1,0$ a $1,1 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ debidos, probablemente, al esfuerzo de muestreo.

GF10 y GF11 Peces bentófagos de plataforma (PL) y talud (TA), respectivamente: en el primer caso el índice de biomasa presenta una tendencia ascendente en la serie histórica, estando el rango de valores entre $6-10 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$, con dos picos en 2000 y 2007 ($25 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$) En el segundo caso, se observa un máximo en el año 2006: $23 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ pero en la serie los valores se han mantenido relativamente constantes entre los 2 y los $3 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$

GF12 Peces nectófagos: no se observa una clara tendencia de disminución del índice de biomasa desde el año 1994 ($3 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$) hasta un valor similar en el 2010. En el año 2000 asciende a $9 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ igual que en 2010. La serie vuelve a presentar un repunte entre los años 2005-2006 sobre los $6,5 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$.

GF13 Bacaladilla: no presenta un patrón de distribución característico. Se produjo un máximo en las abundancias en el año 2004 ($125 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$) estando el resto de valores entre los $10 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ o prácticamente inaccesible o desaparecida como en los años 1995, 96, 98, o 2004.

GF14 Jureles: entre 1994 y 2005 los valores permanecen bajos sobre 3 y $4 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$, seguidos de un ascenso (2007: $30 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$), con un fuerte descenso el año 2009 ($4 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$) en las dos áreas.

GF15 Peces mesobatipelágicos: no se observan tendencias en la serie histórica con un par de ascensos en los años 1998 ($5,2 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$) y 2000 ($6 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$) y tres caídas en los años 1999, 2002 y 2010 ($2 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$) Estas especies no se muestrean correctamente.

GF16 Caballas: puede decirse que son especies ocasionales en la Levantino-Balear peninsular ($0,05 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$), con un pico en el año 1997 y descenso paulatino hasta el año 2010 ($0,1 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$).

GF17 Peces pelágicos pequeños: en la serie histórica presentan valores fluctuantes entre, ~ 4 y $4,5 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ hasta el año 2002. A partir de entonces detentan un ascenso hasta una media actual de $3,7 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$.

GF18 y GF19 Calamares y Pulpos de plataforma (PL), respectivamente: mientras que el índice de biomasa de los pulpos no ha variado considerablemente a lo largo de la serie con un rango de valores entre los ~ 3 y $4 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$, con un descenso en el año 1999 y un



ascenso en el 2000-1 ($7,3 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$), el rango de los calamares se mantuvo sobre los 0.4 y $0.5 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$, ascendiendo en el 2000-01 ($2,3 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$) y en 2006 ($1,2 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$)

GF20 y GF21 Calamares y Pulpos de talud (TA): en este caso la biomasa de calamares ha variado sobre los $\sim 0,5$ y $0,8 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$, (actualmente $1,8 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$), mientras que para los pulpos ha permanecido casi inexistente sobre $0,01 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ sin una tendencia clara en la evolución de las biomásas.

GF22 Gasterópodos: el índice de biomasa varía considerablemente de un año a otro sin ningún patrón claro; el rango de valores de la serie estuvo por debajo de los 0.2-0.5 $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$, con un ascenso en el año 1995 ($4,1 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$) y 1998 ($0,6 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$)

GF23 Bivalvos: el índice de biomasa no varía considerablemente de un año a otro dentro de los bajos niveles de abundancias. No presentan un patrón claro; el rango de valores de la serie que estuvo entre los $0,4$ - $1,0 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$. con un pico en de $0,68 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ en el año 1995

GF24 Cigala: el índice de biomasa no varió demasiado desde el año 1994 ($0,5 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$) hasta el año 2001 que ascendió hasta $1,6 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$, volvió a valores de principio de la serie y en el 2006 volvió a ascender a unos $2,5 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$, estando actualmente sobre los 0.8 - $0.9 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$.

GF25 y GF26 Decápodos detritívoros de plataforma (PL) y talud (TA), respectivamente: a excepción de un máximo en el año 2000 $2,51 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ y otro en el 2007 ($1,95 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$) y los de talud con ascenso entre los años 2000 y 2002 ($2,8$ - $3,3 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$) y otro repunte en 2010, la serie histórica de los primeros se mantiene relativamente constante entre los $0,6$ y $1,2 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$; en el caso de los del talud, la serie tiene una tendencia a la estabilidad, con los valores actuales entre $\sim 0,3$ y $1,8 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$.

GF27 Decápodos zooplanctívoros: la serie histórica no presenta ninguna tendencia con tres repuntes en los años 1998 ($\sim 1,25 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$), 2003 ($\sim 1,2 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$) y 2005 ($\sim 1,0 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$), y se mantiene en valores cercanos a los $\sim 0,1$ - $0,2 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$, en 2010.

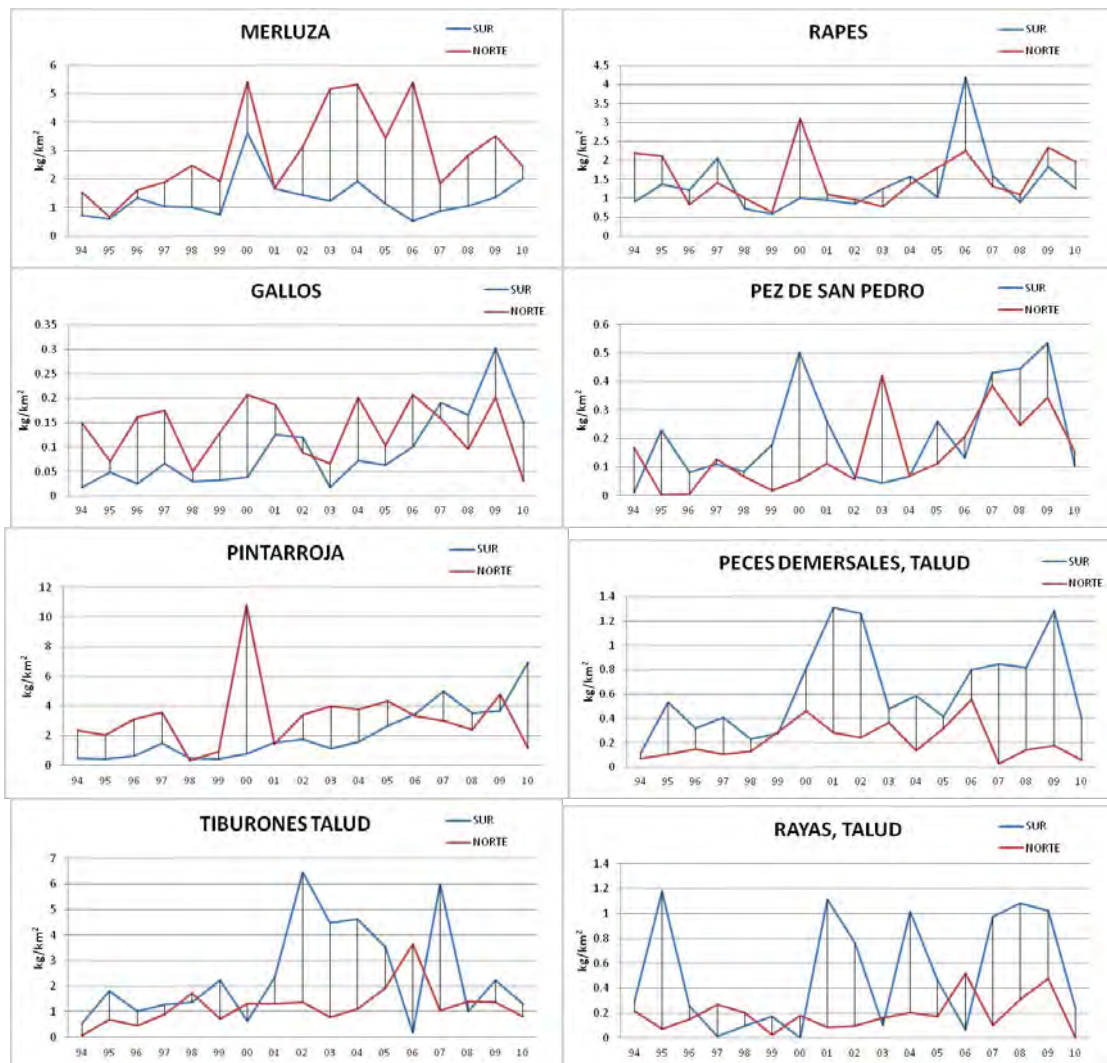
GF28 y GF29 Equinodermos carnívoros y depositívoros, respectivamente: hubo dos ascensos en 1995 ($\sim 8,3 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$) en el 2000 ($\sim 9,2 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$) y menor en el 2005 ($3,8 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$), para presentar una cierta estabilidad hasta el 2010 sobre los $\sim 1,1 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$, en los depositívoros, el índice de biomasa varía considerablemente de un año a otro sin ningún patrón claro desde los mayores valores en 1994 ($15,9$ $3,8 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$), hasta los actuales rangos de valores de ($\sim 1,4 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$)

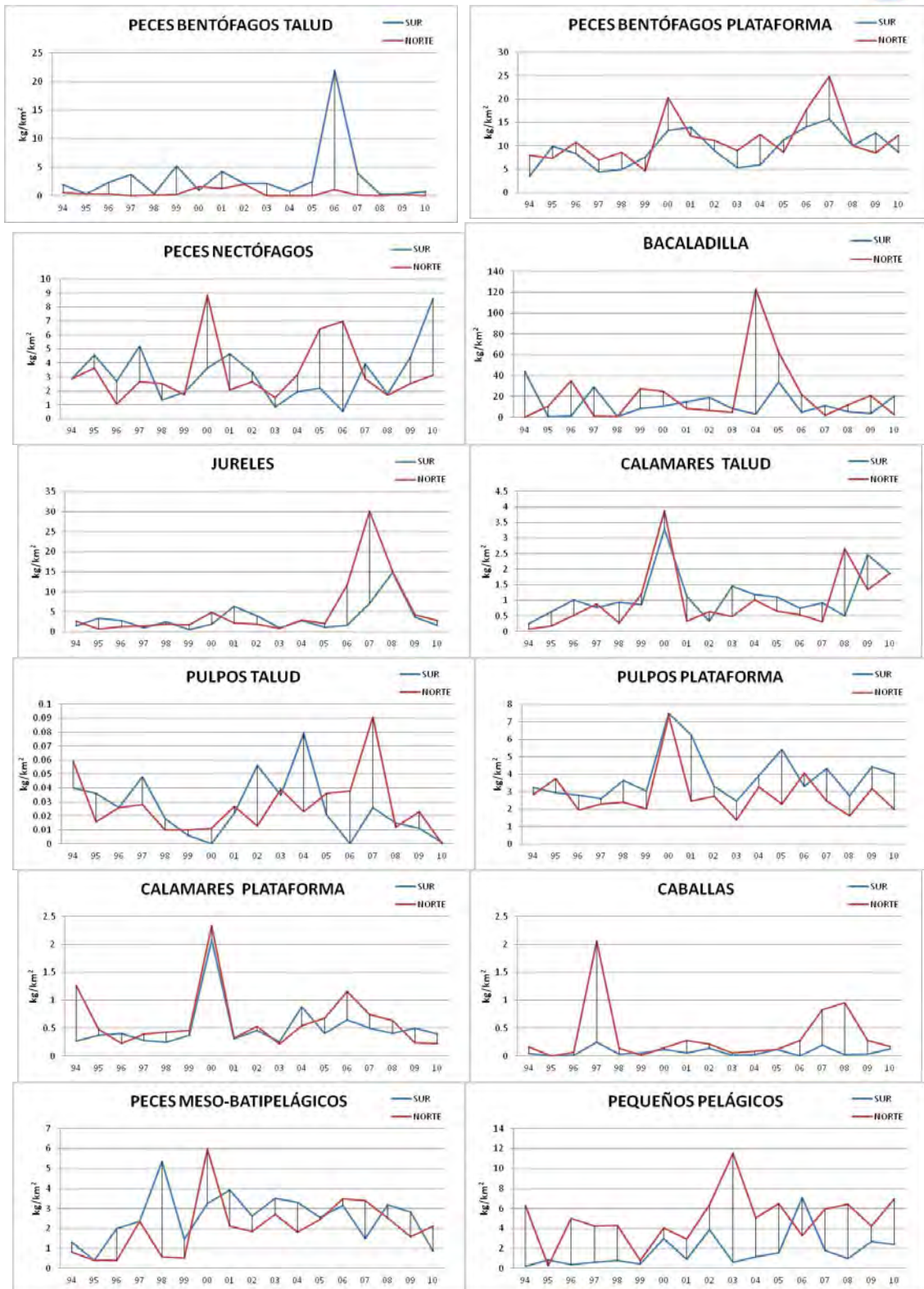
GF30 Invertebrados bentónicos suspensívoros: la serie no presenta grandes cambios en la tendencia de las biomásas (~ 1 - $2 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$), desde un pico en el año 1995 ($\sim 47 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$) hasta los valores actuales sobre los $4 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$

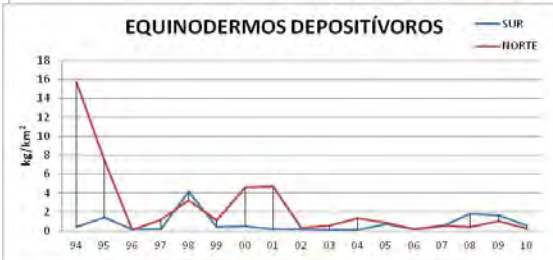
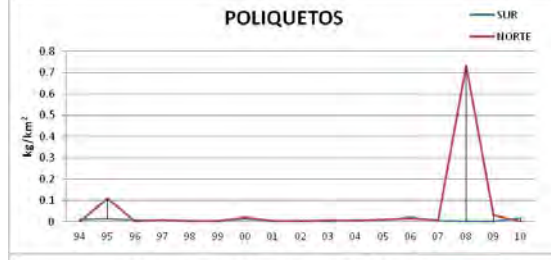
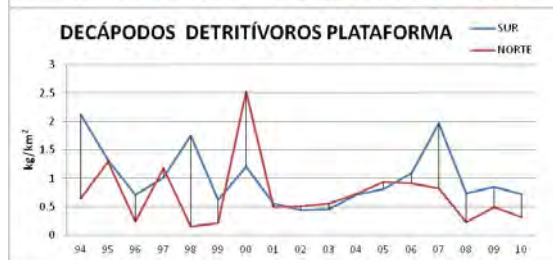
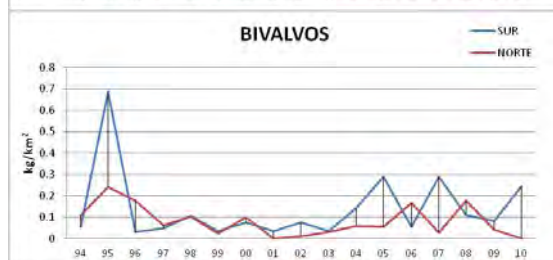
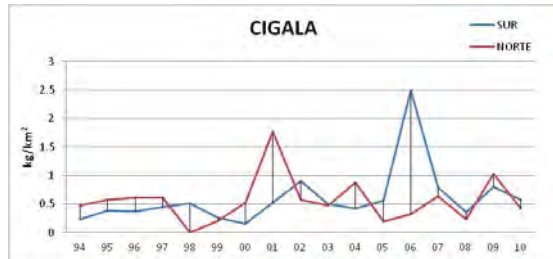


GF31 Poliquetos: existe un valor anómalo en 2008 ($\sim 0.73 \text{ kg km}^{-2}$) que enmascara cualquier tendencia en la serie histórica. Este “outlier” debe ser revisado por tratarse de un valor extremo que probablemente sea un error en la base de datos.

Figura 11. Evolución del índice de biomasa ($\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$) durante la serie histórica de campañas MEDITES_ES (1994-2010) por los Grupos funcionales (GF) escogidos para la demarcación Levantina-Balear (Península). Sur: Golfo de Vera, Golfo de Alicante, Golfo de Valencia e isla de Ibiza. Norte: Delta del Ebro, Barcelona y Gerona.









Diversos estudios desarrollados en el Mediterráneo Occidental han demostrado la existencia de fluctuaciones interanuales en las capturas y/o índices de abundancia de algunas especies demersales (Hidalgo *et al.*, 2011). En la demarcación Levantino-Balear (Península), estas fluctuaciones han sido descritas en diferentes especies de peces, como la merluza. La existencia de esas fluctuaciones en las especies, poblaciones y comunidades mediterráneas, podrían explicar las variaciones observadas en los GF analizados y, por tanto, la falta de un patrón temporal bien definido. También es posible que la serie histórica disponible (17 años) sea aún corta para que puedan observarse tendencias claras.

En cualquier caso, las variaciones obtenidas en nuestros resultados no nos permitirían definir el buen estado ambiental de los ecosistemas analizados tomando como indicador las abundancias de los grupos/especies funcionalmente importantes, tal y como está definido en el Indicador 4.3.1.

2.3.3.2 Grupos funcionales ecosistema demersal de la plataforma continental: Levantino-Balear (Islas Baleares)

La Figura 12 recoge la evolución del índice de biomasa ($\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$) para cada uno de los 31 grupos funcionales (GF) a lo largo de la serie histórica disponible en las Islas Baleares (2001-2011). Salvo en contadas excepciones, no existe una tendencia temporal clara sino fluctuaciones en forma de dientes de sierra. Por este motivo, no se ha ajustado ninguna curva a ninguno de los GF considerados y nos limitaremos a comentar caso por caso el patrón observado.

GF1 Merluza de plataforma (PT) y GF2 Merluza de talud (TA): el primer grupo incluye los reclutas y juveniles sobre los que se fundamenta la pesquería de arrastre, mientras que el segundo corresponde a la población adulta. El índice de biomasa de los adultos se encuentra muy por debajo de los reclutas, pues salvo un pico en 2004 de $16 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$, los valores han oscilado entre los 4 y $11 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$. En el caso de los adultos, y sin contar con los elevados valores observados entre 2005 y 2007 ($45\text{-}57 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$), la población ha oscilado entre $\sim 20\text{-}40 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$. El pico en la población de reclutas durante 2005-2007 puede ser el resultado del pico de adultos observado en 2004.

GF3 Rapes: excepto un claro pico en 2002 ($\sim 45 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$), la biomasa a lo largo de la serie histórica ha oscilado entre $\sim 15\text{-}30 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$.

GF4 Gallos: se observa un pico de $\sim 8 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ entre los años 2002-2003 y un mínimo ($3.5 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$) en 2006, pero a partir de este mínimo la biomasa ha aumentado de forma significativa hasta un máximo histórico en 2011 ($9 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$).

GF5 Pez de San Pedro: el índice de biomasa varía considerablemente de un año a otro sin ningún patrón claro; el rango de valores de la serie ha sido de $9\text{-}24 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$.



GF6 Pintarroja: el índice de biomasa varía considerablemente de un año a otro sin ningún patrón claro; el rango de valores de la serie ha sido de 60-137 kg·km⁻².

GF7 Peces demersales de talud (TA): se observan dos máximos en 2002 (36 kg·km⁻²) y 2006-2007 (30-36 kg·km⁻²) y un mínimo histórico en 2011 (7 kg·km⁻²), pero durante el resto de la serie los valores oscilan entre 9 y 17 kg·km⁻².

GF8 Tiburones de talud (TA): excepto un máximo bien marcado en 2002 (194 kg·km⁻²), los valores se han mantenido más o menos constantes entre 36 y 86 kg·km⁻².

GF9 Raya de clavos: constituye la única especie en la que se observa una tendencia creciente a lo largo de la serie temporal desde los 27 kg·km⁻² en 2001 a los 78 kg·km⁻² en 2011, sólo puntuada por un máximo histórico en 2007 (100 kg·km⁻²).

GF10 Rayas de plataforma (PL) y GF11 Rayas de talud (TA): ambos GFs varían considerablemente a lo largo de la serie histórica con un rango de 18-72 kg·km⁻² en la PL y 1-25 kg·km⁻² en el TA.

GF12 y GF13 Peces bentófagos de plataforma (PL) y talud (TA), respectivamente: en el primer caso el índice de biomasa varía considerablemente de un año a otro sin ningún patrón claro, estando el rango de valores entre 83 y 468 kg·km⁻². En el segundo caso, se observa un máximo al inicio de la serie (2001-2002: 41-73 kg·km⁻²) pero desde entonces los valores se han mantenido relativamente constantes entre los 18 y 31 kg·km⁻².

GF14 Peces neotófagos: se observa una clara tendencia de aumento del índice de biomasa desde el 2001 (57 kg·km⁻²) al 2011 (459 kg·km⁻²) puntuada por un máximo histórico entre 2006-2007 (535-495 kg·km⁻², respectivamente).

GF15 Bacaladilla: desde 2001 a 2005 la especie muestra una clara tendencia negativa (111 a 17 kg·km⁻²), pero desde entonces ha sufrido altibajos con valores entre 17 y 138 kg·km⁻².

GF16 Jureles: entre 2002 y 2006 los valores permanecen relativamente bajos y constantes entre 60 y 80 kg·km⁻², seguidos de un máximo histórico en 2007 (791 kg·km⁻²) tras el cual la serie vuelve a disminuir gradualmente hasta los 155 kg·km⁻² en 2011.

GF17 Peces mesobatipelágicos: se observa una clara tendencia descendente desde los 18 kg·km⁻² en 2001 hasta los 2-3 kg·km⁻² en 2009-2010, aumentado durante el último año de la serie histórica hasta los 9 kg·km⁻².



GF18 Calamar veteadado: después de un mínimo histórico en 2006 ($0.6 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$), la biomasa ha aumentado gradualmente a lo largo de la serie hasta un máximo en 2011 ($12 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$).

GF19 Pota voladora: a excepción de los años 2005 ($13 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$), 2009 ($29 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$) y un marcado pico histórico en 2010 ($61 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$), la serie se ha mantenido relativamente constante entre $2\text{-}4 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ el resto de años.

GF20 y GF21 Calamares y Pulpos de plataforma (PL), respectivamente: mientras el índice de biomasa de los pulpos ha variado considerablemente a lo largo de la serie con un rango de valores de entre 48 y $228 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$, el rango de los calamares se ha mantenido entre los 18 y $28 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$.

GF22 y GF23 Calamares y Pulpos de talud (TA): en este caso la biomasa de calamares ha variado entre los 3 y $15 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$, mientras que para los pulpos ha permanecido entre 1.5 y $5 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ con excepción de un mínimo histórico en 2011 ($0.4 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$).

GF24 Gasterópodos: el índice de biomasa varía considerablemente de un año a otro sin ningún patrón claro; el rango de valores de la serie ha sido de $0.4\text{-}0.9 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$.

GF25 Cigala: el índice de biomasa varía considerablemente de un año a otro sin ningún patrón claro, observándose dos máximos en 2002 ($20 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$) y 2008 ($15 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$) y un mínimo histórico en 2001 ($2 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$) pero permaneciendo entre 4 y $9 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ el resto de años.

GF26 y GF27 Decápodos detritívoros de plataforma (PL) y talud (TA), respectivamente: a excepción de un máximo entre los años 2006-2007 ($16\text{-}18 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$), la serie histórica de los primeros se mantiene relativamente constante entre los 3 y $8 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$; en el caso de los segundos, la serie disminuye marcadamente desde un claro máximo histórico en 2002 ($90 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$) pero desde 2005 los valores se mantienen entre 15 y $25 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$.

GF28 Gambas zooplanctívoras: la serie histórica disminuye desde un máximo en 2001-2002 ($5\text{-}4 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$) hasta $1 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ en 2004, aumenta posteriormente hasta 2006 ($1.4 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$) pero disminuye y se mantiene relativamente constante con valores cercanos a $1 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ entre 2008 y 2011.

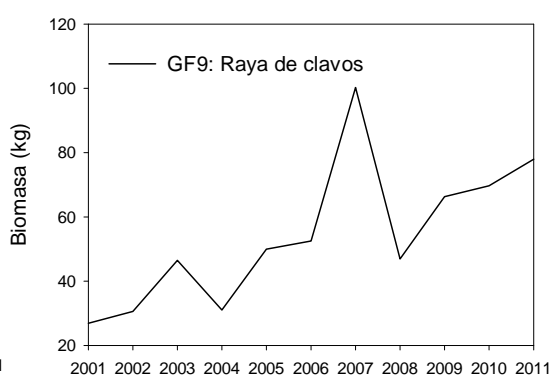
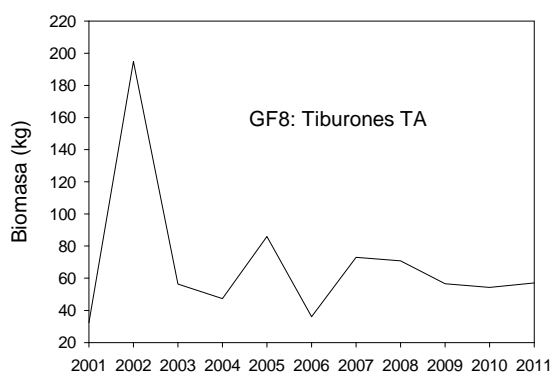
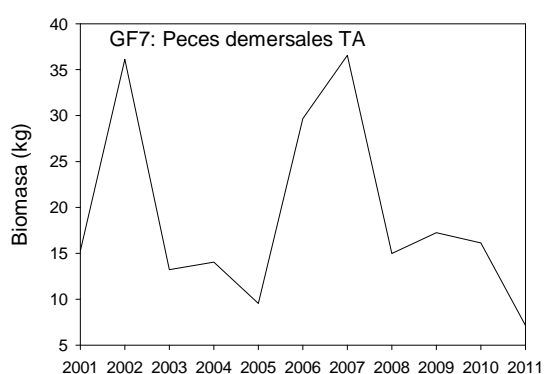
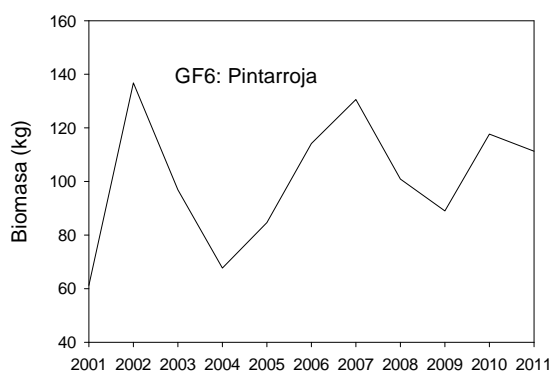
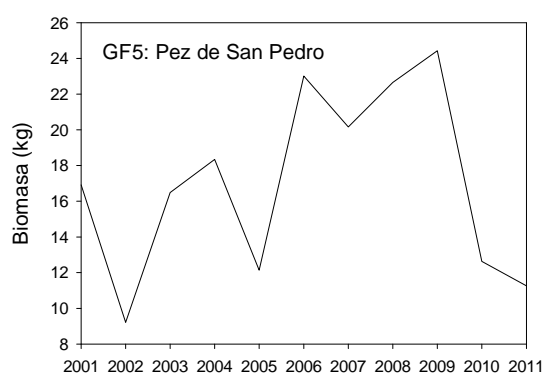
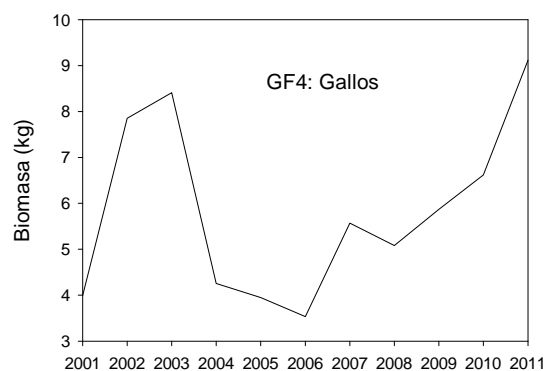
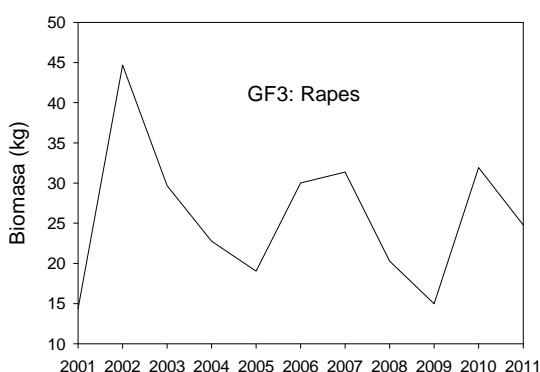
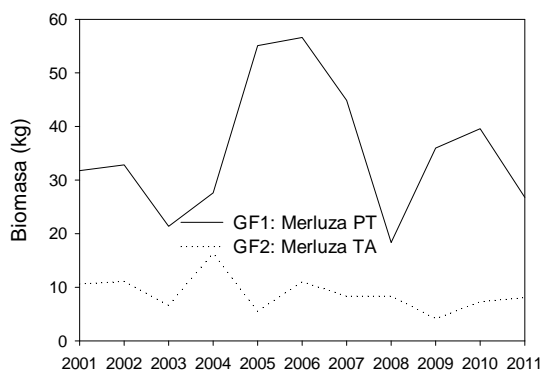
GF29 y GF30 Equinodermos carnívoros y depositívoros, respectivamente: después de un mínimo histórico en 2001 ($17 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$), la biomasa de los primeros permanece entre $60\text{-}80 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$ el resto de la serie temporal; en los segundos, el índice de biomasa varía considerablemente de un año a otro sin ningún patrón claro, con un rango de valores de $83\text{-}468 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-2}$.

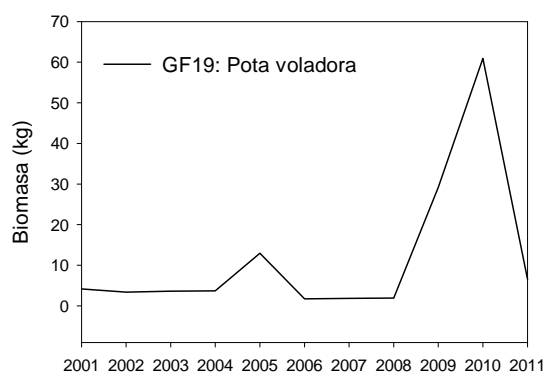
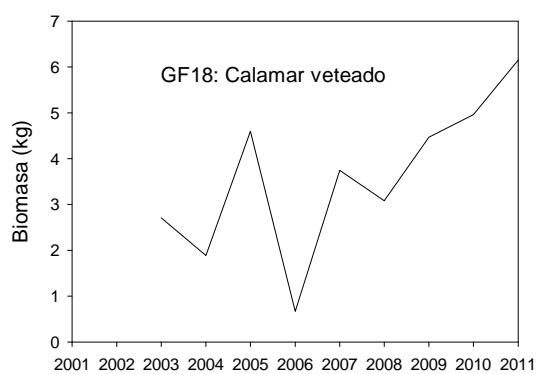
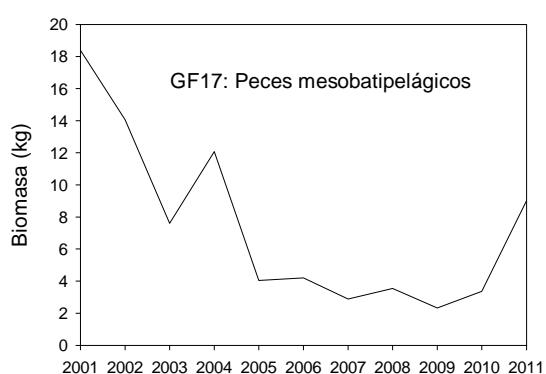
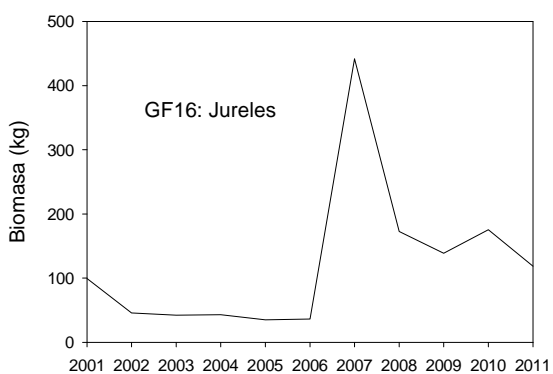
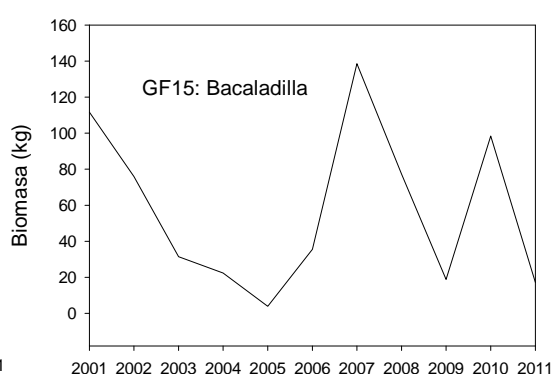
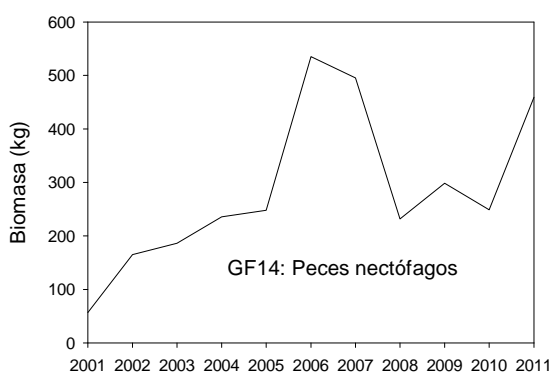
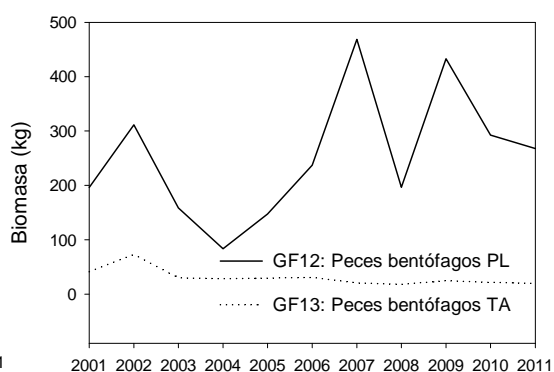
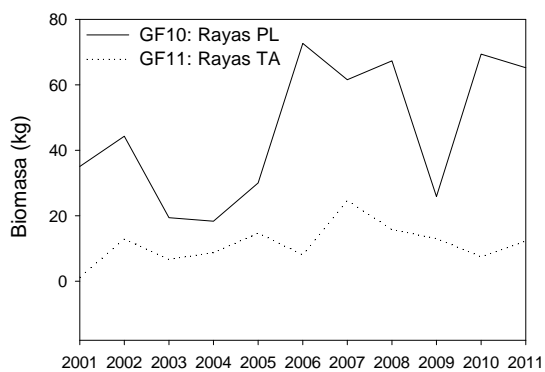
GF31 Invertebrados bentónicos suspensívoros: el índice de biomasa varía considerablemente puesto que después de aumentar significativamente entre 2003 (40

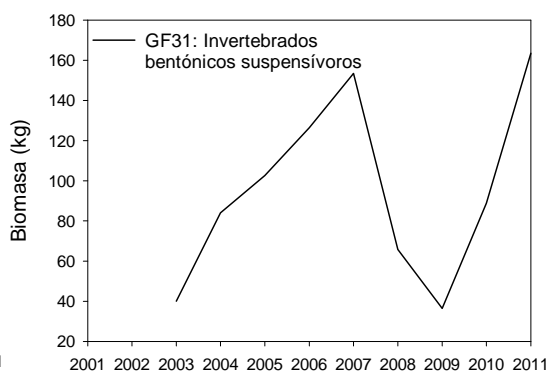
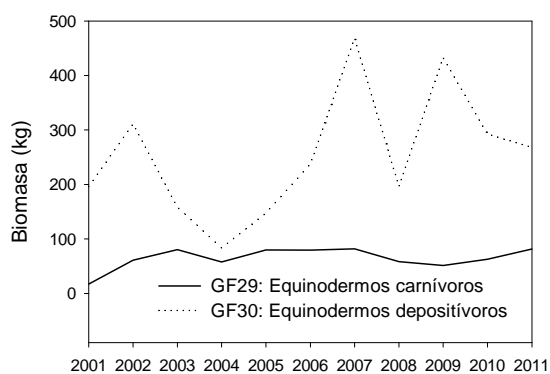
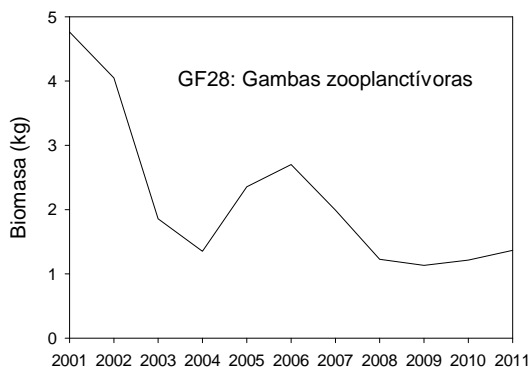
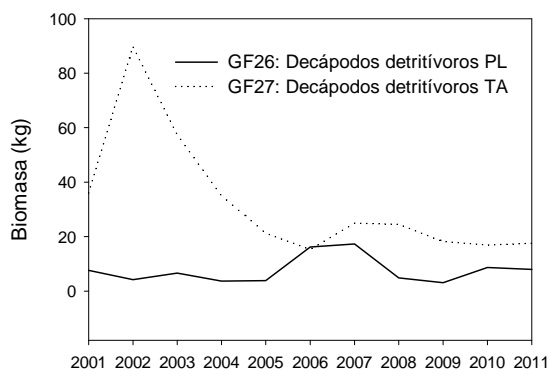
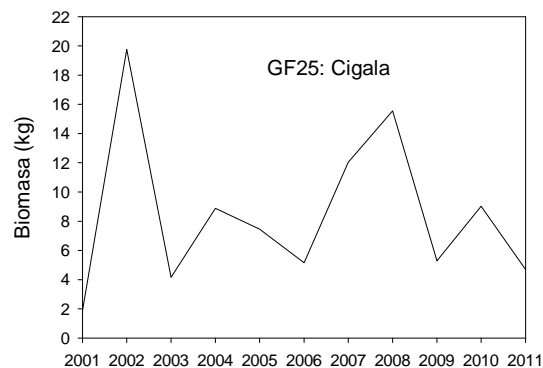
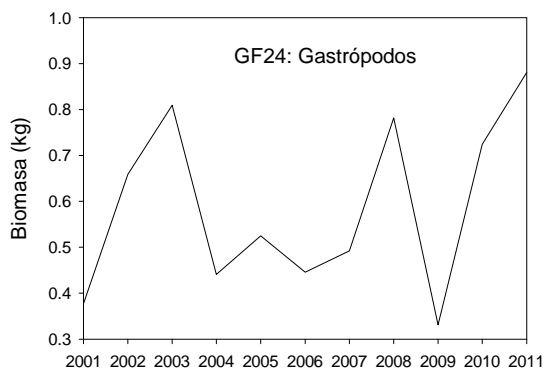
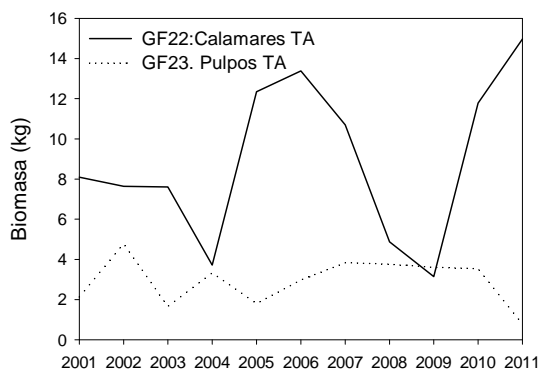
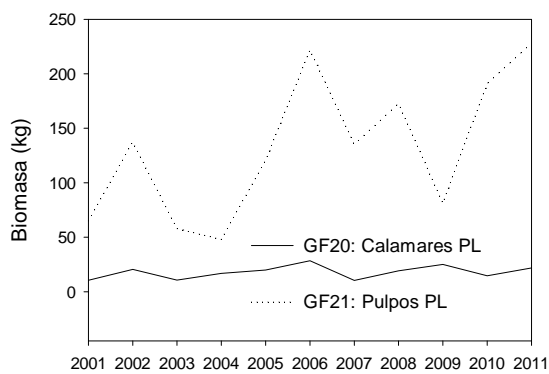


kg·km⁻²) y 2007 (153 kg·km⁻²), los valores caen abruptamente hasta 36 kg·km⁻² en 2009 para aumentar de forma también brusca hasta 163 kg·km⁻² en 2011.

Figura 12. Evolución del índice de biomasa (kg·km⁻²) a lo largo de la serie histórica 2000-2011 para cada uno de los 31 Grupos Funcionales (GF) definidos en la Demarcación Levantino-Balear (Mar Balear).







Diversos estudios desarrollados en el Mediterráneo Occidental han demostrado la existencia de fluctuaciones interanuales en las capturas y/o índices de abundancia de algunas especies

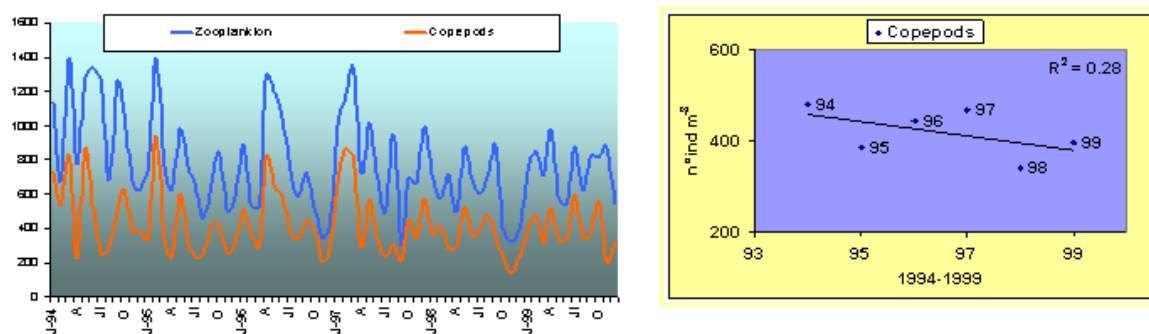


demersales. En el Mar Balear, estas fluctuaciones han sido descritas tanto en especies de peces, como la merluza y el salmonete (Oliver 1993), como en cefalópodos (pulpo: Quetglas et al. 1998) y crustáceos (gamba roja: Carbonell et al. 1999). En algunos casos, dichas fluctuaciones han sido atribuidas al efecto de índices climáticos de mesoescala como la NAO (North Atlantic Oscillation) y el MO (Mediterranean Oscillation), o incluso a índices locales como el índice IDEA (Monserrat et al. 2008). Se ha observado que las capturas de la gamba roja (*Aristeus antennatus*) en el Mediterráneo Occidental estaban correlacionadas con la NAO (Maynou 2008 a,b). La NAO se ha relacionado igualmente con el reclutamiento de diversas especies demersales (Lloret et al. 2001). Massutí et al. (2008) analizó los efectos de la NAO, MO e índice IDEA sobre la merluza y gamba roja de las Islas Baleares, y encontró que el reclutamiento de ambas especies estaba modulado por los índices NAO e IDEA, mientras que el stock reproductor y la abundancia de la gamba roja estaban afectados por el índice MO.

La existencia de estas marcadas fluctuaciones en los recursos mediterráneos podrían explicar las variaciones observadas en los GF analizados y, por tanto, la falta de un patrón temporal bien definido. También es posible que la serie histórica disponible en el Mar Balear (10 años) sea demasiado corta para que puedan observarse tendencias claras y sea necesario disponer de series temporales más largas. En cualquier caso, las variaciones obtenidas en nuestros resultados no nos permitirían definir el buen estado ambiental de los ecosistemas analizados tomando como indicador las abundancias de los grupos/especies funcionalmente importantes, tal y como está definido en el Indicador 4.3.1.

2.3.3.3 Grupos funcionales del sistema planctónico

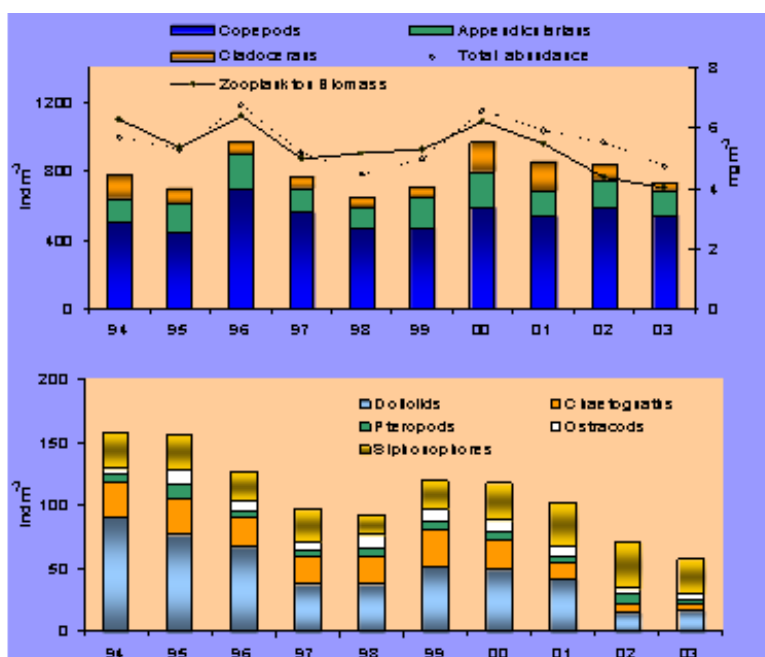
En relación a estos datos obtenidos durante los 6 años del radial (1994-2000, Figura 13) y de los 12 años de muestreo de la estación fija (1994-2003, Figura 14) en la zona nerítica de la zona Balear se ha podido observar que el plancton del Mar Balear es muy sensible a los cambios fisicoquímicos del estrato superficial y que estos se ven afectados por los cambios hidrográficos y la presencia de masas de agua de distinta procedencia, norte o sur del Mediterráneo. Así durante el calentamiento observado en los años 98 y 99, hubo una serie de cambios ambientales cuando la abundancia del zooplancton disminuyó claramente, encontrándose entre otras cosas una relación inversa entre la temperatura y los grupos más abundantes del zooplancton, como son los copépodos.



Fernandez de Puellas et al., 2003. *Oceanol. Act.* 26: 673-686

Figura 13. Evolución temporal (1994-2000) de la abundancia de zooplancton y de copépodos.

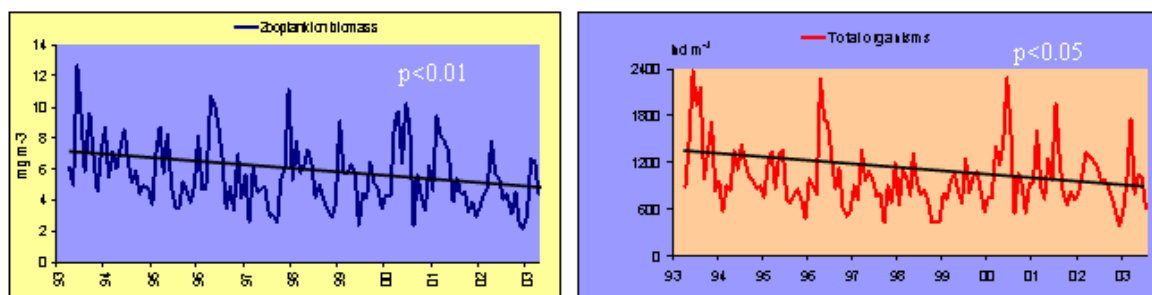
Al estudiar la estructura de la comunidad zooplanctónica se puede observar una disminución en la abundancia de muchos grupos durante los periodos más cálidos y una mayor riqueza en los periodos fríos, por lo que debido a esa variabilidad durante los años muestreados no se encontraron tendencias claras. Pero sí importantes cambios de estructura de la comunidad.



Fernandez de Puellas M.L. et al., 2007. *Progress in Oceanography*, 74 (2-3): 329-354

Figura 14. Evolución temporal (1994-2003) de la abundancia (ind m^{-3}) de los principales grupos zooplanctónicos

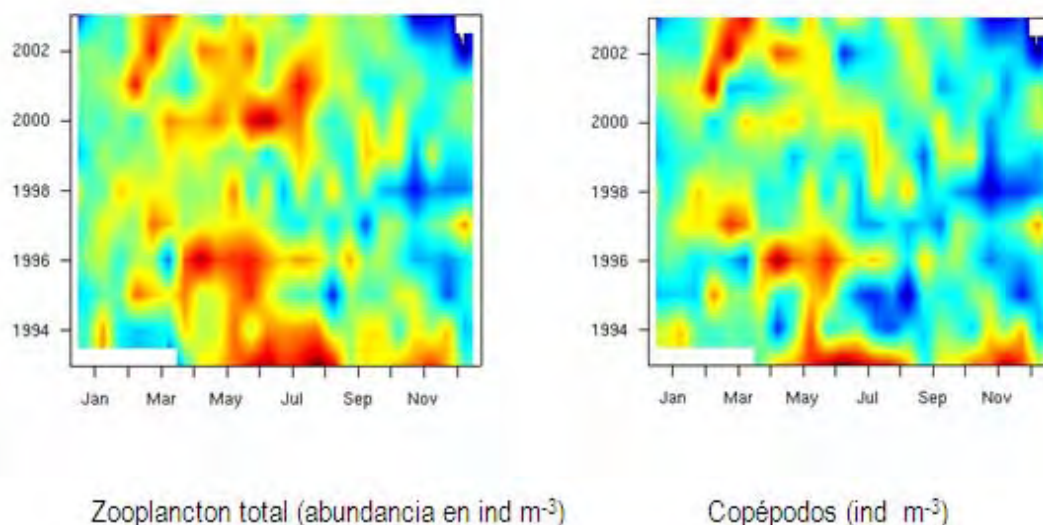
Aunque se observa una disminución general de la biomasa y abundancia total del zooplancton (Figura 15), ésta solo fue significativa para algunos grupos que no fueron precisamente los más abundantes.



Fernandez de Puellas et al., *Hydrobiologia* 617, 2009

Figura 15. Evolución temporal (1993-2003) de la abundancia total de zooplancton, en biomasa (mg m^{-3}) y número (ind m^{-3}).

Los años fríos como 1996 y 2000 fueron años de una mayor abundancia zooplanctónica, cuando las aguas del norte del Mediterráneo, más frías y salinas ocupaban la zona. Y lo que fue debido especialmente del grupo de los copépodos, apendicularias y sifonóforos que disminuyeron en los años más cálidos, con mayor presencia de aguas del sur (Figura 16).



Fernandez de Puellas et al., *Hydrobiologia* 617, 2009

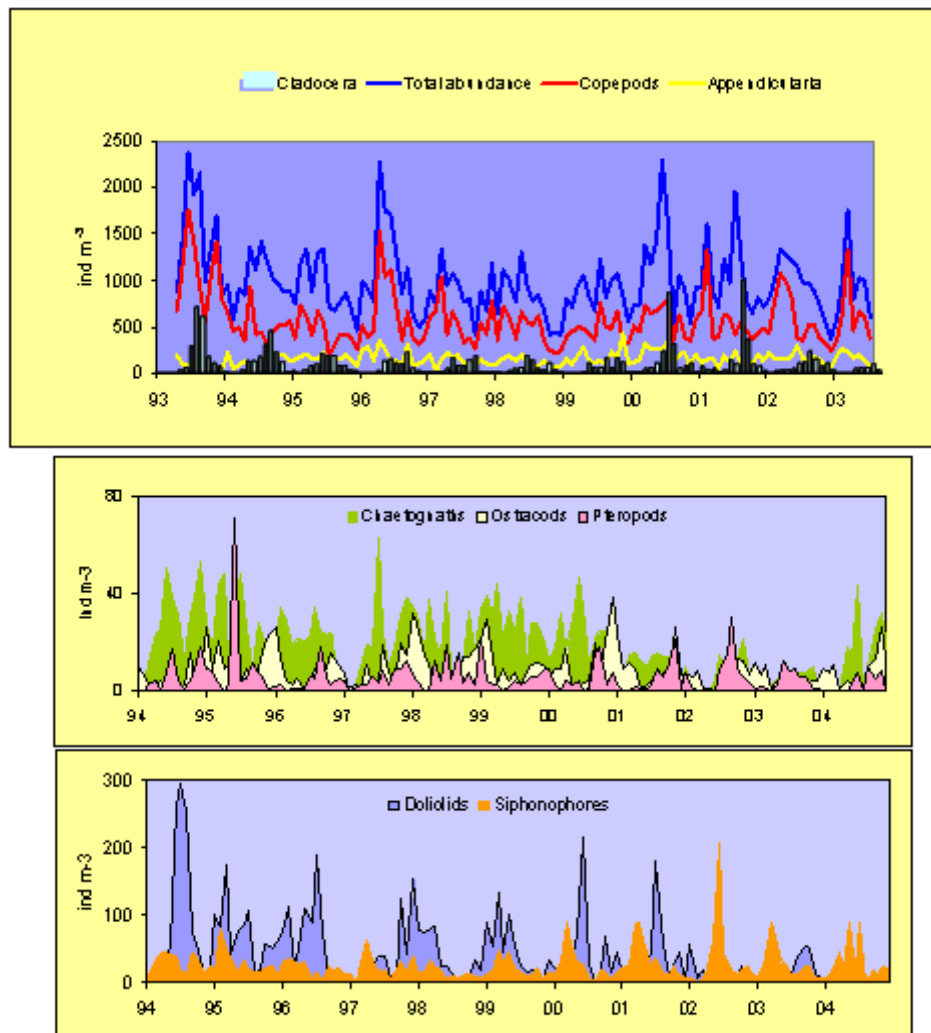
Figura 16. Representación gráfica multicolor mensual en cada año (1994-2002) de la abundancia total de mesozooplankton y copépodos.

En general el zooplancton del mar Balear es muy diverso, como corresponde a una zona oligotrófica de estas latitudes templado-cálida pero parece tener una respuesta rápida y sincrónica ante los cambios hidrográficos de la zona íntimamente ligados a procesos a gran escala que ocurren en el Atlántico (Fernandez de Puellas y Molinero, 2007) y por tanto un



lugar ideal donde estudiar las variaciones de estas comunidades y su relación con los cambios del clima.

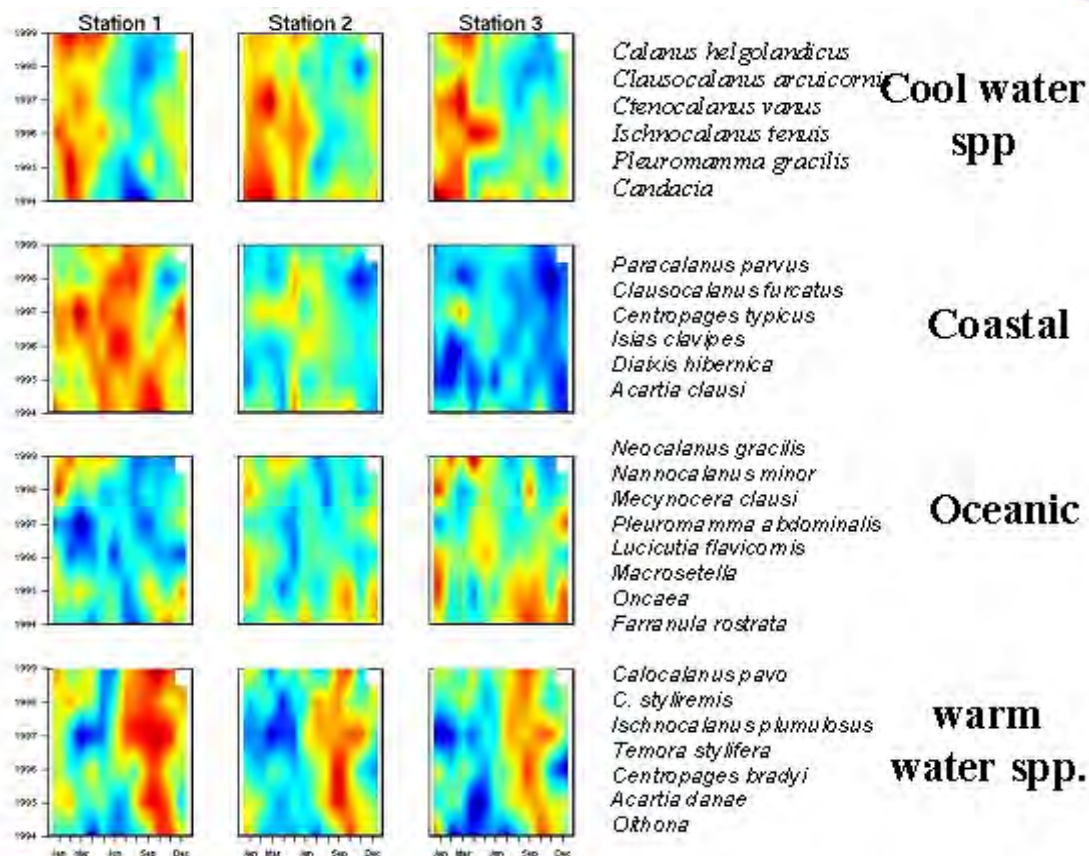
Si bien unos grupos disminuyeron en esta época durante este periodo otros grupos sin embargo no parecieron variar.



Fernández de Puellas et al., 2004. ICES J. Mar. Sci. 61:492-500

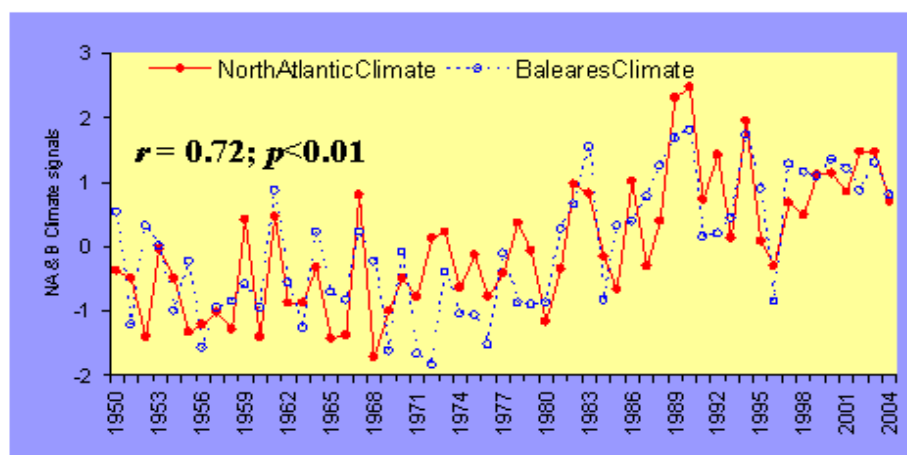
Figura 17. Evolución temporal de los principales grupos zooplanctónicos del Mar Balear: Cladóceros, Copépodos, Apendicularias, Quetognatos, Ostrácodos, Pterópodos, Doliólidos y Sifonóforos.

Asimismo, en los análisis del radial de Baleares correspondientes a tres estaciones desde la plataforma al talud y entre los años 1994-2000 se pudieron ver los cambios de las abundancias y distribución espacial de los principales grupos del zooplancton y de las especies de copépodos más representativos. Determinándose así la distribución de las especies de copépodos más importantes en relación con los cambios de las variables ambientales, como la temperatura.



Fernandez de Puellas et al., *Hydrobiologia* 617, 2009

Conexión entre el clima del Atlántico Norte y el zooplancton en el Mar Balear a través de la temperatura (0-75m)

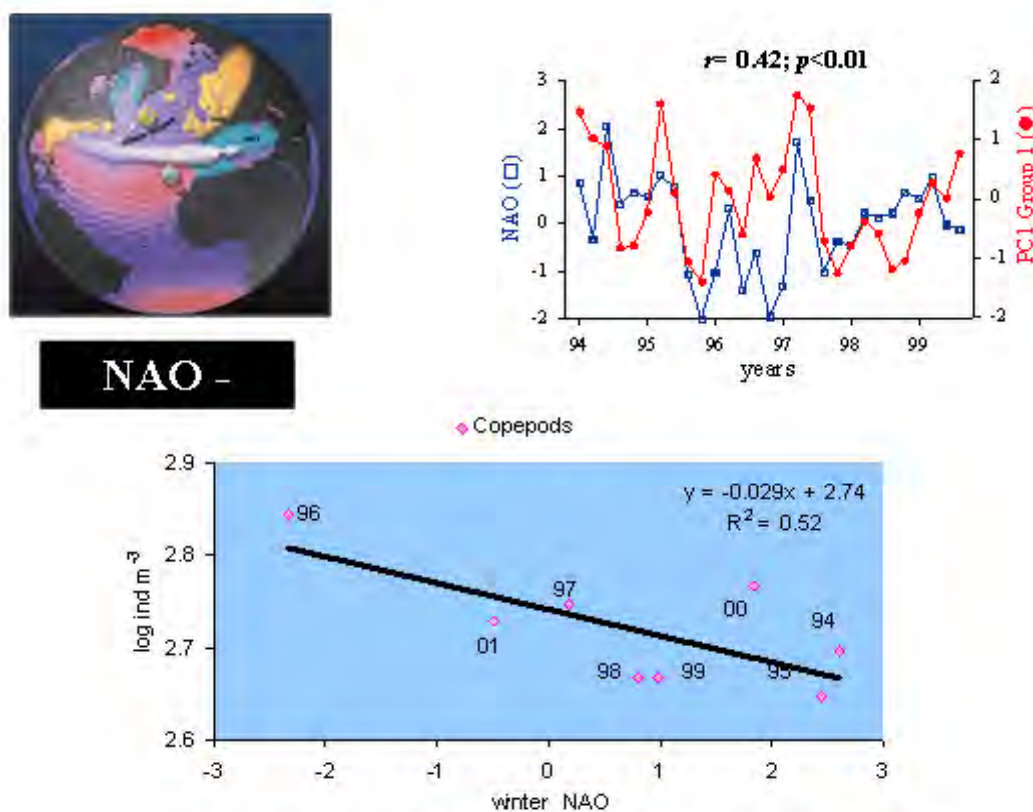


Fernandez de Puellas y Molinero, *Geophys. Res. Letter*, 34, 2007

Tendencias con índices a gran escala

A través de los análisis de la serie temporal también se ha podido observar la existencia de fluctuaciones interanuales en las comunidades de zooplancton (Fernández de Puelles et al., 2007) y su relación con índices de escala mayor que la regional. En algunos casos, dichas fluctuaciones han sido atribuidas al efecto de índices climáticos como el índice NAO (North Atlantic Oscillation), observándose que las mayores cantidades de zooplancton en la zona y sobre todo de sus grupos más abundantes como copépodos, apendicularias o cladóceros estaban correlacionadas con la NAO cuando ésta era negativa (Fernández de Puelles y Molinero, 2007; Molinero y Fernández de Puelles, 2008) (Figura 18).

La existencia de marcadas fluctuaciones hidrográficas interanuales podrían explicar las variaciones observadas en la abundancia pero sobre todo en la presencia de ciertas especies y por tanto en los cambios de la estructura de la comunidad con un patrón temporal hasta ahora poco definido. Es importante resaltar que la serie temporal analizada es corta, a la vista de los resultados y de la notable variabilidad la serie histórica disponible en el Mar Balear, para poder ver cambios a largo plazo, aunque sí ha servido para describir tendencias interesantes durante el periodo muestreado así como observar patrones de variación anual.



Fernandez de Puelles et al., 2004 a. ICES J. Mar. Sci. 61: 492-500

Figura 18. Relación entre la abundancia de copépodos en el Mar Balear y el índice climático NAO.



En resumen se puede decir que:

- ▶ Durante los años de estudio, se ha podido definir bien el patrón estacional del zooplancton y de cada uno de sus grupos en relación con las variables ambientales en el estrato superficial de la zona Balear (0-100m), como una zona oligotrófica y frontera del Mediterráneo Occidental.
- ▶ Se distinguen en el año dos picos más relevantes, finales de invierno y primavera, que parecen seguir al fitoplancton pero en especial cuando las aguas del norte del Mediterráneo Occidental, frías y salinas, llegan a la zona.
- ▶ Se han observado importantes fluctuaciones de abundancia en relación con los cambios hidrológicos y de la influencia de las diferentes masas de agua. Durante los años fríos (1996-2000) se observaron los máximos picos de abundancia y mínimo durante los más cálidos (1997-1999).
- ▶ Durante todo el periodo estudiado se observa una disminución general del zooplancton en la biomasa y abundancia total, lo que parece debido a grupos minoritarios como doliólidos, quetognatos e incluso pterópodos.
- ▶ Se ha observado una conexión directa entre el clima del Atlántico Norte y el zooplancton del Mar Balear a través de la temperatura.
- ▶ Se ha visto que las mayores cantidades de zooplancton en la zona (fundamentalmente copépodos, apendicularias y cladóceros) estaban correlacionadas con un índice NAO negativo.

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

A lo largo del documento se ha mencionado numerosas veces que la disponibilidad de información está limitada mayoritariamente al ecosistema demersal de los fondos sedimentarios de la plataforma y talud, abarcando profundidades entre 30 m y 800 m. Es manifiesta, por tanto, la escasez de información respecto a la franja costera, así como a fondos rocosos. En consecuencia, para tener una visión global del buen funcionamiento de las redes tróficas de todos los ecosistemas presentes dentro de la demarcación Levantino-Balear, falta información de una zona relevante como es la zona costera. Además, la costa está sometida a otra serie de actividades humanas, presiones e impactos (contaminación, dragados, construcción de grandes infraestructuras) que afectarán de diferente manera a las cadenas tróficas.



Éstas propuestas y otras mejoras deben realizarse dentro de un marco de colaboración, coordinación y consenso entre los distintos organismos que los desarrollan tanto a nivel regional (Comunidades Autónomas), nacional como internacional, a través de convenios y programas de seguimiento. Estos programas de seguimiento deberían incluir diferentes compartimentos de las comunidades costeras, con distintas metodologías (censos visuales con buceo, videos ROV), y ser completados con estudios de alimentación del conjunto de especies. Asimismo, el análisis de isótopos estables (fundamentalmente de carbono, $\delta^{12}\text{C}$, $\delta^{13}\text{C}$, y nitrógeno, $\delta^{14}\text{N}$, $\delta^{15}\text{N}$) permite integrar información sobre las relaciones tróficas de un organismo en periodos de tiempo prolongados y puede proporcionar indicadores del nivel trófico de los organismos. Esta metodología aportaría una información adicional muy importante para comprender el funcionamiento de las redes tróficas, siendo además factible su introducción dentro de los programas de seguimiento.

El actual programa de seguimiento llevado a cabo por parte del Instituto Español de Oceanografía en la demarcación Levantino-Balear (tanto en la Península como en las Islas Baleares), cubre una parte muy amplia de la zona, sin embargo sería necesario ampliar el estudio de organismos de los que apenas se dispone de información (peces meso-batipelágicos, suprabentos) o cuya información está incompleta, así como ampliar el rango batimétrico, tanto a zonas profundas como someras. Convendría además añadir el estudio taxonómico de todos los organismos zooplanctónicos, incluso los gelatinosos y medusas e incluir parámetros metabólicos de los que apenas se dispone de información.

Por otro lado, la “visión primaveral” que ya se ha mencionado en numerosas ocasiones, debería completarse con estudios en otras épocas del año. Todo ello proporcionará una información inestimable para tener una visión global de todas las comunidades presentes y la interrelación entre los distintos compartimentos del ecosistema.

2.5 Evaluación integrada a nivel de criterio y descriptor.

Conclusiones

Como ya ha mencionado previamente, este descriptor es uno de los tres que se ocupa de la biodiversidad marina, pero también uno de los más difíciles de implementar. Se trata de un descriptor muy complejo, ya que se ocupa de los aspectos funcionales de las interacciones entre todas las especies de un ecosistema, además de las tasas de transferencia de energía dentro del sistema, y la productividad de componentes clave. Es, por ello, complejo definir unas métricas que describan correctamente el estado de la cadena trófica. A lo largo del documento se ha puesto de manifiesto que los indicadores propuestos en la Directiva son insuficientes para evaluar la estructura y funcionamiento de las conexiones tróficas por su incapacidad de capturar la complejidad y dinámica del sistema. Es necesario, por tanto, desarrollar nuevos indicadores que integren el conjunto de las conexiones tróficas y los flujos de energía de manera más explícita para definir de manera más coherente el Buen Estado Ambiental de las redes tróficas. La existencia de una gran variedad de indicadores ya



desarrollados por diferentes investigadores en publicaciones científicas debe ser analizada y contrastada para su posible utilización en próximas evaluaciones.

3 DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL

3.1 Interpretación del BEA en relación con los criterios y el descriptor. Ámbito y limitaciones

A la vista de los resultados obtenidos y de la evolución temporal del indicador 4.2.1 “Proporción de peces grandes” en las últimas dos décadas, donde la proporción de peces grandes es más dependiente de la biomasa de los peces pequeños que de la biomasa de los grandes, no se estima oportuno dar una definición de Buen Estado Ambiental en función de dicho indicador. El aumento de la biomasa de los peces pequeños en un momento determinado y por causas ajenas al impacto antropogénico (más relacionadas con cambios ambientales) podría provocar la caída del indicador por debajo de un umbral preestablecido. Esta disminución del indicador no implica necesariamente que las redes tróficas se encuentren en mal estado ambiental. Según los resultados obtenidos se considera que este indicador no solo no es un buen indicador del estado de las redes tróficas, sino que tampoco es un buen indicador de la proporción de peces grandes para nuestra zona.

En cuanto al indicador 4.3.1 “Tendencias en la abundancia de los grupos seleccionados con importancia funcional”, la evaluación realizada en el presente informe es meramente informativa, observándose las tendencias temporales de algunos grupos funcionales. Al no existir ningún indicador robusto (ni métricas asociadas) respecto a estas tendencias es difícil establecer una definición de Buen Estado Ambiental de un modo cuantitativo. Además, las grandes variaciones interanuales observadas debidas fundamentalmente a cambios ambientales dificulta el establecimiento de un nivel de referencia. No obstante pueden ser utilizadas en el futuro para detectar posibles modificaciones de estas tendencias o grandes desequilibrios de estos grupos. Como ya se ha mencionado en repetidas ocasiones a lo largo del documento, se necesita ahondar y profundizar más en el desarrollo de nuevos indicadores de redes tróficas.

3.2 Definición del Buen estado ambiental

- Se mantiene la productividad (criterio 4.1) y la abundancia de los grupos tróficos principales (criterio 4.3) de modo que se garantiza la perpetuidad de las cadenas tróficas, y de las relaciones predador-presa existentes. Los procesos naturales de control *bottom-up* y *top-down* funcionan eficientemente regulando la transferencia de energía de las comunidades marinas.



- Las poblaciones de las especies seleccionadas como predadores en la cima de la cadena trófica (criterio 4.2) se mantienen en unos valores que garanticen su mantenimiento en el ecosistema y de las relaciones predador-presa existentes.
- La eutrofización, la extracción selectiva, u otros efectos derivados de las actividades humanas, ocurren a unos niveles que no ponen en riesgo el mantenimiento de las relaciones tróficas existentes.

4 Referencias

- Arcos, J.M., J. Bécares, B. Rodríguez y A. Ruiz. 2009. Áreas importantes para la conservación de las aves marinas en España. LIFE04NAT/ES/000049- SEO/BirdLife. Madrid.
- Bellido, J.M., Santos, M.B., Pennino, M.G., Valeiras, X. and Pierce, G.J. 2011. Fishery discards and bycatch: solutions for an ecosystem approach to fisheries management? *Hydrobiologia*, 670:317-333.
- Bertrand, J.A., Gil de Sola, L., Papaconstantinou, C., Relini, G., and Souplet, A. 2002a. The general specifications of the MEDITS surveys. *Scientia Marina*, 66(Suppl. 2): 9-17.
- Bertrand, J.A., Leonori, I., Première, P.-Y, and Cosimi, G. 2002b. Depth trajectory and performance of a trawl used for an international bottom trawl survey in the Mediterranean. *Scientia Marina*, 66(Suppl. 2): 169-182.
- Bianchi, G., Gislason, H., Graham, K., Hill, L., Jin, X., Koranteng, K., Manickchand-Heileman, S., Paya, I., Sainsbury, K., Sanchez, F., and Zwanenburg, K. 2000. Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 558–571.
- Birk, S., Strackbein, J. and Hering, D., 2010. WISER methods database. Version: May 2010. Available at <http://www.wiser.eu/programme>
- Birk, S., Bonne, W., Borja, A., Brucet S., Courrat A., Poikane, S., Solimini, A., van de Bund, W., Zampoukas, N., and Hering, D. 2012. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 18: 31-41.
- Blanchard, J.L., Dulvy, N. K., Jennings, S., Ellis, J.R., Pinnegar, J.K., Tidd, A. and Kell, L.T. 2005. Do climate and fishing influence size-based indicators of Celtic Sea fish community structure? *ICES Journal of Marine Science*, 62: 405–411.



- Carbonell, A., Carbonell, M., Demestre, M., Grau, A., Monserrat, S. 1999. The red shrimp *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) fishery and biology in the Balearic Islands, Western Mediterranean. *Fisheries Research*, 44: 1-14.
- Casini, M., Hjelm, J., Molinero, J.-C., Lövgren, J., Cardinale, M., Bartolino, V., Belgrano, A. and Kornilovs, G. 2009. Trophic cascades promote threshold-like shifts in pelagic marine ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 106: 197-202.
- Cury, PM, and Christensen, V. 2005. Quantitative ecosystem indicators for fisheries management: introduction. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 307-310.
- Cury, P.M., Shannon, L.J., Roux, J.-P., Daskalov, G.M., Jarre, A., Moloney, C.L., and Pauly, D. 2005. Trophodynamics indicators for an ecosystem approach to fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 430-442
- Daan, N., Gislason, H., Pope, J.G., and Rice, J.C.. 2005. Changes in the North Sea fish community: evidence of indirect effects of fishing. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 177-188.
- Dremière, P.-Y., Fiorentini, L., Cosimi, G., Leonori, I., Sala, A., Spagnolo, A. 1999. Escapement from the main body of the bottom trawl used for the Mediterranean international trawl survey (MEDITS). *Aquatic Living Resources*, 12(3): 207-217.
- Estrada, M., Vives, F., Alcaraz, M. 1985. Life and production in the open sea. In R. Margalef, *The Western Mediterranean*, (pp. 150-200). London: Pergamon Press.
- Fernandez de Puellas, M. L. 1990. Evolución temporal de la Biomasa zooplánctónica en el mar Balear. *Boletín Instituto Español Oceanografía* 6 (1) : 95-106.
- Fernández de Puellas, M.L. 1996. Plankton dynamics in relation to physical structures around the Ibiza Channel. In F. Briand, *Dynamics of Mediterranean straits and channels*. CIESM Science Series 2, Mónaco. *Bulletin Institute Oceanography*, 17, 65-80.
- Fernández de Puellas, M.L., Jansá, J., Gomis, C., Gras, D., Amengual, B. 1997. Variación anual de los principales parámetros oceanográficos y planctónicos en el Mar Balear. *Boletín Instituto Español Oceanografía*, 13(1), 12-26.
- Fernández de Puellas, M.L., Gras, D., Hernández de León, S. 2003a. Annual cycle of zooplankton. Biomass, abundance and species composition in the neritic areas of the Balearic sea, Western Mediterranean. *P.S.Z.N. Marine Ecology*, 24(2), 123-129.



- Fernández de Puellas, M.L., Molinero, J.C. 2007 North Atlantic climate control on plankton variability in the Balearic Sea (Western Mediterranean). *Geophysical Research Letters*, (34, Lo4608, doi: 10. 1029 /2006GL02).
- Fernandez de Puellas M. L., Alemany, F., Jansa J., 2007. Zooplankton variability time-series in the Balearic Sea (Western Mediterranean): Variability during the decade 1994-2003 In: Ecological functioning of the Iberian Seas. A synthesis of GLOBEC, Research in Spain and Portugal. *Progress in Oceanography*, 74 (2-3): 329-354.
- Fernández de Puellas, M.L., Lopéz-Urrutia, A., Morillas, A., Molinero, J.C. 2003a. Seasonal and interannual variability of copepod abundance in the Balearic region (Western Mediterranean) as indicator of basin scale hydrological changes. *Hydrobiologia* 617:3-16.
- Fernández de Puellas, M.L., Pinot, J. M., Valencia, J. 2003b. Seasonal and interannual variability of zooplankton community in waters off Mallorca Island: 1994-1999. *Oceanologica Acta*, 26, 673-686.
- Fernández de Puellas, M.L., Valencia, J., Vicente, L. 2004a. Zooplankton variability and climatic anomalies from 1994 to 2001 in the Balearic Sea (Western Mediterranean). *ICES Journal Marine Science* 61: 492-500.
- Fernández de Puellas, M.L., Valencia, J., Jansá, J., Morillas, A. 2004b. Hydrographical characteristics and zooplankton distribution in the Mallorca channel (Western Mediterranean). *ICES Journal Marine Science* 61: 654-666.
- Fiorentini, L., Dreemièrè, P.-Y., Leonori, I., Sal,a A., and Palumbo, V. 1999. Efficiency of the bottom trawl used for the Mediterranean international trawl survey (MEDITS). *Aquatic Living Resources*, 12(3): 187-205.
- Fisher, J., Frank, K.T., and Leggett, W.C. 2010. Global variation in marine fish body size and its role in biodiversity–ecosystem functioning. *Marine Ecology Progress Series*, 405: 1-13.
- Furnestin, M.L. 1979. Aspects of the zoogeography of the Mediterranean plankton. In: Zoogeography and diversity of Plankton. Van der Spoel S. & A.C. Pierrot-Bults (eds.), Utrecht: 191-253.
- Gaston, K. J., Blackburn, T.M. 2000. Pattern and process in macroecology. Blackwell Scientific, Oxford.
- Greenstreet, S. P. R. and Rogers, S. I. 2006. Indicators of the health of the North Sea fish community: identifying reference levels for an ecosystem approach to management. *ICES Journal of Marine Science*, 63: 573–593.



- Greenstreet, S., Rogers, S.I., Rice, J.C., Piet, G.J., and Guirey, E.J. 2011. Development of the EcoQO for the North Sea fish community. *ICES Journal of Marine Science*, 68: 1-11
- Hidalgo, M., Rouyer, T., Molinero, J.C., Massutí, E., Moranta, J., Guijarro, B., and Stenseth, N. Chr. 2011. Synergistic effects of fishing-induced demographic changes and climate variation on fish population dynamics. *Marine Ecology Progress Series*, 426: 1-12
- Hilborn R., Walters C.J. 1992. Quantitative fisheries stock assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty. Chapman & Hall, 579 pp.
- Jansa J., Fernandez de Puellas M.L. 1990. Distribución espacio-temporal del zooplancton en el mar Balear. *Boletín Instituto Español Oceanografía* 6 (2):107-126.
- Jennings, S. J., Greenstreet, S. P. R., Hill, L., Piet, G. J., Pinnegar, J. K., Warr, K. J. 2002. Long-term trends in the trophic structure of the North Sea fish community: evidence from stable-isotope analysis, size-spectra and community metrics. *Marine Biology*, 141: 1085–1097.
- Kerr, S. R., and Dickie, L. M. 2001. The biomass spectrum: a predator prey theory of aquatic production. New York: Columbia University Press.
- Longhurst, A. 1998. Ecological geography of the seas. Academic Press, San Diego. CA 430 pp
- Lloret, J., Lleonart, J., Sole, I., Fromentin, J.M. 2001. Fluctuations of landings and environmental conditions in the north-western Mediterranean Sea. *Fisheries Oceanography*, 10: 33-50.
- Massutí, E., Reñones, O. 2005. Demersal resource assemblages in the trawl fishing grounds off the Balearic Islands (western Mediterranean). *Scientia Marina*, 69(1): 167-181.
- Massutí, E., Monserrat, S., Oliver, P., Moranta, J., Lopez-Jurado, J.L., Marcos, M., Hidalgo, M., Guijarro, B., Carbonell, A., Pereda, P. 2008. The influence of oceanographic scenarios on the population dynamics of demersal resources in the western Mediterranean: Hypothesis for hake and red shrimp off Balearic Islands. *Journal of Marine Systems*, 71: 421-438.
- Maynou, F. 2008a. Environmental causes of the fluctuations of red shrimp (*Aristeus antennatus*) landings in the Catalan Sea. *Journal of Marine Systems*, 71: 294-302.
- Maynou, F. 2008b. Influence of the North Atlantic Oscillation on Mediterranean deep-sea shrimp landings. *Climate Research*, 36: 253-257.



- Merella, P., Quetglas, A., Alemany, F., Carbonell, A. 1997. Length-weight relationship of fishes and cephalopods from the Balearic Islands (western Mediterranean) Naga, The ICLARM Quarterly (1997), July-December: 66–68.
- Monserrat, S., Lopez-Jurado, J.L., Marcos, M. 2008. A mesoscale index to describe the regional circulation around the Balearic Islands. *Journal of Marine Systems*, 71: 413-420.
- Moranta, J., Quetglas, A., Massutí, E., Diaz, P., Guijarro, B., Hidalgo, J.M. 2008. Spatial and temporal variations in exploited deep-sea communities off the western Mediterranean: influence of environmental variables. *Journal of Marine Systems*, 71: 346–366.
- Morey, G., Moranta, J., Massutí, E., Grau, A., Linde, M., Riera, F., Morales-Nin, B. 2003. Weight-length relationships of littoral to lower slope fishes from the western Mediterranean. *Fisheries Research*, 62: 89-96.
- Oliver P. 1993. Analysis of fluctuations observed in the trawl fleet landings of the Balearic Islands. *Scientia Marina*, 57: 219-227.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres, F. 1998. Fishing down marine foodwebs. *Science*, 279: 860–863.
- Pianka, E. R. 1966. Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. *American Naturalist*, 100: 33–46.
- Piet, G. J., Jennings, S. J. 2005. Response of fish community indicators to fishing. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 214–225.
- Piha, H., Zampoukas, N. 2010. Review of Methodological Standards Related to the Marine Strategy Framework Directive Criteria on Good Environmental Status. Working Document European Commission Joint Research Centre, 1-35 pp
- Quetglas, A., Alemany, F., Carbonell, A., Merella, P., Sánchez, P. 1998. Biology and fishery of *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797, caught by trawlers in Mallorca (Balearic Sea, western Mediterranean). *Fisheries Research*, 36: 237-249.
- Rochet, M.-J., Trenkel, V.M. 2003. Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 60: 86-99
- Rohde, K. 1992. Latitudinal gradients in species diversity: the search for the primary cause. *Oikos*, 65: 514–527.



- Rosenzweig, M. L. 1995. Species diversity in space and time. Cambridge University Press, Cambridge.
- Sánchez, F., Olaso, I. 2004. Effects of fisheries on the Cantabrian Sea shelf ecosystem. *Ecological Modelling*, 172: 151-174
- Shephard, S., Reid, D.G., Greenstreet, S. 2011. Interpreting the large fish indicator for the Celtic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 68 (9): 1963-1972
- Shin, Y.J., Rochet, M.J., Jennings, S., Field, J.G., Gislason, H. 2005. Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES Journal of Marine Science*, 62:384-396
- Tsagarakis, K., Machias, A., Giannoulaki, M., Somarakis, S., Karakassis, I. 2008. Seasonal and temporal trends in metrics of fish community for otter-trawl discards in a Mediterranean ecosystem. *ICES Journal of Marine Science*, 65: 539–550.

5 Anexos

5.1 Anexo I. Campañas MEDITS

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

Estratificación

Son campañas rutinarias de prospección pesquera, con arte de arrastre de fondo, realizadas anualmente en primavera entre los años 1994 y el presente en las aguas del Mar Mediterráneo español. El equipo español utiliza el barco oceanográfico “Cornide de Saavedra” (<http://www.ieo.es>), de gran autonomía y equipado con los instrumentos de navegación y pesca necesarios para realizar los aproximadamente 35 días de campaña anual.



Por áreas: Mar de Alborán y Golfo de Vera (Sub-área Geográfica GSA01 de la CGPM¹) y de la Isla de Alborán (Sub-área Geográfica GSA02 de la CGPM); Golfo de Alicante, Golfo de Valencia y Delta del Ebro hasta la frontera con Francia (Sub-área Geográfica GSA06 de la CGPM); y las Islas Baleares (Sub-área Geográfica GSA05 de la CGPM) (Figura 1). En estas campañas se prospecan los fondos de arrastre de la plataforma y talud, entre los 30 y 800 m de profundidad ($\sim 57916 \text{ km}^2$) siguiendo un protocolo común para todo el Mediterráneo (Bertrand *et al.*, 2002a, <http://www.sibm.it/MEDITS%202011/principaleprogramme.htm>), y basado en una estrategia de muestreo aleatorio estratificado (Hilborn & Walters, 1992). Para los trabajos de muestreo se consideran cinco estratos de profundidad: A (30-50 m), B (51-100 m), C (101-200 m) D (201-500 m) y E (501-800 m). La duración de los lances se fijó en 30 minutos en profundidades menores de 200 m y de 60 minutos en mayores fondos.

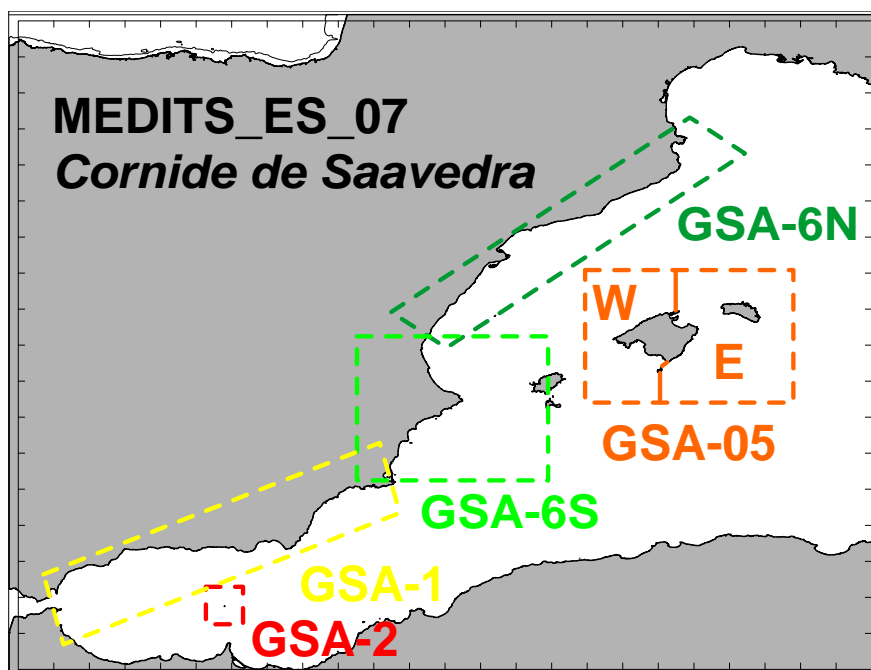


Figura 1. Área cubierta por el programa MEDITS

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



Muestreador

El muestreador es un aparejo experimental de arrastre de fondo denominado GOC-73, diseñado y construido especialmente para el proyecto MEDITS. Básicamente se compone de un cuerpo de red de nylon en forma de embudo, de 58.6 m de burlón, 47.5 m de relinga de flotadores y 20 mm de luz de malla en el copo. Las mallas tienen un diámetro de 25 mm compuestas de polietileno y cable de acero. Se trabaja con 100 o 200 m de longitud, en función de la profundidad del lance (≤ 200 m y >200 m, respectivamente). Las puertas son del tipo Morgère WHS8, de 2.5 m² de superficie y 350 Kg.

El muestreador es, por tanto, una red de gran abertura vertical (368 KW -4.5 tons-) modificada para poder trabajar con barcos diferentes a una velocidad de 3.0 nudos. La abertura horizontal y vertical sobre el fondo se ha estimado en 16 y 2.7-3.2 m, respectivamente (Fiorentini et al. 1999; Dremière et al. 1999; Bertrand et al. 2002b). Durante todos los lances el muestreador va equipado con sensores de red para obtener información de la profundidad, abertura vertical y horizontal y otro de temperatura CTD (Seabird 37) A veces se utiliza un sensor de geometría de red y, ocasiones, un recolector de sedimentos.

Especies objetivo

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

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



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

Especies	Cod. MEDITS	Nombre vulgar	
		Español	Inglés
<i>Aspitrigla cuculus</i>	ASPI CUC	Arete	Red gumard
<i>Citharus linguatula</i>	CITH MAC	Solleta	Spotted flounder
<i>Eutrigla gurnardus</i>	EUTR GUR	Rubio, Borracho	Grey gumard
<i>Galeus melastomus</i>	GALU MEL	Bocanegra	Blackmouth catshark
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	HELI DAC	Gallineta	Rockfish
<i>Lepidorhombus boscii</i>	LEPM BOS	Gallo	Four-spotted megrim
<i>Lophius budegassa</i>	LOPH BUD	Rape	Black-bellied angler
<i>Lophius piscatorius</i>	LOPH PIS	Rape	Angler
<i>Merluccius merluccius</i>	MERL MER	Merluza	European hake
<i>Micromesistius poutassou</i>	MICM POU	Bacaladilla	Blue whiting
<i>Mullus barbatus</i>	MULL BAR	Salmonete de fango	Red mullet
<i>Mullus surmuletus</i>	MULL SUR	Salmonete de roca	Striped red mullet
<i>Pagellus acarne</i>	PAGE ACA	Besugo, Aligote	Axillary seabream
<i>Pagellus bogaraveo</i>	PAGE BOG	Besugo, Voraz	Blackspot seabream
<i>Pagellus erythrinus</i>	PAGE ERY	Breca	Common pandora
<i>Phycis blennoides</i>	PHYI BLE	Brótola	Greater forkbeard
<i>Raja clavata</i>	RAJA CLA	Raya de clavos	Thornback ray
<i>Scyliorhinus canicula</i>	SCYO CAN	Pintarroja	Smallspotted catshark
<i>Solea vulgaris</i>	SOLE VUL	Lenguado	Common sole
<i>Spicara flexuosa</i>	SPIC FLE	Picarel	Picarel
<i>Spicara smaris</i>	SPIC SMA	Picarel	Picarel
<i>Trachurus mediterraneus</i>	TRAC MED	Jurel mediterráneo	Mediterranean horse mackerel
<i>Trachurus trachurus</i>	TRAC TRA	Jurel	Atlantic horse mackerel
<i>Trisopterus minutus capelanus</i>	TRIS CAP	Capelán	Poor-cod
<i>Zeus faber</i>	ZEUS FAB	San Pedro, Gallo	John dory
<i>Aristaeomorpha foliacea</i>	ARIS FOL	Moruno	Giant red shrimp
<i>Aristeus antennatus</i>	ARIT ANT	Gamba roja, Alistao	Blue and red shrimp



5.2 Anexo II. Campañas BALAR-MEDITS

Los datos analizados provienen de las campañas de prospección pesquera con arte de arrastre de fondo realizadas anualmente entre los años 2001 y 2011 en aguas de las Islas Baleares (Sub-área Geográfica GSA05 de la CGPM²). En estas campañas se prospeccionan los fondos de arrastre de la plataforma y talud, entre 50 y 800 m de profundidad (~13574 Km²), siguiendo el protocolo MEDITS (Bertrand *et al.*, 2002a), que está basado en una estrategia de muestreo aleatorio estratificado (Hilborn and Walters, 1992). Se consideran dos sectores geográficos, Oeste (W) y Este (E) separados por Punta Galera (39°56.4'N, 003°02.6'E) al Norte y el archipiélago de Cabrera (39°07.2'N, 002°55.5'E) al Sur, y cuatro estratos de profundidad: A (50-100 m), B (101-200 m), C (201-500 m) y D (501-800 m). Se utiliza como muestreador el arte experimental GOC-73, especialmente diseñado en el proyecto MEDITS. Se trata de una red de arrastre de fondo, de 58.6 m de burlón, 47.5 m de relinga de flotadores y 20 mm de luz de malla en el copo, acoplado a unas malletas de 100 o 200 m de longitud en función de la profundidad de pesca (≤ 200 m y >200 m, respectivamente) y a unas puertas tipo Morgere WHS, de 2.5 m² y 350 Kg. Su abertura horizontal y vertical sobre el fondo se ha estimado en 16 y 2.7-3.2 m, respectivamente. La eficiencia de este arte para el muestreo de los recursos demersales ha sido evaluada por Fiorentini *et al.* (1999), Dremière *et al.* (1999) y Bertrand *et al.* (2002b). Se realizan muestreos diurnos, de 20, 30 ó 60 minutos de duración efectiva (desde que la red llega al fondo hasta el inicio de la virada) según la profundidad (≤ 100 , 101-200 y >200 m, respectivamente) y a una velocidad media de entre 2.5 y 3.0 nudos. La menor duración de los lances costeros se debe a la gran cantidad de biomasa existente en estos fondos (Massutí and Reñones, 2005), lo que hace que disminuya la eficacia de captura de la red a medida que se prolonga la pesca.

² Comisión General de Pesca para el Mediterráneo (CGPM; www.gfcm.org)