



ESTRATEGIA MARINA
DEMARCACIÓN MARINA SUDATLÁNTICA
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:

- Marina Delgado
- Ignacio Sobrino
- M^a Ángeles Torres
- Izaskun Preciado

Asistencia Técnica TRAGSATEC S.A.:

- Miguel Cojan
- Enaitz Aguirre

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	4
1.1.4	Escala espacial y temporal	8
1.1.5	Nexos y solapamiento con otros descriptores de estado ambiental	9
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	10
1.2.1	Fuentes de información	10
1.2.2	Legislación y convenios nacionales e internacionales relacionados con el descriptor.....	11
1.2.3	Programas de seguimiento	12
2	EVALUACIÓN DEL ESTADO AMBIENTAL ACTUAL.....	13
2.1	Conceptos clave.....	13
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	Productividad de predadores apicales (Indicador 4.1.1).....	13
2.2.2	Proporción de peces grandes (indicador 4.2.1.).....	14
2.2.3	Tendencias en la abundancia de grupos funcionales (Indicador 4.3.1.).....	16
2.3	Evaluación del estado actual. Principales presiones e impactos	23
2.3.1	Indicador 4.1.1. Productividad de predadores apicales	23
2.3.2	Indicador 4.2.1. Evolución temporal de la proporción de peces grandes.....	23
2.3.3	Indicador 4.3.1 Tendencias en la abundancia de los grupos funcionales	31
2.4	Lagunas de información y conocimiento. Necesidades de investigación y desarrollo de programas de seguimiento	44
2.5	Evaluación integrada a nivel de criterio y descriptor. Conclusiones.....	45
3	DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL.....	46
3.1	Interpretación del BEA en relación con los criterios y el descriptor. Ámbito y limitaciones	46
3.2	Definición del Buen Estado Ambiental.....	46
4	REFERENCIAS.....	47
5	ANEXO. Campaña ARSA	49



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, “... 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)

De los tres criterios seleccionados en la Directiva, únicamente se han aplicado el criterio 4.2 y el 4.3 en la Demarcación Sudatlántica. En cuanto al criterio 4.1 (Producción por unidad de biomasa de especies/grupos tróficos clave), la información disponible es escasa para estimar la tendencia de los indicadores. Ya en el descriptor 1 se mencionan las dificultades en la aplicación de criterios basados en la abundancia/distribución a los cetáceos para conocer las tendencias de sus poblaciones, como consumidores finales en las redes tróficas. Las poblaciones de mamíferos marinos son estudiadas a unos niveles de detalle muy inferior. En todo caso, toda la información disponible y que puede estar relacionada con este indicador se aborda de manera más amplia en el descriptor 1.

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 (IBAS, Arcos et al, 2010), 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 resultado 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 y Delta del Ebro en la Demarcación Levantino–Balear y el Norte de Lanzarote en la Demarcación de Canarias.

El criterio 4.2 se ha abordado mediante la aplicación de los protocolos existentes (WGECO 2011) a la serie histórica de abundancias procedentes de las campañas de arrastre demersal llevadas a cabo en la demarcación Sudatlántica (ARSA).

Respecto al criterio 4.3, nos hemos basado en la descripción, análisis y modelado de la estructura y función de las redes tróficas que caracterizan el ecosistema marino del Golfo de Cádiz y que están siendo actualmente objeto de estudio del IEO (mediante la implementación de un modelo ecotrófico de balance de masas ECOPATH). Estos estudios forman parte de las líneas de investigación desarrolladas por M^a Ángeles Torres en el marco de una beca FPI (Modelización ecológica del Golfo de Cádiz: Relaciones tróficas, análisis de la estructura de la comunidad e impacto de la pesca en el ecosistema.) dirigida por el Dr. Ignacio Sobrino.

1.1.3 **Ámbito y limitaciones**

Los datos disponibles para este descriptor en la demarcación Sudatlántica están circunscritos a la plataforma continental, talud superior y medio del Golfo de Cádiz, abarcando los fondos sedimentarios desde los 30 m hasta los 800 m de profundidad. 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 una serie temporal muy amplia que abarcan las últimas dos décadas, disponiendo asimismo de 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 sometidas a presión pesquera, de lo 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 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 2). 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 ambientales y 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, que abarca más de 20 años en otras demarcaciones. En la demarcación Sudatlántica, en 2008 se iniciaron muestreos de contenidos estomacales de las principales especies demersales y pelágicas de la red trófica marina. En concreto las campañas muestreadas han sido: ARSA 1109/0309/1109/0310/0311 y la Ecocadiz 09. Todas las especies juegan un papel fundamental en el ecosistema no solo a nivel ecológico sino también económico en la zona de estudio. El criterio utilizado para seleccionar estas especies se ha basado en el



análisis de la serie histórica de biomasa y abundancia de las campañas ARSA realizadas en la zona de estudio. Las especies analizadas han sido las que se muestran en la Tabla 1.

Por ello proponemos para el futuro tanto continuar con la serie histórica de análisis de contenidos estomacales recién iniciada, como desarrollar un indicador basado en cambios en la composición de la dieta de las principales especies de peces (en especial, predadores apicales) y modelos trofodinámicos.

Tabla 1. Especies seleccionadas para análisis de contenido estomacal.

Familia	Especie
Merlucciidae	<i>Merluccius merluccius</i>
Serranidae	<i>Serranus hepatus</i>
Scyliorhinidae	<i>Scyliorhinus canicula</i>
Bothidae	<i>Arnoglossus laterna</i>
Citharidae	<i>Citharus linguatula</i>
Congridae	<i>Conger conger</i>
Trakidae	<i>Galeus melastomus</i>
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>
Gadidae	<i>Micromesistius poutassou</i>
Sparidae	<i>Spondylisoma cantharus</i>
Sparidae	<i>Pagellus erythrinus</i>
Sparidae	<i>Diplodus annularis</i>
Sparidae	<i>Diplodus bellottii</i>
Scombridae	<i>Scomber scombrus</i>
Chimaeridae	<i>Chimaera monstrosa</i>
Dalatiidae	<i>Etmopterus spinax</i>
Trakidae	<i>Galeus atlanticus</i>
Triglidae	<i>Lepidotrigla cavillone</i>
Phycidae	<i>Phycis blennoides</i>
Sparidae	<i>Pagellus acarne</i>
Trachinidae	<i>Lepidopus caudatus</i>
Triglidae	<i>Chelidonichthys obscurus</i>
Scorpaenidae	<i>Scorpaena notata</i>
Sparidae	<i>Diplodus vulgaris</i>
Macrouridae	<i>Nezumia aequalis</i>
Triglidae	<i>Lepidotrigla dieuzeidei</i>
Mullidae	<i>Mullus barbatus</i>
Sebastidae	<i>Helicolenus dactylopterus</i>
Sparidae	<i>Pagellus bellotti</i>



Scombridae	<i>Scomber colias</i>
Macrouridae	<i>Malacocephalus laevis</i>
Macrouridae	<i>Coelorinchus caelorhincus</i>
Soleidae	<i>Dicologlossa cuneata</i>
Loliginidae	<i>Loligo vulgaris</i>
Rajidae	<i>Leucoraja naevus</i>
Soleidae	<i>Microchirus boscanion</i>
Bothidae	<i>Arnoglossus thori</i>
Rajidae	<i>Raja clavata</i>
Zeidae	<i>Zeus faber</i>
Trachinidae	<i>Trachinus draco</i>
Lophiidae	<i>Lophius budegassa</i>

En la Tabla 2 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 2. Listado de posibles indicadores de comunidad potencialmente aplicables en el futuro que podrían estar afectados por la presión pesquera

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 $\delta^{15}N$ 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	T, C	+



grandes/menos
biomasa total

Tabla sacada de Rochet and Trenkel (2003)

^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), pudiendo incluso poner especial atención a las susceptibles de explotación pesquera.

A pesar de toda la problemática asociada al indicador Proporción de peces grandes, en el presente informe se ha desarrollado de manera minuciosa, 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. En la demarcación Sudatlántica existen especies migratorias muy importantes, como las aves, tortugas, peces espada o los atunes. Se alimentan en nuestra demarcación y después migran hacia otros lugares, generalmente hacia el Mediterráneo, con lo cual nuestro tratamiento no será el mismo para las especies residentes.

Respecto a la escala temporal, las series históricas disponibles son diferentes en cada demarcación, abarcando desde las últimas dos décadas hasta una sola década. Los resultados del presente informe están basados en el análisis de los datos provenientes de las campañas Demersales que el Instituto Español de Oceanografía viene realizando desde 1993 hasta la actualidad en la demarcación Suratlántica. En la Demarcación Sudatlántica se realizan dos campañas anuales de arrastre demersal, una en primavera y otra en otoño. Se han escogido los datos procedentes de las campañas llevadas a cabo en primavera dándonos una “visión primaveral” del ecosistema. Como se ha mencionado anteriormente, la franja costera por debajo de los 30 m de profundidad, queda fuera del ámbito de estas campañas y por tanto no se dispone de datos para realizar una evaluación adecuada de la misma.



Para el cálculo de indicadores se ha decidido utilizar solo los datos de primavera. Esta decisión se basa en que la serie histórica es más larga, 17 años, en primavera. Las campañas de otoño no se han utilizado, ya que en los años 94, 95 y 96, no se llevaron a cabo dichas campañas, y la serie histórica se vería reducida.

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 representan la base de la cadena trófica, por lo que cambios en esa base influyen también en el resto de la cadena trófica. 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 (debidos fundamentalmente a cambios en la distribución y abundancia de determinadas especies clave), en la estructura de las redes tróficas.

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 continental de Atlántico y Mediterráneo. No todas las demarcaciones disponen de las mismas series históricas. En concreto, para la demarcación Sudatlántica, la serie histórica disponible abarca desde 1993 hasta la actualidad, llevándose a cabo las campañas siempre en primavera. Estas bases de datos han servido para dar respuesta a dos de los indicadores de la Directiva (4.2.1 y 4.3.1). 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 respecto a la abundancia (en biomasa) de las especies de peces y su talla es suficiente para el desarrollo del indicador. A partir de 2008 se dispone de información acerca de los contenidos estomacales, que junto con la información proporcionada por la serie histórica de campañas ARSA, ha permitido analizar la tendencia de los grupos clave que forman parte de las redes tróficas del ecosistema desde el año 1993, y dar de ese modo respuesta al indicador 4.3.1.

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. 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 EcoQO 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 en la producción de cachorros de foca gris > 10%

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, el tamaño y abundancia de sus componentes, 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. 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. En nuestra demarcación la talla límite a partir del cual se considera un pez grande es 25 cm.

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 DMA. Por otra parte, en el marco de la DMA no existen metodologías desarrolladas para otros organismos, como el zooplancton.

Tabla 3. Estándares metodológicos para redes tróficas. I evaluación del estatus 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 III). Gracias a la toma de datos que lleva a cabo el IEO desde comienzos de los '80, 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 ha podido reflejar las tendencias y evoluciones temporales de dos 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 tróficas de una comunidad que incluye todas las conexiones basadas 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 bloom 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 una “visión otoñal” del mismo ecosistema). 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 **Productividad de predadores apicales (Indicador 4.1.1)**

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 son generalmente 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. Sin embargo, en nuestras



aguas apenas existen estudios de este tipo en mamíferos y aves. 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 la 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 (véase documento de Aves marinas correspondiente).

2.2.2 Proporción de peces grandes (indicador 4.2.1.)

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 comunidad da una idea del estado de la comunidad, suponiendo que una gran cantidad de peces grandes (y por tanto reproductores) puede sostener a la comunidad entera. 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 representa 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 reinantes, 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 (e.g. 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 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 Metodología

Es un indicador de estado y lo que calcula es la proporción (en biomasa) de peces grandes respecto al total de la comunidad de peces. Los datos provienen de las campañas de evaluación de peces demersales que el Instituto Español de Oceanografía lleva a cabo anualmente desde 1993 en la Demarcación Sudatlántica. 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 sobre las campañas ARSA ver Anexo II).

El rango batimétrico abarca de 30 a 800 m, excluyendo por tanto especies de peces costeras y peces y elasmobranchios de profundidad. Para el cálculo de este índice se han incluido únicamente aquellas especies bien muestreadas, excluyéndose:

- Especies con mala capturabilidad (p.e. la anchoa, la sardina o *Trachurus picturatus* por ser especies pelágicas)
- Especies con mala calidad en su seguimiento (p.e. especies de profundidad como los macruridos, o la especie *Chimaera monstrosa*), o especies de costa cuya área de distribución no estaba bien muestreada como *Aphia minuta*, *Dicologlossa cuneata*,



Pomadasys incisus. También se han excluido *Conger conger* y *Lepidopus caudatus* porque en la estación solo se muestrea la fase juvenil.

- Especies con malos muestreos de sus medidas (p.e. *Chimaera monstrosa*)

Este indicador se calcula a partir de las tallas y las biomásas de cada especie seleccionada. Una vez seleccionadas las especies, los datos de capturas por tallas, estandarizados por lance siguiendo los asesoramientos del IBTS (International Bottom Trawl Survey), se convierten en peso utilizando la relación talla-peso para cada especie siguiendo la fórmula: $W = a \cdot L^b$, donde los parámetros a y b derivan de los datos de los muestreos realizados en las campañas. La talla umbral a la que se considera “pez grande” se ha establecido ajustando un polinomio de sexto grado a las cuatro series del indicador resultantes de cuatro tallas umbrales diferentes (25, 30, 35 y 40 cm), con el objetivo de elegir la serie que presente una menor variación interanual (y un mayor valor de r^2). Además, se han testado dos opciones en la selección de especies en el cálculo del indicador. Por un lado, se han tenido en cuenta todas las especies muestreadas, salvo las que no cumplen los criterios anteriormente citados. Y por otro lado, se han excluido otras tres especies más de carácter pelágico o batipelágico (*Micromesistius poutassou*, *Trachurus trachurus* y *Trachurus mediterraneus*).

Finalmente, las series no muestran diferencias muy significativas presentando un patrón de variación muy similar. El valor de su coeficiente de determinación (r^2) tampoco presenta grandes diferencias, pero ciñéndonos al criterio de elección de la talla umbral en función del valor más elevado de r^2 , se decide establecer como talla umbral 25 cm ($r^2 = 0.65$), incluyendo en su determinación las especies *Micromesistius poutassou*, *Trachurus trachurus* y *Trachurus mediterraneus* (según recomendaciones en WGECCO, 2012). Esta talla se considerara como talla de un “pez grande” para la demarcación Sudatlántica.

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

$$P_{>25 \text{ cm}} = W_{>25 \text{ cm}} / W_{\text{total}}$$

donde $W_{>25 \text{ cm}}$ es el peso total anual de los peces mayores de 25 cm, y W_{total} es el peso total anual de toda la comunidad de peces.

2.2.3 Tendencias en la abundancia de grupos funcionales (Indicador 4.3.1.)

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. En principio este indicador está basado en una serie de especies/grupos clave dentro del ecosistema que sean 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 responda 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

En la Demarcación Sudatlántica, no se dispone de información en el área de estudio.

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 IEO 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: tallas 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, si no 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 (túnidos, tiburones, mamíferos marinos, aves marinas, tortugas)

Los grandes grupos en la cima de la cadena trófica son, en parte, tratados en otros descriptores (remítase al descriptor 1, descriptor 3 e informe de Aves marinas) por lo que no repetiremos aquí la información (túnidos, tiburones pelágicos, tortugas). 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.

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 estrechamente ligados a otros grupos/especies de diferente nivel trófico se han seleccionado por grupos funcionales y están por tanto basados 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 continental (de fondos sedimentarios) que abarca desde los 30 m de profundidad en la Demarcación Sudatlántica. El Instituto Español de Oceanografía dispone de una serie histórica muy importante de dieta de peces demersales y pelágicos en otras demarcaciones, y desde 2008 en la Demarcación Sudatlántica, que es la base de los grupos funcionales seleccionados para dar respuesta a este indicador.

Los datos analizados provienen de las campañas de prospección pesquera con arte de arrastre de fondo realizadas en aguas del Golfo de Cádiz (demarcación Sudatlántica). Como en el caso del



anterior indicador, los datos aportados abarcan un rango batimétrico de 30-800 m de profundidad. La descripción de la campaña ARSA se puede ver con detalle en el Anexo I.

2.2.3.1. Descripción de los grupos funcionales

Como ya se ha mencionado anteriormente, un **grupo funcional** es un conjunto de organismos que se alimentan del mismo tipo de presa (utilizando el mismo recurso trófico), pero 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.

Para la selección de los grupos funcionales de la Demarcación Sudatlántica, en primer lugar se ha realizado una clasificación de las especies en base a los datos de abundancia a partir de la información generada durante las campañas de arrastre (ARSA) y de evaluación acústica (ECOCADIZ) realizadas en la zona de estudio. Posteriormente, se han seleccionado los principales predadores del ecosistema y se han realizado análisis de contenidos estomacales (año 2009). Una vez caracterizada la dieta de las principales especies, se ha complementado dicha información con otra de tipo ecológico como el tipo de hábitat, tasas de producción y consumo, mortalidades, etc.

Se han establecido 39 grupos funcionales en la demarcación Sudatlántica que quedan del siguiente modo (Tabla 4): Tiburones, Peces demersales piscívoros, Rapes, Rayas, Merluza, Caballas, Jureles, Cefalópodos bentónicos, Pulpo común, Cefalópodos bentopelágicos, Gadiformes y quimeras, Grandes peces bentopelágicos, Pequeños peces bentopelágicos, Peces planos, Peces demersales con preferencias por invertebrados, Salmonetes, Espáridos (1), Espáridos (2), Bacaladilla, Pequeños peces demersales, Boquerón, Sardina, Gamba, Cigala, Galera, Crustáceos Reptantia, Crustáceos Natantia, Zooplancton gelatinoso, Invertebrados bentónicos Carnívoros, Poliquetos, Invertebrados bentónicos Filtradores/Detrítivoros/Suspensívoros, Bivalvos, aves marina, tortugas, odontocetos, mysticetos, tiburones pelágicos, túnidos, fitoplancton y zooplancton. Estos grupos funcionales engloban tanto especies individuales como conjuntos de especies pertenecientes a un mismo grupo taxonómico. En concreto, las especies de mayor interés comercial han sido clasificadas en grupos funcionales con una única especie. Tal es el ejemplo de la Merluza (*Merluccius merluccius*) o la gamba (*Parapenaeus longirostris*) que han sido tratadas de modo individualizado por su clara importancia comercial, y consecuentemente, por la presión pesquera que soportan. Las especies pelágicas como caballa, sardina o boquerón han sido también tratadas independientemente, al considerarse especies de elevada importancia comercial.

Debemos destacar que los predadores apicales como las aves marinas, cetáceos y tortugas han sido tratados en otro apartado (Descriptor 1), y que los niveles inferiores de la red trófica (suprabentos, zooplancton, fitoplancton, detritus) no han sido analizados para este descriptor, pese a su gran importancia debido a la falta de información de estos grupos en el área de estudio. Para todos estos grupos, en los que no se dispone de la información suficiente como para dar una respuesta más global a este indicador, sería necesario iniciar programas específicos de seguimiento para su evaluación. Por otro lado, la recogida de datos correspondientes al estudio de la dieta (contenido estomacales) se inició hace relativamente poco tiempo (año 2008). Para dar respuesta a este indicador es necesario continuar con este estudio trófico del ecosistema y de ese



modo poder establecer una serie histórica robusta. Toda esta información será necesaria en un futuro cercano de manera que puedan tanto completarse estas lagunas de conocimiento como poder evaluar correctamente el Buen Estado Ambiental.

De hecho, para entender correctamente la estructura y dinámica de las redes tróficas de estos ecosistemas el desarrollo de un modelo trofodinámico de balance de masas que considere todos los grupos funcionales y compartimentos del ecosistema será de gran ayuda. Estos modelos están basados en un conjunto de datos y matrices tanto de biomásas como de dietas, datos provenientes de la pesquería y de los descartes. 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 ayudarán a comprender mejor el funcionamiento de estos ecosistemas.

Tabla 4. Grupos funcionales de la demarcación Sudatlántica.

N	Grupo funcional	Especies
1	Aves marinas	No se cuenta con suficiente información. Descriptor 1
2	Odontocetos	No se cuenta con suficiente información. Descriptor 1
3	Misticetos	No se cuenta con suficiente información. Descriptor 1
4	Tortugas	No se cuenta con suficiente información. Descriptor 1
5	Tiburones pelágicos	<i>Gaelorhinus galeus</i> . No se cuenta con suficiente información. Descriptor 1
6	Túnidos	<i>Thunnus thynnus</i> . Descriptor 3
7	Tiburones	<i>Centrophorus granulosus, Dalatias licha, Deania clacea, Etmopterus spinax, Galeus melastomus, Galeus atlanticus, Hepranchias perlo, Hexanchus griseus, Scyliorhinus canicula,.....</i>
8	Rayas	<i>Leucoraja naevus, Raja clavata, Raja montagui, Neoraja ibérica, Torpedo marmorata, Bipturus batis, Pteromylaeus bovinus, ...</i>
9	Gadiformes y quimeras	<i>Chimaera monstrosa, Caelorinchus caelorhincus, Malacocephalus laevis, Nezumia aequalis, Phycis blennoides, Gaidopsarus biscayensis,</i>
10	Merluza	<i>Merluccius merluccius</i>



11	Rapes	<i>Lophius budegassa, Lophius piscatorius</i>
12	Peces planos	<i>Arnoglossus laterna, Arnoglossus imperialis, Buglossidium luteum, Citharus linguatula, Bathysolea profundicola, Microchirus azevia, Microchirus boscanion, Dicologlossa cuneata, Solea senegalensis, Solea solea, Symphurus nigrescens,....</i>
13	Peces demersales (Inv)	<i>Argentina sphyraena, Chelidonichthys luvcerna, Chelidonichthys Lucerna, Gnathopsis mystax, Helicolenus dactylopterus, Lepidotrigla cavillone, Lepidotrigla dieuzeidei, Scorpaena notata, Serranus hepatus, Trigla lyra, Ballistes capriscus, Sphoeroides pachygaster,....</i>
14	Peces demersales piscívoros	<i>Conger conger, Cyttopsis roseus, Zenopsis conchifer, Zeus faber,....</i>
15	Pequeños peces demersales	<i>Aphia minuta mediterránea, Blennius ocellaris, Callionymus lyra, Callionymus reticulatus, Callionymus maculatus, Deltentosteus quadrimaculatus, Lesueurigobius friesii, Lesueurigobius sanzi, Pomatoschistus sp.,</i>
16	Espáridos (1)	<i>Boops boops, Diplodus annularis, Diplodus bellotii, Diplodus vulgaris, Pagellus acarne, Pagellus bellotii, Pagellus bogaraveo, Pagellus erytrinus, Spicara flexuosa, Spicara maena, Spicara smaris, Spondyllosoma cantharus, Trachinus draco</i>
17	Espáridos (2)	<i>Argyrosomus regius, Pomadasys incisus, Pagrus pagrus, Sparus aurata, Dentex sp., Diplodus cervinus, Diplodus puntazo,</i>
18	Salmonetes	<i>Mullus barbatus, Mullus surmuletus</i>
19	Grandes peces bentopelágicos	<i>Lepidopus caudatus, Beryx decadactylus, Beryx splendens, Hoplostethus mediterraneus, Benthodesmus simunyi,.....</i>
20	Pequeños peces bentopelágicos	<i>Argyropelecus hemigymnus, Capros aper, Cepola macrophtalma, Chlorophthalmus agassizi, Diaphus sp., Epigonus denticulatus, Gadicus argenteus argenteus, Lampanyctus crocodilus, Maurolicus muelleri, Myctophidae, Notoscopelus elongatum,...</i>
21	Bacaladilla	<i>Micromesistius poutassou</i>



22	Boquerón	<i>Engraulis encrasicolus</i>
23	Caballas	<i>Scomber colias, Scomber scombrus</i>
24	Jureles	<i>Trachurus mediterraneus, Trachurus trachurus, Trachurus picturatus,.....</i>
25	Sardina	<i>Sardina pilchardus</i>
26	Pulpo	<i>Octopus vulgaris</i>
27	Cefalópodos bentónicos	<i>Eledone cirrhosa, Eledone moschata, Allothetis media, Allothetis subulata, Sepia elegans, Sepia officinalis, Sepia orbignyana, Rossia macrosoma, Loligo forbesi, Neorrosia sp., ...</i>
28	Cefalópodos bentopelágicos	<i>Illex coindetii, Loligo vulgaris, Loligo forbesi, Todarodes sagittatus, Todaropsis eblanae, Sepietta sp., Sepiola sp., Rondeletiola minor,.....</i>
29	Bivalvos	<i>Venus nux, Crassostrea gigas, Aequipecten opercularis, Laevicardium crassum, Acanthocardia sp., Anadara sp., Flexopecten sp., Chamelea gallina</i>
30	Cigala	<i>Nephrops norvegicus</i>
31	Galera	<i>Squilla mantis</i>
32	Gamba	<i>Parapenaeus longirostris</i>
33	Crustáceos Natantia	<i>Alpheus glaber, Acanthephyra pelágica, Aristaomorpha foliácea, Aristeus antennatus, Chlorotocus crassicornis, Melicertus kerathurus, Pasiphaea sivado, Plesionika martia, Plesionika sp., Panaeopsis serrata, Sergestes sp.,</i>
34	Crustáceos Reptantia	<i>Bathynectes maravigna, Liocarcinus depurator, Macropipus tuberculatus, Goneplax rhomboides, Munida sp., Macropodia sp., Inachus sp., Pagurus sp., Processa canaliculata, Solenocera membranacea, Palinurus sp.,...</i>
35	Invertebrados bentónicos carnívoros	<i>Astropecten sp., Asteroirdea, Ophiura ophiura, Echinus melo, Buccinum sp. Nudibranchia, Opisthobranchia, Bolinus brandaris,....</i>
36	Invertebrados bentónicos filtradores/detrítivoros/suspensivoros	<i>Actinauge richardi, Axinella sp., Cidaris cidaris, Diphasia sp., Sipunculidae, Pennatula rubra,</i>



(F/D/S)	<i>Leptometra phalangium, Gorgonidae, Eunicella filiformis, Alcyonum sp., Ascidia sp., Antedon mediterránea, Madrepora oculata, Nemertesia antennina,.....</i>
37 Poliquetos	<i>Aphrodita aculeata, Eunicidae, Glycera sp., Hesionidae, Hermodice sp., Hyalinoecia tubícola, Sabellidae, Sternopsis scutata,.....</i>
38 Zooplancton gelatinoso	<i>Aurelia aurita, Salpidae, Pelagia noctiluca, Rhizostoma pulmo,</i>
39 Fitoplancton y zooplancton	No se cuenta con suficiente información

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 Sudatlántica se puede ver en el documento de Aves marinas correspondiente.

2.3.2 Indicador 4.2.1. Evolución temporal de la proporción de peces grandes

En la Figura 2, se muestran los resultados correspondientes al indicador de la proporción de peces grandes en la comunidad demersal de la demarcación Sudatlántica para el periodo comprendido entre los años 1993 y 2010. Tal y como podemos observar, la evolución temporal de la proporción en peso de peces que superan la talla umbral de 25 cm de longitud total (LT), muestra un patrón con ciertas oscilaciones, que no marcan una tendencia clara en el tiempo (Tabla 5 y Figura 2). El valor máximo registrado fue de 0.57 en el año 1997 y el valor mínimo de 0.22 en 2004. A la vista de la gráfica (Figura 2) tan solo podemos señalar cierta tendencia descendente del índice a partir del año 1998, alcanzándose el mínimo citado en el año 2004. A partir de esa fecha, el índice vuelve a fluctuar entre 0.31 y 0.51.

La importancia de la biomasa de peces grandes (>25 cm) en las fluctuaciones del índice es relativamente inferior a la correspondiente a peces pequeños (≤ 25 cm), por lo que las variaciones interanuales de este último grupo son, en mayor medida, posiblemente responsables de las oscilaciones de este índice (Figura 1). Así pues, la tendencia descendente en el índice, anteriormente citada para el periodo 1998-2004, posiblemente sea atribuible a un incremento en la biomasa de peces de menor tamaño.

A continuación presentamos las graficas correspondientes a la evolución de la biomasa de individuos mayores/menores de 25 cm. Estas graficas están representadas de forma que podemos observar la aportación de cada especie al índice. La comunidad de peces grandes estuvo compuesta por 21 especies mientras que la comunidad de peces pequeños se compuso de 40



especies, eligiendo el umbral de 25 cm. Se representan por un lado los datos de modo acumulado (centrándonos en las especies dominantes), y por otro, de modo individual para cada especie (Figura 3, Figura 4, Figura 5, Figura 6). Si observamos los datos correspondientes a los de individuos menores de 25 cm, las especies que más importancia tienen son el jurel, bacaladilla, merluza y boga. Estas son especies de reclutamiento muy variable y que puntualmente presentan blooms, disparando el índice como es el caso del jurel (*Trachurus trachurus*) en los años 93-99, la bacaladilla (*Micromesistius poutassou*) en el 00-04 y la merluza (*Merluccius merluccius*) en 2010. En cuanto a la biomasa de individuos grandes (>25 cm), dentro de las especies que componen este grupo cabe destacar la merluza (*Merluccius merluccius*) como pez que más contribuye a ellos, así como, dos elasmobranquios de relativa importancia, *Galeus melastomus* y *Scyliorhinus canicula*. En menor orden de importancia, las especies pelágicas y batipelágicas, *Trachurus trachurus* y *Micromesistius poutassou*, también contribuyen en la evolución de la biomasa de peces grandes.

La variabilidad interanual que afecta a la comunidad demersal hace oscilar al índice de la proporción de peces grandes entre 0.57 y 0.22. En general los valores del índice se han mantenido por encima de 0.3. Solo los años 2001, 2002 y 2004 han bajado considerablemente por debajo de dicho límite, siendo en 2004 cuando se alcanza el mínimo histórico, 0.22. Ese descenso, tal y como hemos citado, coincidió con aumentos considerables en la biomasa de peces pequeños debido probablemente no solo a la acción antropogénica sino al efecto de variables ambientales. Por lo que este bajo valor del indicador no tendría necesariamente porque significar que las redes tróficas estén en mal estado ambiental. Por otro lado, debemos citar que la serie temporal no es lo suficientemente larga como para tener términos de referencias adecuados.

Tabla 5. Valores anuales de biomasa total (g/lance) de peces pequeños (≤ 25 cm) y peces grandes (> 25 cm).

Año	≤ 25	>25
1993	20959,73	17688,58
1994	29332,44	19169,16
1995	15760,86	7386,04
1996	29404,30	29816,96
1997	11937,73	15995,08
1998	15223,76	13155,36
1999	13713,85	8670,71
2000	31584,37	13974,10
2001	36427,06	12061,87
2002	23047,81	7360,31
2004	21649,53	6312,64
2005	19142,00	16314,23
2006	19695,60	15425,28
2007	23728,37	10849,74
2008	15832,07	16399,37
2009	12414,72	10949,66
2010	41517,68	23207,78



Figura 1. Variación de la biomasa estandarizada (g/lance) e importancia relativa de las biomosas por categoría de tamaño (<25 cm y >25 cm).

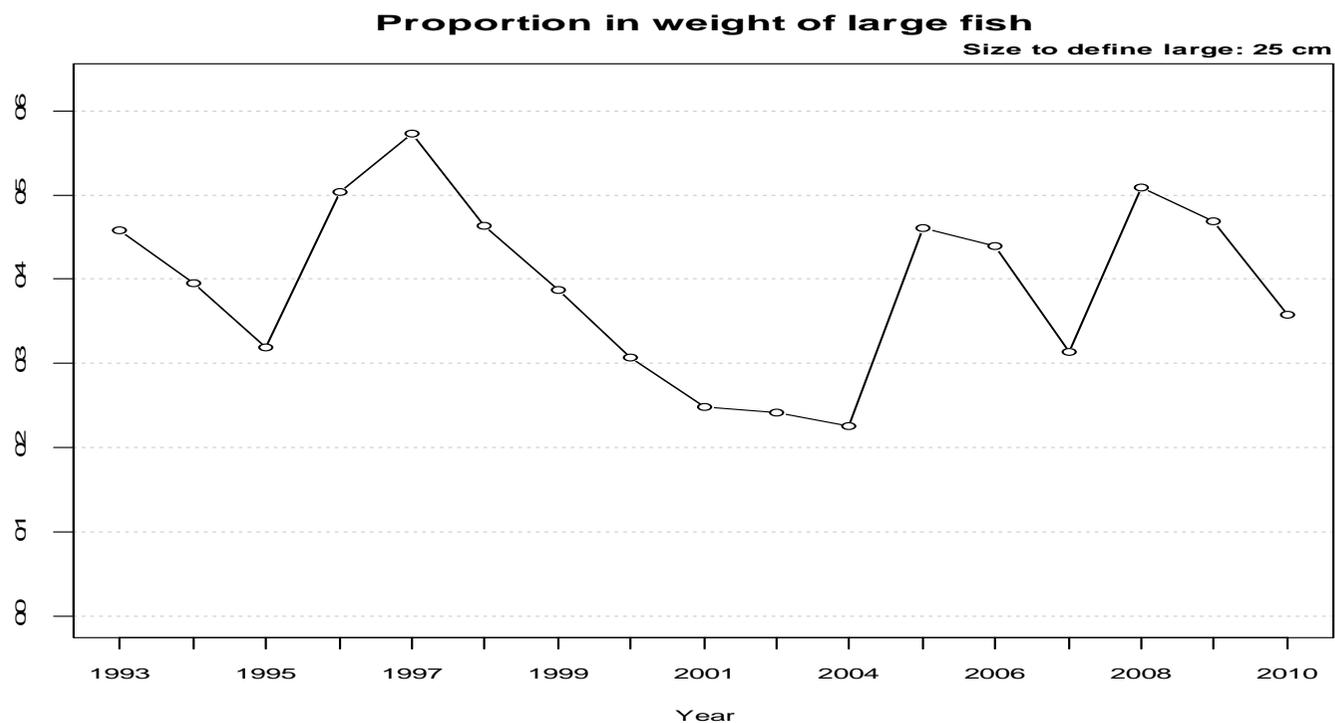


Figura 2. Evolución temporal de las últimas dos décadas (1993-2010) en la proporción de peces grandes de la demarcación Sudatlántica. Este índice representa la proporción en peso de peces que superan la talla umbral de 25 cm (Longitud Total) con respecto al peso de la totalidad de la comunidad demersal muestreada.

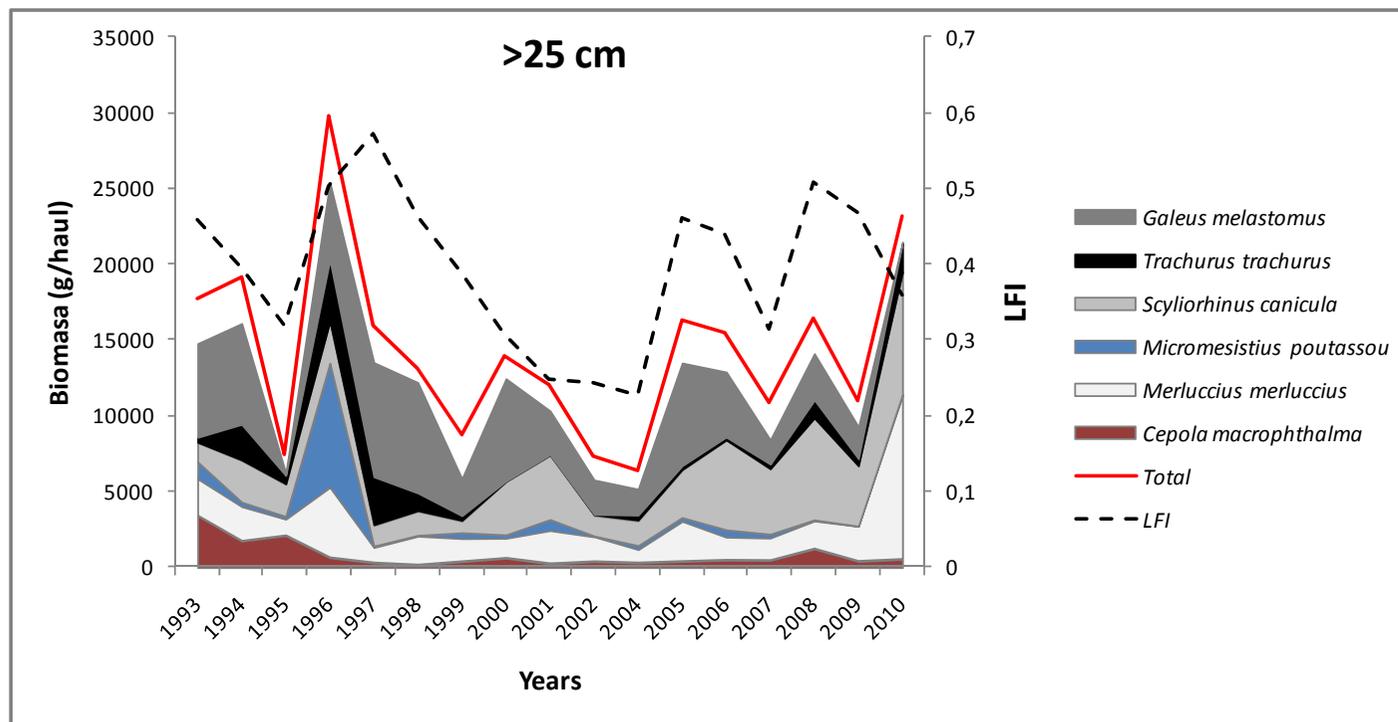


Figura 3. Evolución temporal de la biomasa estandarizada acumulada (g/lance) de especies de peces dominantes de la comunidad con talla superior a la talla umbral (>25 cm) establecida para esta demarcación. El trazado superior (línea roja) representa la comunidad de peces grandes en su conjunto.

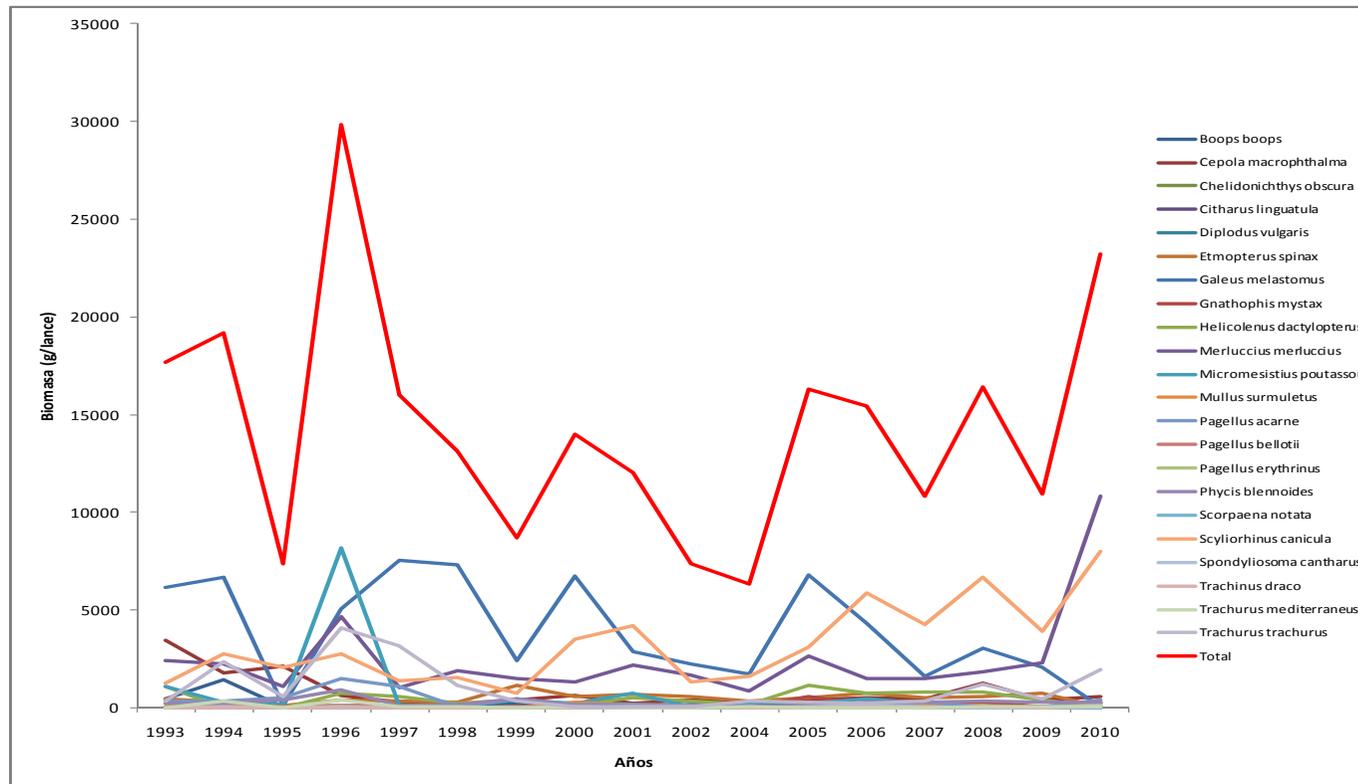


Figura 4. Evolución temporal de la biomasa estandarizada (g/lance) de especies de peces de la comunidad con talla superior a la talla umbral (> 25 cm) establecida para esta demarcación. El trazado superior (línea roja) representa la comunidad de peces grandes en su conjunto.

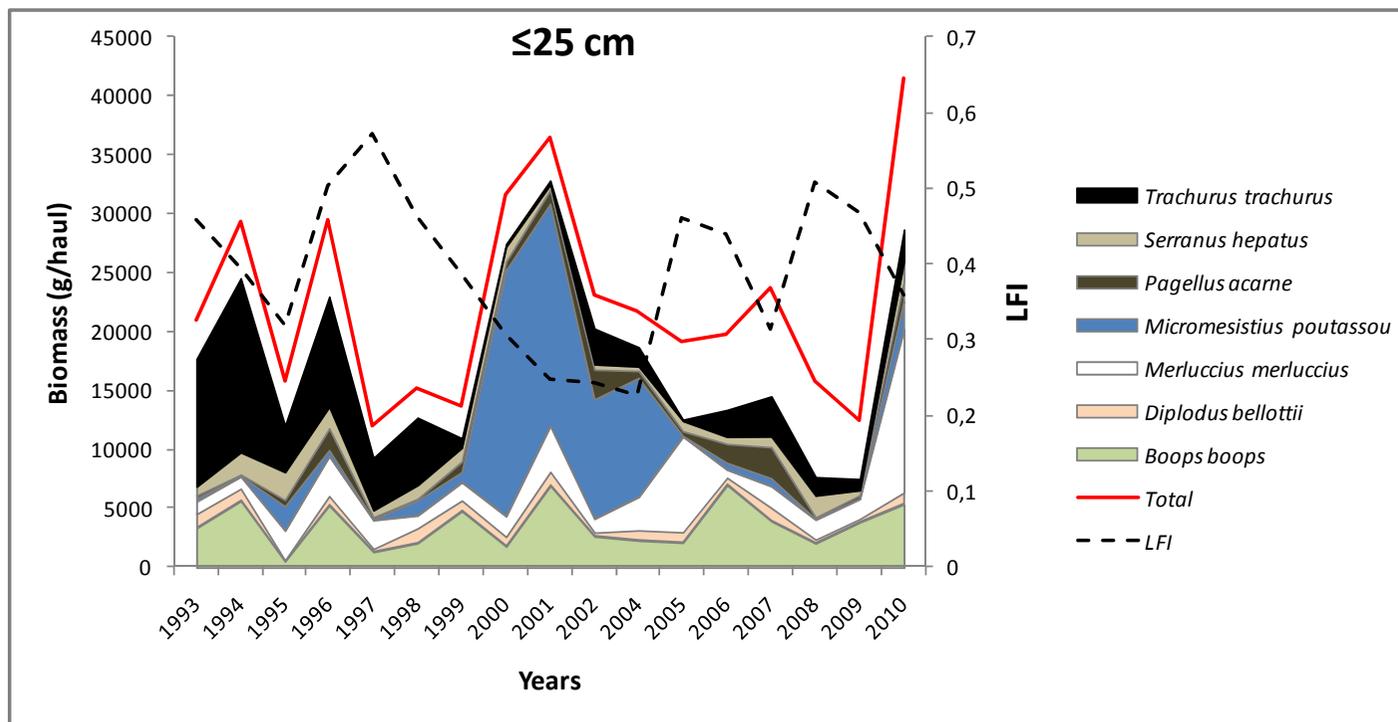


Figura 5. Evolución temporal de la biomasa estandarizada acumulada (g/lance) de especies de peces dominantes de la comunidad con talla inferior a la talla umbral (≤ 25 cm) establecida para esta demarcación. El trazado superior (línea roja) representa la comunidad de peces pequeños en su conjunto.

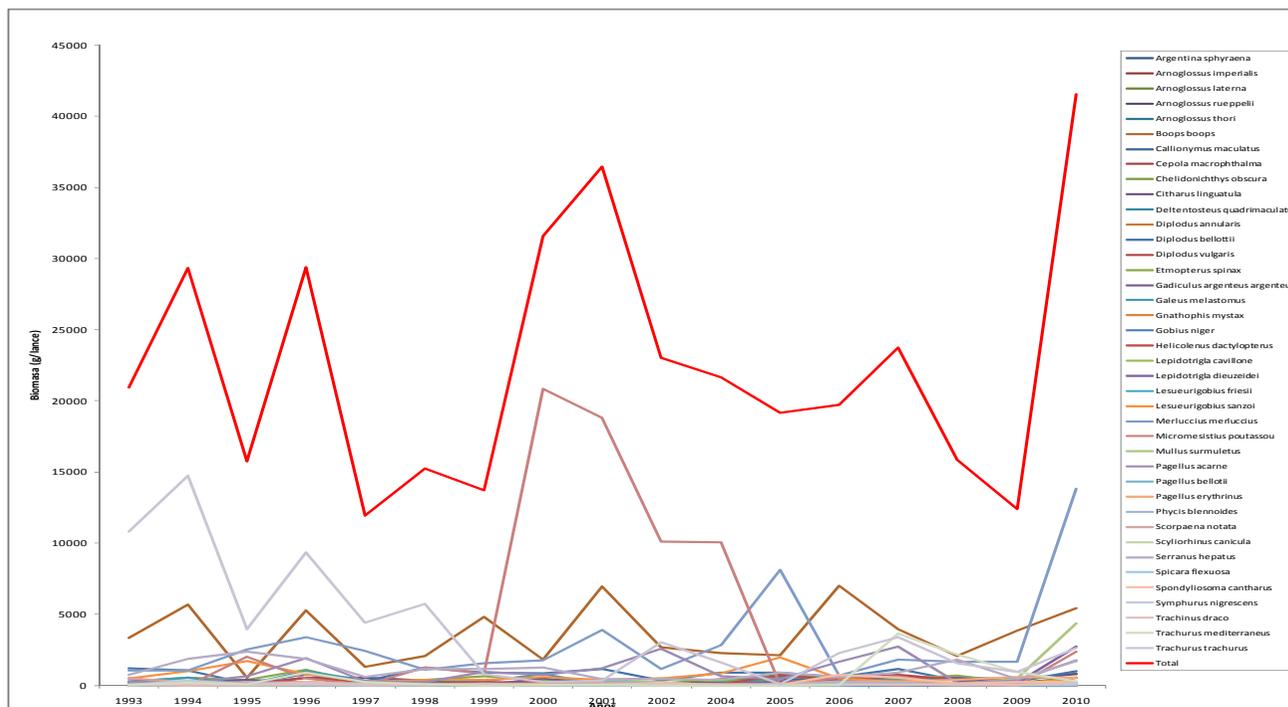


Figura 6. Evolución temporal del rendimiento en peso de especies de peces y elasmobranquios de la comunidad con talla inferior a la talla umbral (25 cm) esta demarcación. El trazado superior (línea roja) representa la comunidad de peces pequeños en su conjunto.



Como hemos observado los resultados obtenidos no dependen únicamente de una especie en concreto o unas pocas especies en particular, sino que es más bien el conjunto de la comunidad lo que aumenta o disminuye, proporcionándonos así la imagen de una comunidad demersal compleja. En la comunidad demersal del Golfo de Cádiz no existen unas pocas especies clave, sino grupos de especies que determinan su estructura. Estos grupos deberían estar afectados por la actividad pesquera más o menos en el mismo grado.

Como conclusión podríamos decir que el indicador “Proporción de peces grandes” calculado para la demarcación sudatlántica parece estar afectado principalmente por cambios en la abundancia de peces pequeños, a diferencia de lo obtenido por Shepard et al. (2011) en el mar Céltico. Esto podría deberse a la multiespecificidad que caracteriza las capturas en la zona del Golfo de Cádiz 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).

Además, generalmente las dimensiones disminuyen al aumentar la riqueza de especies (Fisher et al 2010, Celtic sea vs. Iberian coastal). Consecuentemente, no parece razonable poner valores objetivo similares a los del Mar Céltico o el Mar del Norte, ni un valor que no refleje el estado en cual se encontraba en la década de los '90.

Varios son los motivos que hacen que no estemos en condiciones de elegir un valor objetivo del BEA para la demarcación sudatlántica. Por un lado, la dependencia del indicador de la biomasa de peces pequeños. Tal y como hemos citado con anterioridad, los valores elevados en la biomasa de peces pequeños detectados en ocasiones, no solo pueden deberse a la acción antropogénica sino que también pueden tener relación con el efecto de variables ambientales. Consecuentemente, valores bajos del LFI, en esos casos, no tendrían porque indicar un mal estado ambiental de las redes tróficas. Por otro lado, debemos citar que la serie temporal no es probablemente lo suficientemente larga como para tener términos de referencias adecuados.

2.3.3 Indicador 4.3.1 Tendencias en la abundancia de los grupos funcionales

La tendencia temporal (evolución de la biomasa) de los grupos funcionales seleccionados se presenta en las figuras siguientes (Figuras 7-17).

En la Figura 7 se muestra la evolución de los grupos funcionales 7 (tiburones), 8 (rayas) y 9 (gadiformes y quimeras). Tanto el grupo de tiburones como el de gadiformes y quimeras presenta cierta estabilidad en el tiempo, a pesar de las fluctuaciones. El grupo de rayas es el que muestra un incremento más significativo. No obstante, estos datos hay que tratarlos con cierta precaución, ya que muchas de las especies que lo integran presentan una distribución batimétrica o geográfica más amplia a la cubierta por las campañas.

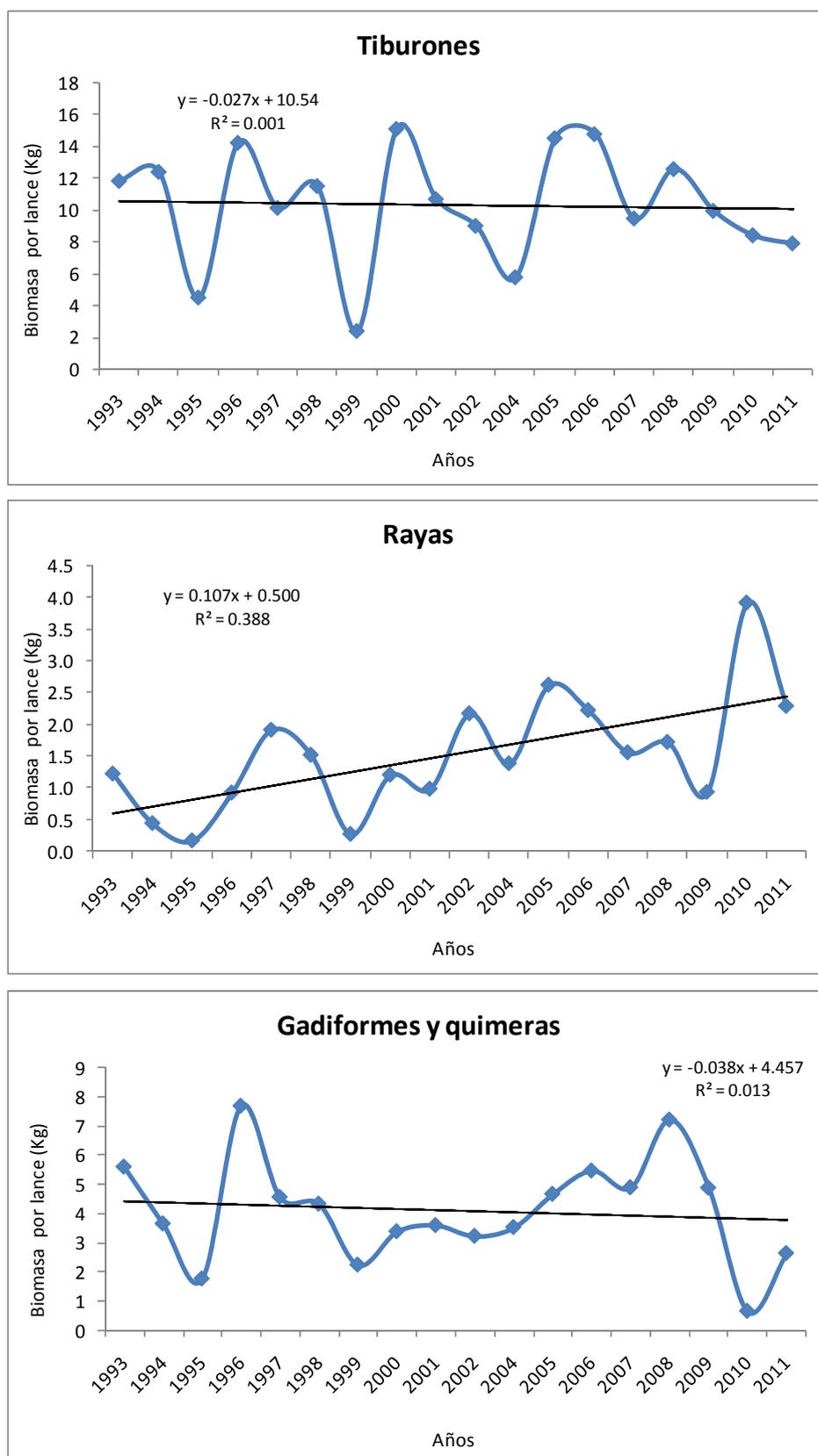


Figura 7. Evolución del índice de biomasa (kg/lance), a lo largo de la serie histórica 1993-2011 de los grupos funcionales 7 (tiburones), 8 (rayas) y 9 (gadiformes y quimeras).



La biomasa de la merluza, a pesar de las oscilaciones (véase años 1996 y 2005 con datos significativamente altos), presenta cierta estabilidad con valores promedio en torno a los 4 kg/lance. En cuanto a la abundancia de las dos especies de rapas, observamos que no es muy elevada si comparamos con otras demarcaciones como la noratlántica, y varía entre máximos de 1.4 kg/lance en 1994 y 0 kg/lance en 2004, intuyéndose una tendencia ligeramente descendente para toda la serie (Figura 8). Por último, los peces planos parecen presentar un patrón claramente ascendente, si bien, el grado de las fluctuaciones aumenta conforme transcurre el tiempo, alcanzándose un mínimo de 0.44 kg/lance en 2011.

Tanto en el grupo integrado por peces demersales que se alimentan mayoritariamente de invertebrados, como el de peces demersales piscívoros, no se observan oscilaciones de importancia (salvo los años 1996 y 2010), intuyéndose un incremento notable de su biomasa en el tiempo (Figura 9). En cuanto a los pequeños peces demersales, la tendencia es inversa, y parece descender su presencia en el ecosistema.

En lo referente a espáridos, hemos descrito 2 grupos funcionales que presentan unos datos de biomasa y comportamiento muy diferente (Figura 10). El grupo 1 con una biomasa por lance que oscila entre los 2 y 6 kg, presenta una evolución ascendente, mientras que en el grupo 2 con valores de biomasa entre 0.01-2.39 kg/lance, parece mantenerse estable en el tiempo. El grupo que conforman las 2 especies de salmonetes no presenta grandes oscilaciones (excepto para el pico que presentó en el año 2010), apreciándose una leve tendencia creciente.

En la Figura 11 se muestra la evolución del índice de biomasa para el grupo de grandes y pequeños peces bentopelágicos. A pesar de presentar valores muy elevados al inicio de la serie (nótese también la diferencia de escala entre grupos), ambos grupos muestran una tendencia descendente. La bacaladilla es una especie que suele presentar grandes fluctuaciones y debemos resaltar los valores por encima de 5 kg/lance registrados en el periodo comprendido entre los años 1999-2004, y los valores cercanos a cero a partir de entonces. En todo caso, nuestros datos no muestran una tendencia clara en el tiempo para este grupo funcional.

Las tendencias observadas en las especies pelágicas (Figura 12; grupos funcionales: boquerón, caballas y jureles) son estables en el tiempo, siendo incluso positiva en el caso de la sardina. No obstante, los datos procedentes de la campaña de arrastre demersal (ARSA) no reflejan de manera fidedigna la abundancia real de estas especies (ver Descriptor 3).

En cuanto al grupo taxonómico de los moluscos (Figura 13), los grupos funcionales de pulpo y cefalópodos bentopelágicos muestran una tendencia más o menos estable, mientras que los cefalópodos bentónicos presentan un claro declive en el tiempo. Esta tendencia descendente es aún más acusada en el caso de los bivalvos ($b = -0.15$; $r^2 = 0.73$) llegando casi a desaparecer al final de la serie (2010 y 2011).

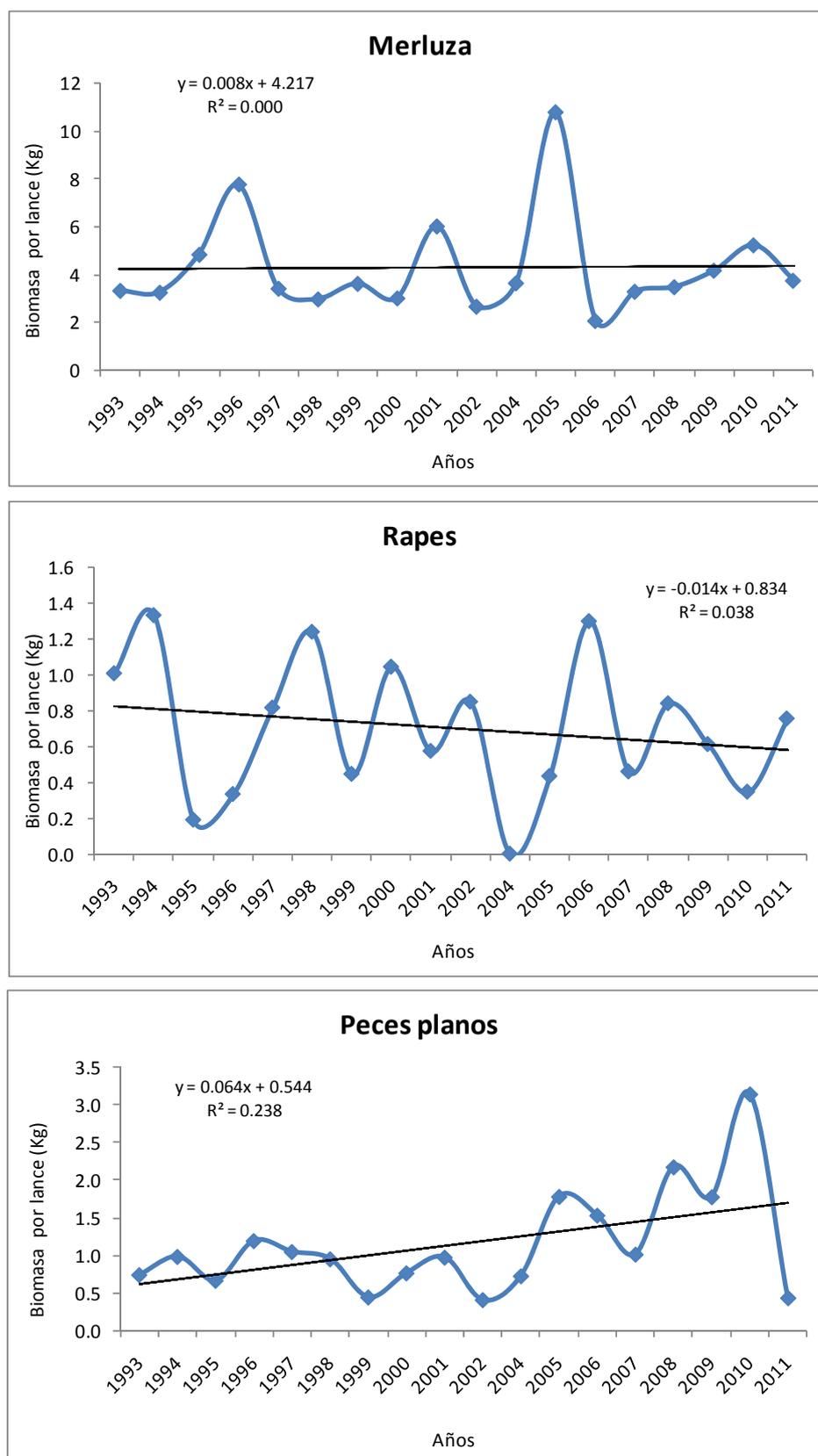


Figura 8. Evolución del índice de biomasa (kg/lance), a lo largo de la serie histórica 1993-2011 de los grupos funcionales 10 (merluza), 11 (rapes) y 12 (peces planos).

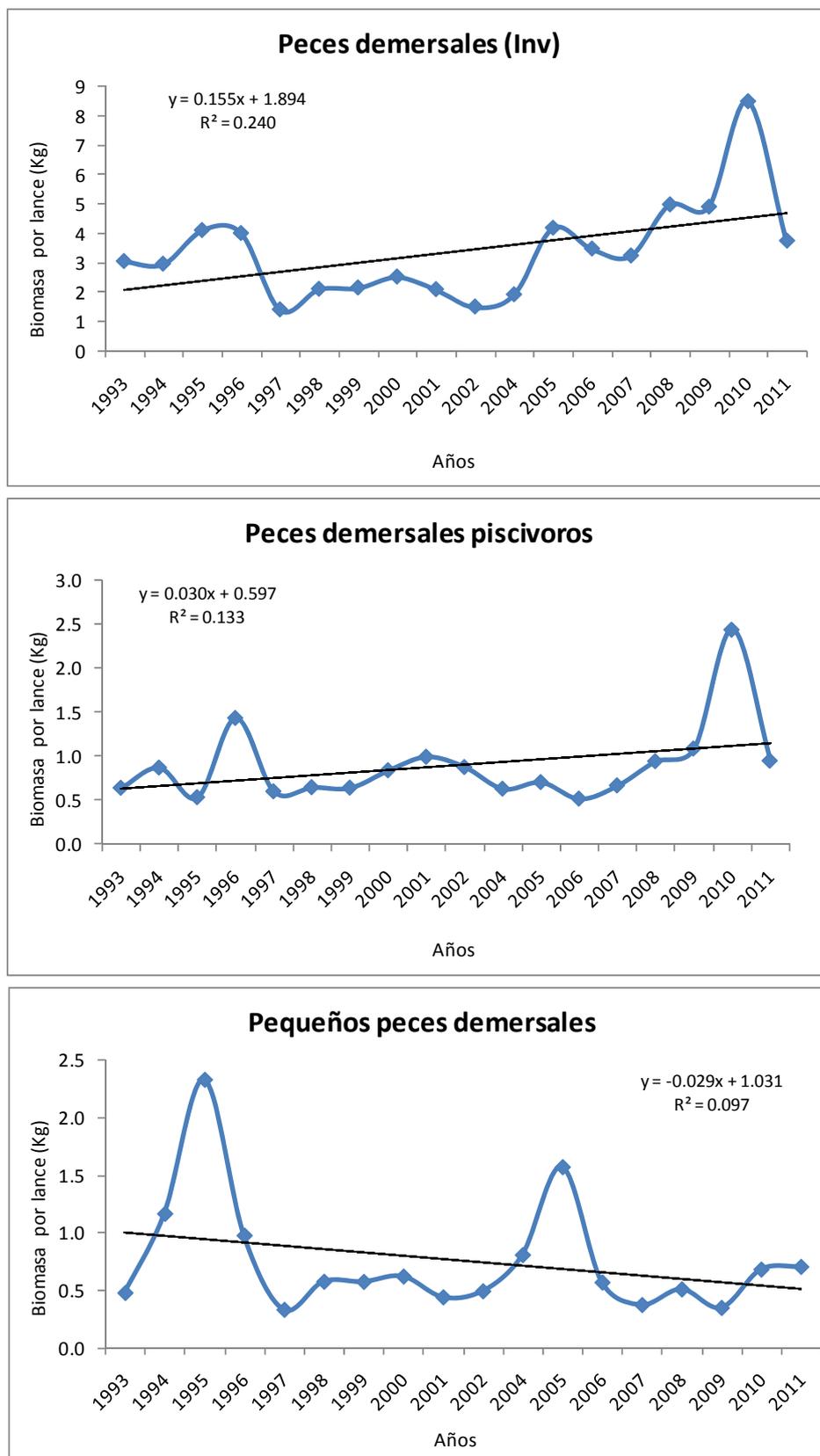


Figura 9. Evolución del índice de biomasa (kg/lance), a lo largo de la serie histórica 1993-2011 de los grupos funcionales 13 (peces demersales (inv)), 14 (peces demersales piscívoros) y 15 (pequeños peces demersales).

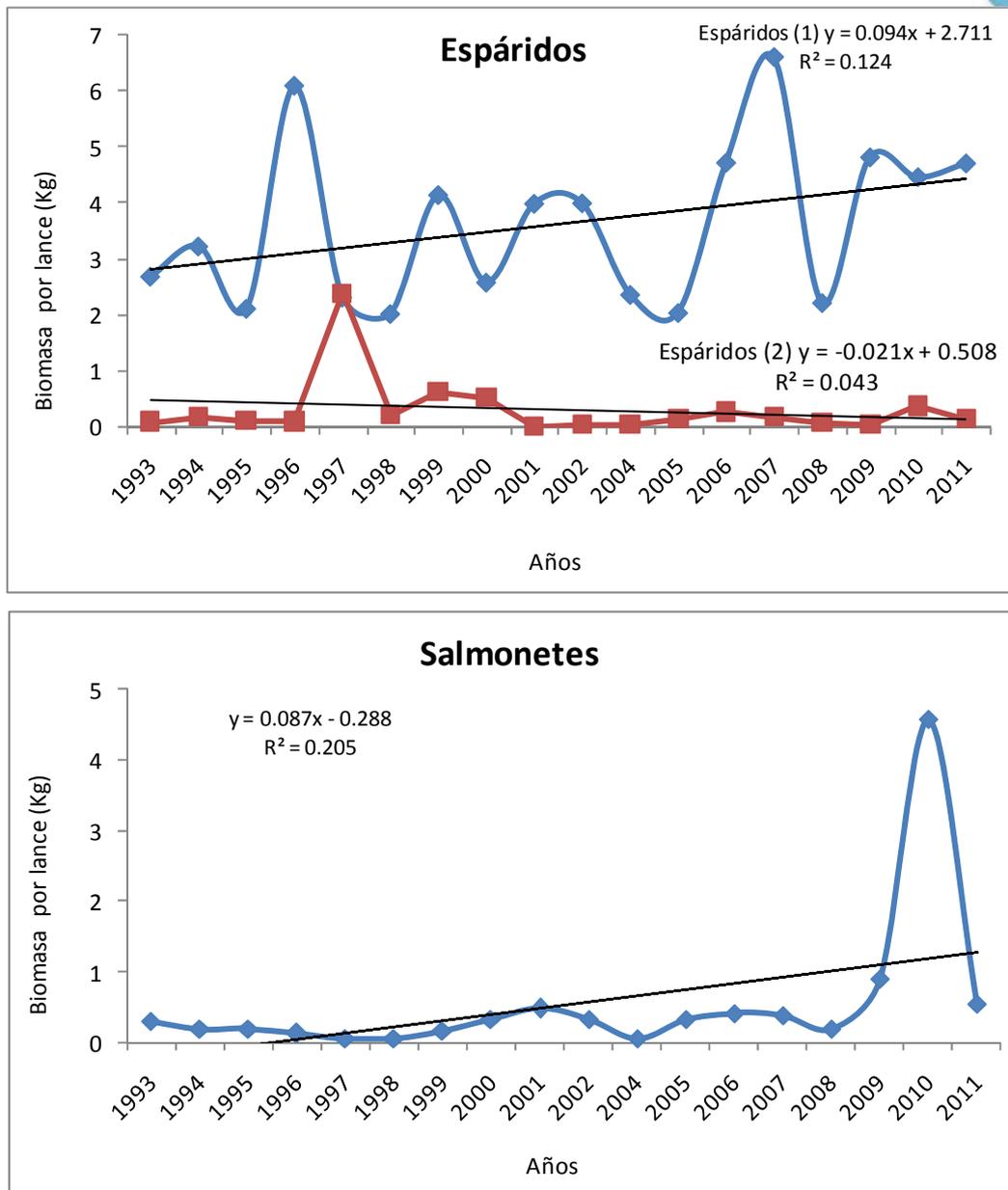


Figura 10. Evolución del índice de biomasa (kg/lance), a lo largo de la serie histórica 1993-2011 de los grupos funcionales 16 y 17 (espáridos) y 18 (salmonetes).

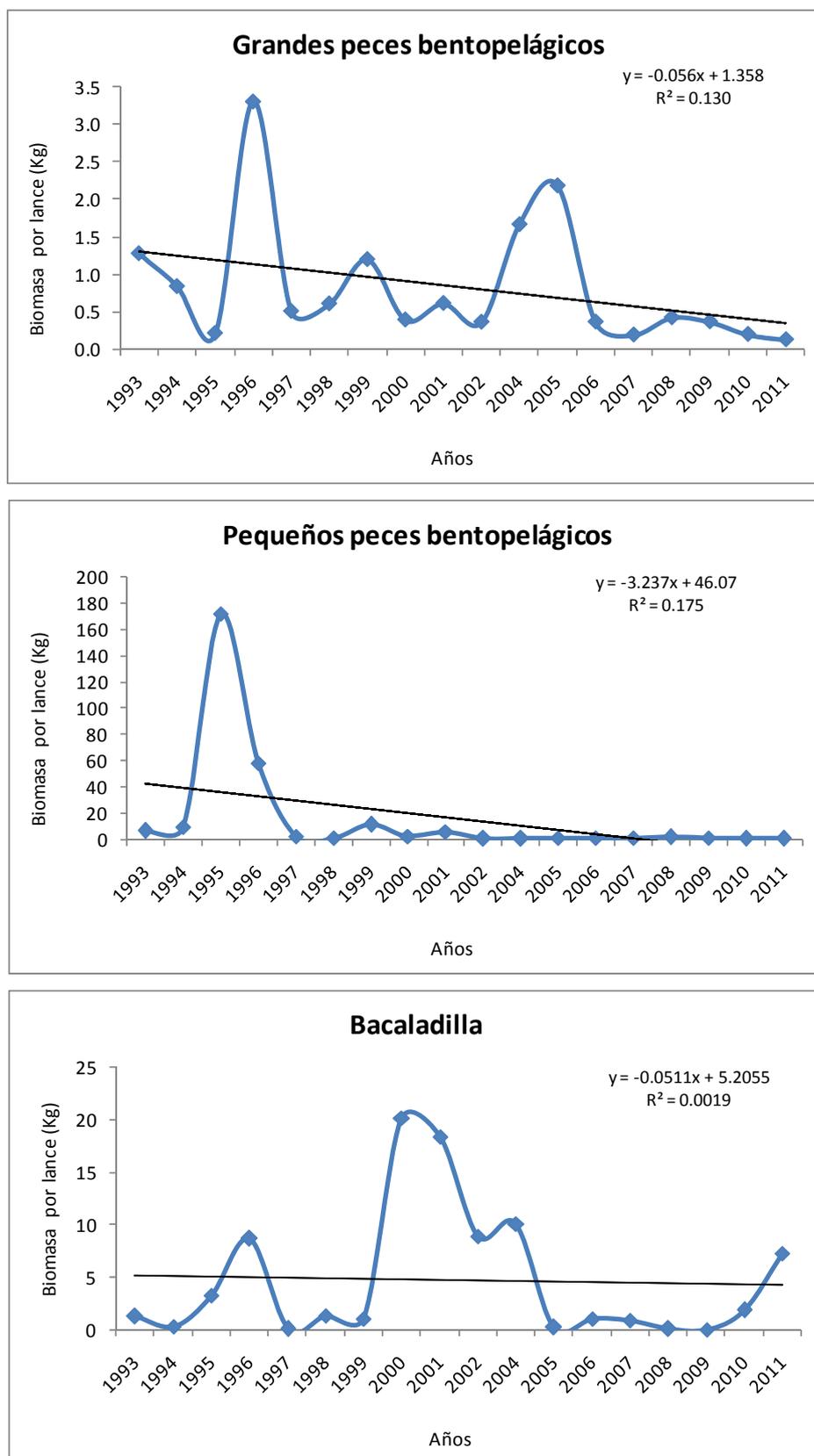


Figura 11. Evolución del índice de biomasa (kg/lance), a lo largo de la serie histórica 1993-2011 de los grupos funcionales 19 (grandes peces bentopelágicos), 20 (pequeños peces bentopelágicos) y 21 (bacaladilla).

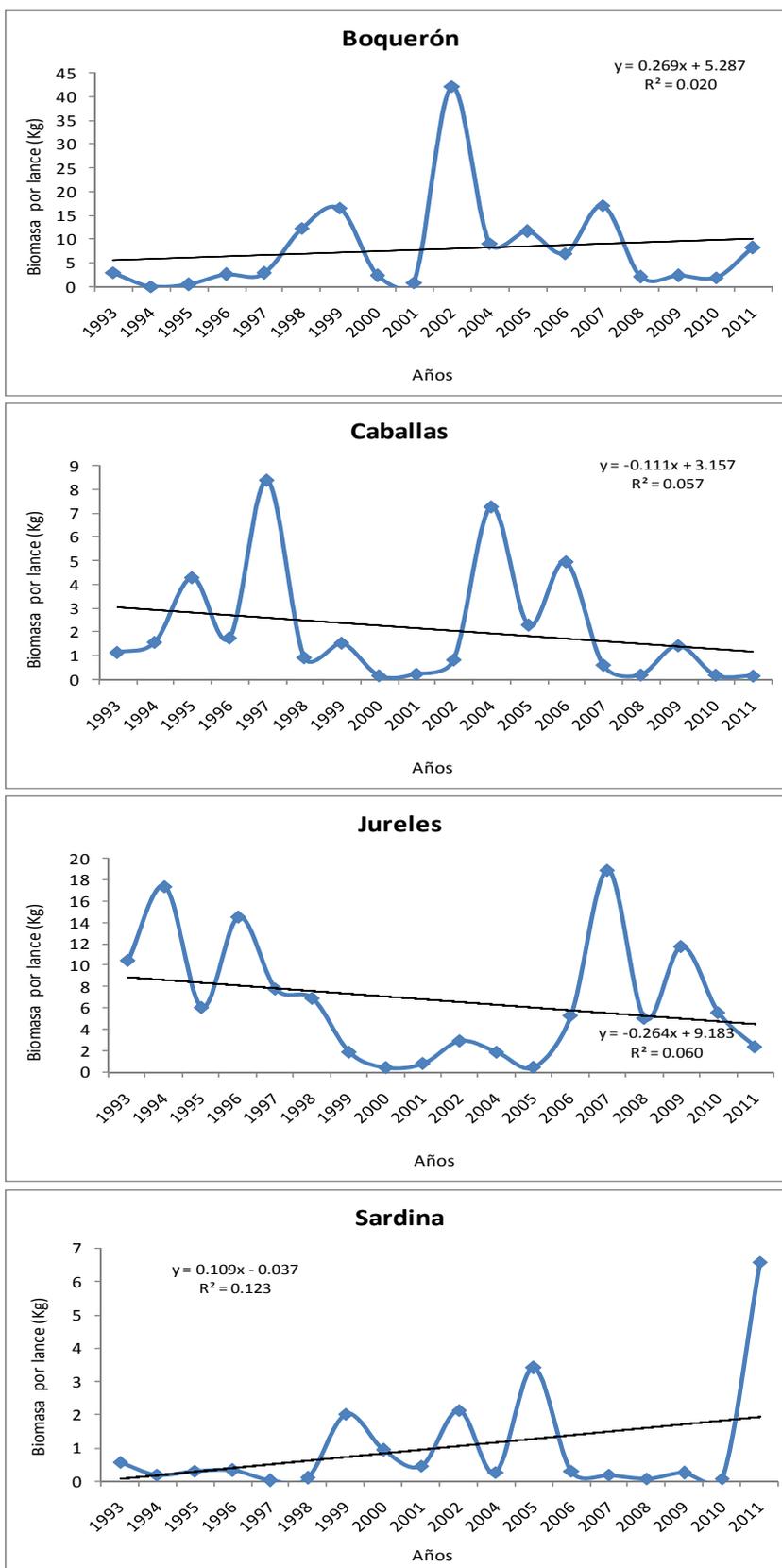


Figura 12. Evolución del índice de biomasa (kg/lance), a lo largo de la serie histórica 1993-2011 de los grupos funcionales 22 (boquerón), 23 (caballas), 24 (jureles) y 25 (sardina).

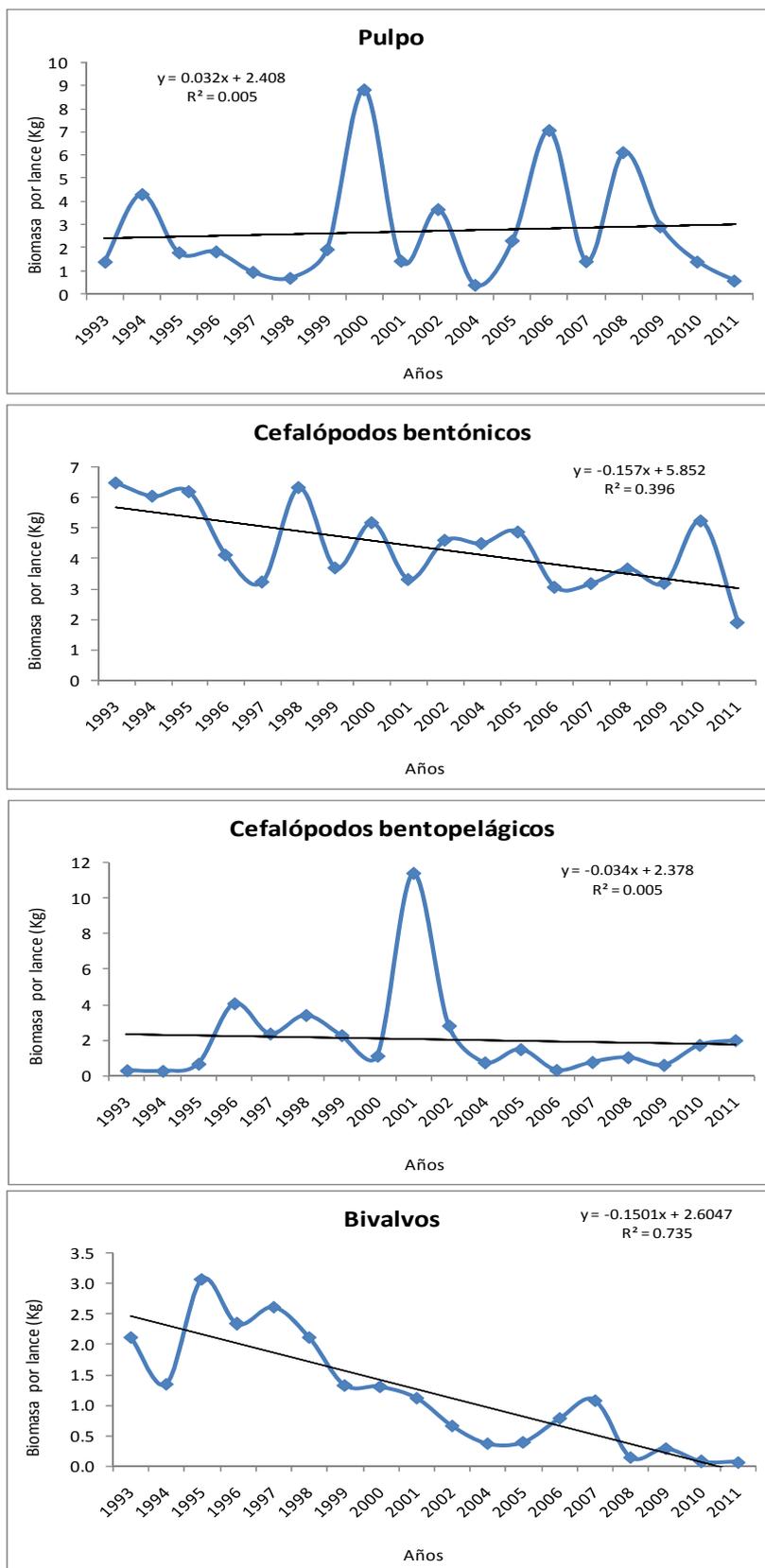


Figura 13. Evolución del índice de biomasa (kg/lance), a lo largo de la serie histórica 1993-2011 de los grupos funcionales 26 (pulpo), 27 (cefalópodos bentónicos), 28 (cefalópodos bentopelágicos) y 29 (bivalvos).



En la Figura 14 se muestran los datos referentes a los crustáceos de interés comercial. La cigala muestra oscilaciones, pero de manera global podemos decir que presenta una clara tendencia negativa. La galera y la gamba, sin embargo, muestran un comportamiento ligeramente creciente, con variaciones bruscas puntuales. En cuanto a los grupos funcionales que engloban a los crustáceos natantia y reptantia (Figura 15), presentan un declive claro en el tiempo, más acentuado en el caso de los crustáceos reptantia. Debemos tener en cuenta que ambos grupos comprenden una serie de especies importantes en la dieta de muchos peces, de ahí su importancia como recurso trófico.

Los invertebrados bentónicos carnívoros presentan una acusada tendencia negativa, registrándose un descenso del 60% en los años 2010 y 2011 respecto al inicio de la serie (1993) (Figura 16). El grupo de invertebrados bentónicos filtradores /detritívoros /suspensivos muestra oscilaciones importantes, con picos máximos en años como 2005, si bien el patrón parece mantenerse estable a lo largo del tiempo (Figura 16).

Los datos correspondientes al grupo de los poliquetos son similares a lo largo del tiempo, aunque en 2009 haya que reseñar un importante incremento, que habría que revisar y tomar con precaución (fig. 16). Por último, el grupo de zooplancton gelatinoso también parece mantenerse estable, salvo en el año 2000 donde la biomasa se multiplica por 6, dato a revisar o que probablemente se deba a algún bloom puntual (Figura 17).

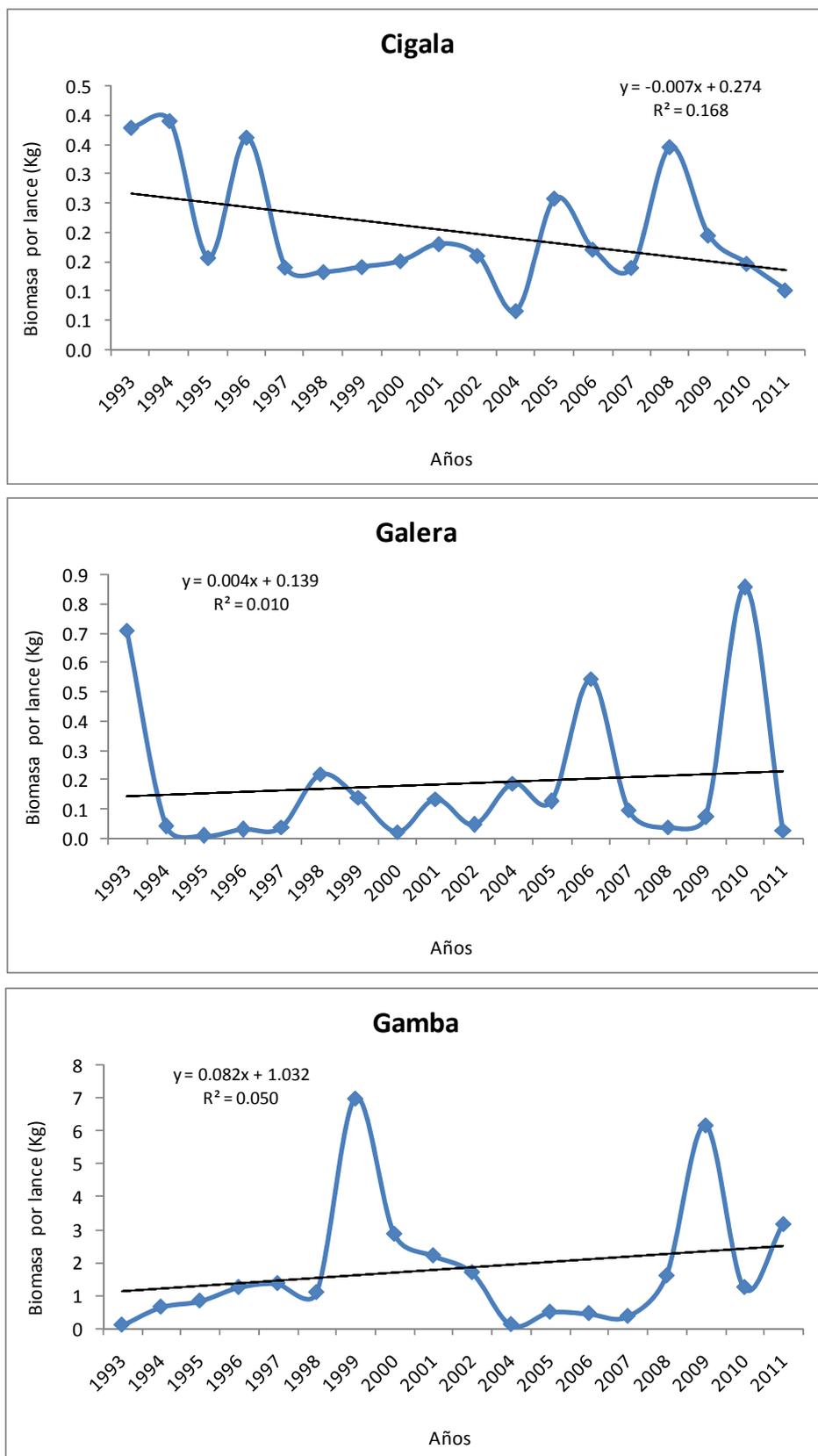


Figura 14. Evolución del índice de biomasa (kg/lance), a lo largo de la serie histórica 1993-2011 de los grupos funcionales 30 (cigala), 31 (galera) y 32 (gamba).

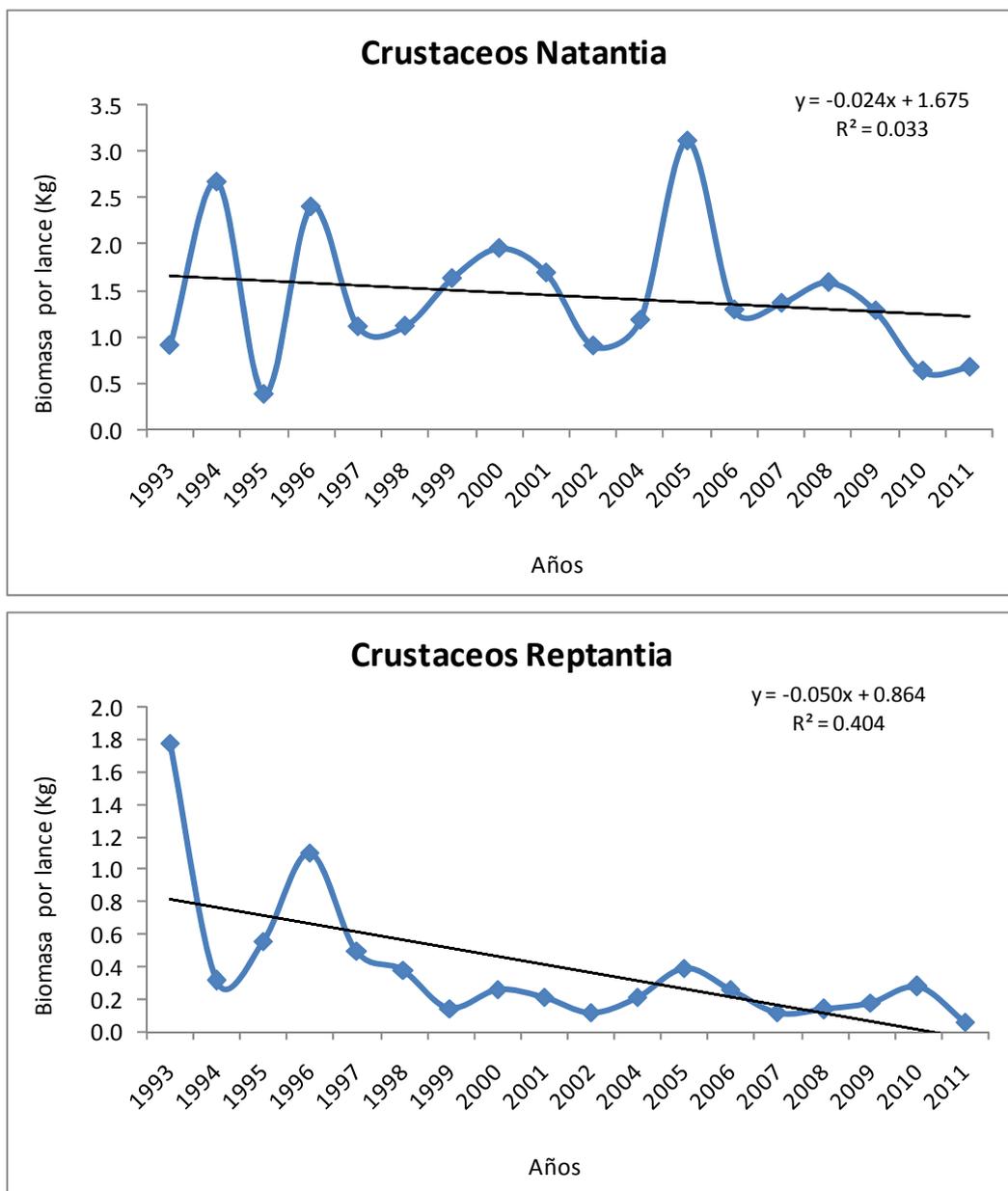


Figura 15. Evolución del índice de biomasa (kg/lance), a lo largo de la serie histórica 1993-2011 de los grupos funcionales 33 (crustáceos natantia) y 34 (crustáceos reptantia).

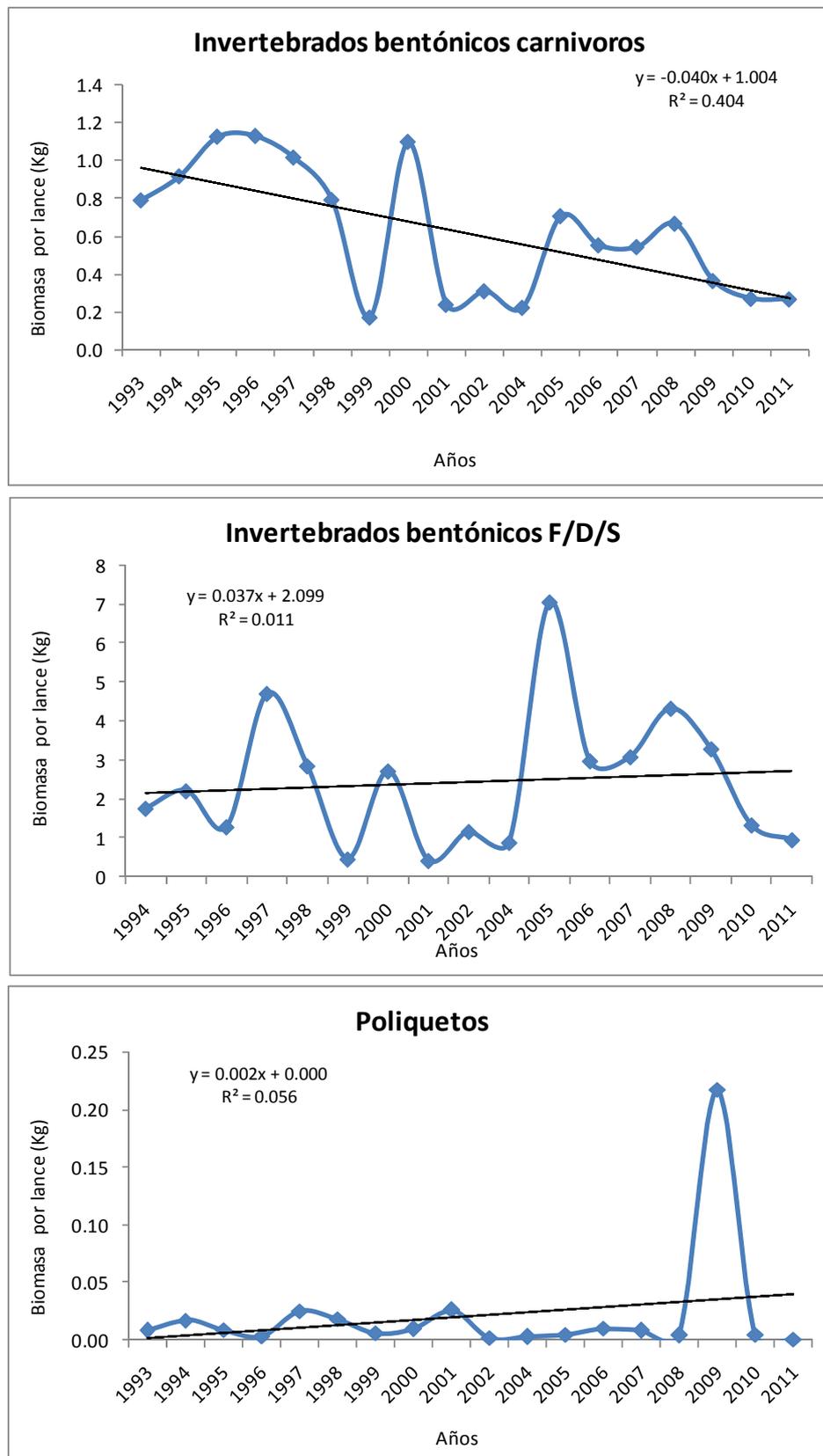


Figura 16. Evolución del índice de biomasa (kg/lance), a lo largo de la serie histórica 1993-2011 de los grupos funcionales 35 (invertebrados bentónicos carnívoros), 36 (invertebrados bentónicos F/D/S) y 37 (poliquetos).

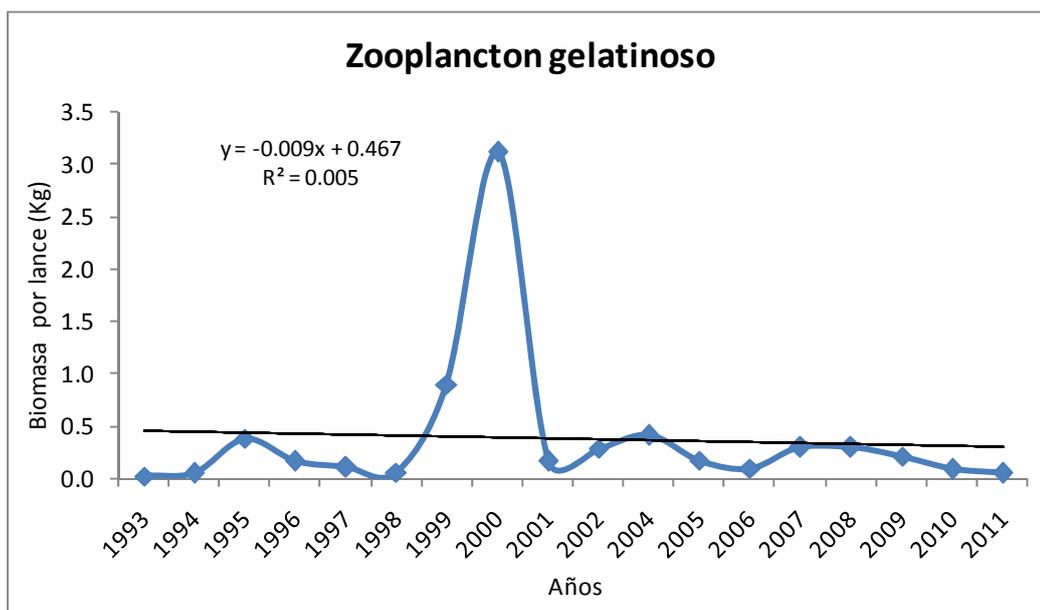


Figura 17. Evolución del índice de biomasa (kg/lance), a lo largo de la serie histórica 1993-2011 del grupo funcional 38 (zooplankton gelatinoso).

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 a los fondos sedimentarios de la plataforma continental, talud superior y medio 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. Por tanto, para tener una visión global del buen funcionamiento de las redes tróficas de todos los ecosistemas presentes dentro de la Demarcación Sudatlántica, 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.

Del mismo modo, debemos destacar que los predadores apicales como las aves marinas, cetáceos y tortugas han sido tratados en otro apartado (descriptores 1 y 3), si bien, la información es insuficiente para implementar este descriptor. Por otro lado, los niveles inferiores de la red trófica (suprabentos, zooplankton, fitoplancton, detritus) no han sido analizados para este descriptor, pese a su gran importancia debido a la falta de información de estos grupos en el área de estudio, lo que supone una importante laguna de conocimiento. Para todos estos grupos, en los que no se dispone de la información suficiente como para dar una respuesta más global a este indicador, sería necesario iniciar programas



específicos de seguimiento para su evaluación. Por otro lado, la recogida de datos correspondientes al estudio de la dieta (contenido estomacales) se inició hace relativamente poco tiempo (año 2008). Para dar respuesta a este indicador es necesario pues, dar continuidad al estudio trófico del ecosistema (análisis de contenidos estomacales) mediante un programa de seguimiento y de ese modo poder establecer una serie histórica robusta. Toda esta información será necesaria en un futuro cercano de manera que puedan completarse estas lagunas de conocimiento, y poder de ese modo evaluar correctamente el Buen Estado Ambiental de la demarcación Sudatlántica.

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 completando 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.

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 (mas 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. Por otro lado, debemos citar que la serie temporal probablemente no es lo suficientemente larga como para tener términos de referencias adecuados. 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 funcionales” 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

- 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.
- 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. & Hering, D., 2010. WISER methods database. Version: May 2010. Available at <http://www.wiser.eu/programme>
- Birk, S., Bonne, W., Borja, A., Bruce S., Courrat A., Poikane, S., Solimini, A., van de Bund, W., Zampoukas, N., 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.
- 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, P.M., Shannon, L.J., Roux, J.-P., Daskalov, G.M., Jarre, A., Moloney, C.L., Pauly, D. 2005. Trophodynamics indicators for an ecosystem approach to fisheries. *ICES Journal of Marine Science* 62: 430-442
- Fisher, J., Frank, K.T., 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.
- Gaston, K. J., and T. M. Blackburn. 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., Guirey, E. J. 2011. Development of the EcoQO for the North Sea fish community. *ICES Journal of Marine Science* 68: 1-11
- Jennings, S. J., Greenstreet, S. P. R., Hill, L., Piet, G. J., Pinnegar, J. K., and 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.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., and 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., and Jennings, S. J. 2005. Response of fish community indicators to fishing. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 214–225.
- Piha, H. and 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
- Rochet, M.-J. and 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 YJ, Rochet MJ, Jennings S, Field JG, Gislason, H (2005) Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES Journal of Marine Science* 62:384-396



Tsagarakis, K., Machias, A., Giannoulaki, M., Somarakis, S. and 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 ANEXO. Campaña ARSA

Las campañas de arrastre de fondo son uno de los principales métodos de estudio directo de las poblaciones de interés pesquero. Debido al uso como muestreador de un aparejo de arrastre con puertas, se evalúan exclusivamente las zonas arrastrables (fondos blandos).

Desde 1993, el IEO realiza con una periodicidad anual campañas oceanográficas de prospección con artes de arrastre de fondo en las aguas españolas del Golfo de Cádiz. Todas estas campañas han sido llevadas a cabo a bordo del B/O Cornide de Saavedra, del IEO, y están aportando un gran volumen de información sobre las características faunísticas de los fondos arrastrables de la región. La zona muestreada se extiende desde la frontera con Portugal (meridiano 7° 20' W) al meridiano 6° 20' W hacia el este, el paralelo límite hacia el sur corresponde con el límite 35° 54' N y hacia el norte el límite corresponde a la costa Sudatlántica. Esta zona comprende los fondos entre las isobatas de los 15 y los 800 m de profundidad, siendo su límite inferior la distancia de 6 millas a la costa (Figura 18).

A pesar de que en la Demarcación Sudatlántica estas campañas de arrastre demersal se realizan en primavera y en otoño, para el cálculo de los indicadores se han utilizado únicamente los datos correspondientes a las campañas de primavera dado que la serie es la más larga (17 años).

Los objetivos de estas campañas han ido evolucionado de acuerdo con los intereses de la sociedad y las nuevas fronteras en la investigación marina. Así, la evolución en los objetivos se ha traducido en un incremento en la obtención de información del medio, así como en una mejora en el diseño de las mismas. Inicialmente, el objetivo principal era la evaluación de los recursos de interés comercial, y para ello se realizaban muestreos de talla y peso de todas las especies capturadas, así como muestreos biológicos de las especies más importantes a nivel comercial. Con el tiempo, los objetivos han ido incrementándose y se realizan otros estudios como la caracterización oceanográfica mediante perfiles de CTD, y la obtención de muestras del fondo con diferentes dragas, lo que permite mejorar el conocimiento de la química, física y geología del medio marino del Golfo de Cádiz. Además, se ha mejorado e incrementado la toma de información biológica y ecológica, mediante la recogida de piezas esqueléticas para la identificación de la edad en peces óseos, estudios de trofismo o la clasificación y cuantificación de las basuras recogidas durante las operaciones de pesca.

Una vez el arte ha llegado a bordo, toda la captura se recoge en cajas, y el material biológico se clasifica a nivel taxonómico de especie, pesando y contando los individuos. Posteriormente, se pasa a realizar el muestreo biológico y la conservación de las muestras,



en función de la especie o grupo faunístico. Con carácter general, se realiza el muestreo de tallas y sexo/madurez de peces, crustáceos y moluscos, recogida de piezas esqueléticas para la identificación de la edad en peces óseos. Además se fotografían y conservan todas las especies sobre las que hay dudas o presentan características especiales.

La estimación de la abundancia de las especies está basada en arrastres de una hora de duración. Todas las pescas se realizan durante el día, debido al cambio en la tasa de capturabilidad de las especies durante la noche, y como muestreador se utiliza un arte de arrastre de fondo tipo baca 44/60. El diseño del esquema de muestreo está basado en un muestreo estratificado aleatorio, para el área que comprende desde los 20 m hasta los 800 m de profundidad. La distribución de los lances se efectúa teniendo en cuenta cinco estratos de profundidad previamente definidos (Figura 18 y Tabla 6). El número de muestreos (lances) es proporcional a la superficie de cada uno de estos estratos.

Como índices de abundancia por especie, se utiliza la captura media estratificada, tanto en peso como en número. Desde la campaña de marzo del año 1998, además de las pesca de arrastre, se realiza una caracterización de las masas de agua mediante un perfil hidrográfico. Este perfil de la columna de agua nos aporta información sobre profundidad, temperatura y salinidad mediante un sistema de batisonda CTD. El esquema de muestreo está basado en una malla de estaciones repartidas a lo largo de toda el área de campaña (Figura 19). El modelo de CTD utilizado desde 1998 hasta el año 2000 fue BCTD-*Fsi-Falmouth-scientific*. A partir del año 2000 en adelante se utiliza un CTD *Seabird*.

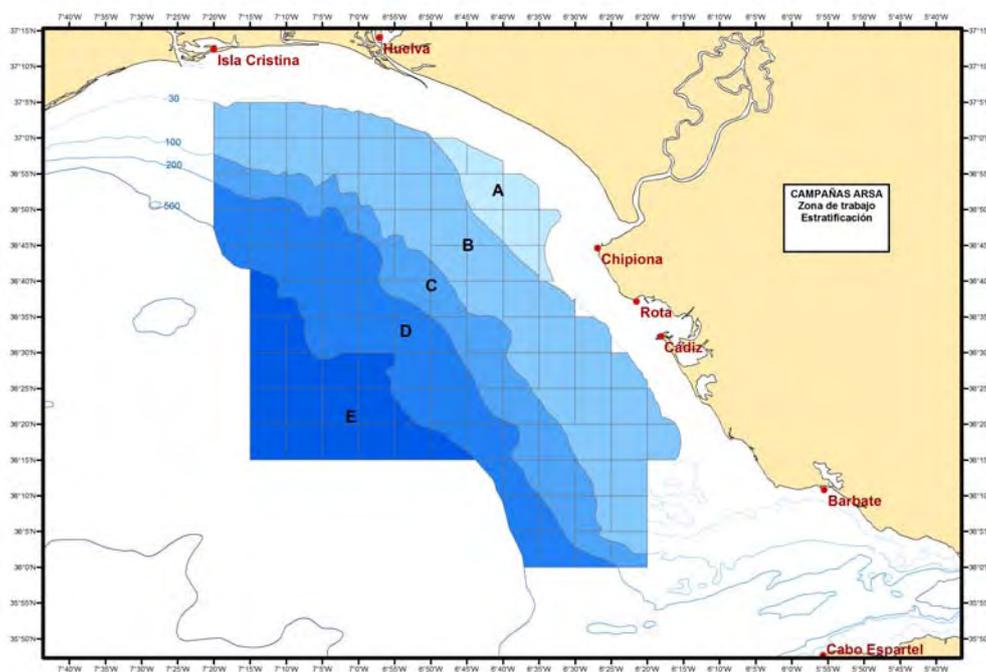


Figura 18. Campañas ARSA. Área de campaña y límite de los estratos batimétricos.



Tabla 6. Estratos batimétricos en las campañas de arrastre en la demarcación Sudatlántica

Estrato	Límites batimétricos
A	15-30 m
B	31-100 m
C	101-200 m
D	201-500 m
E	>500 m

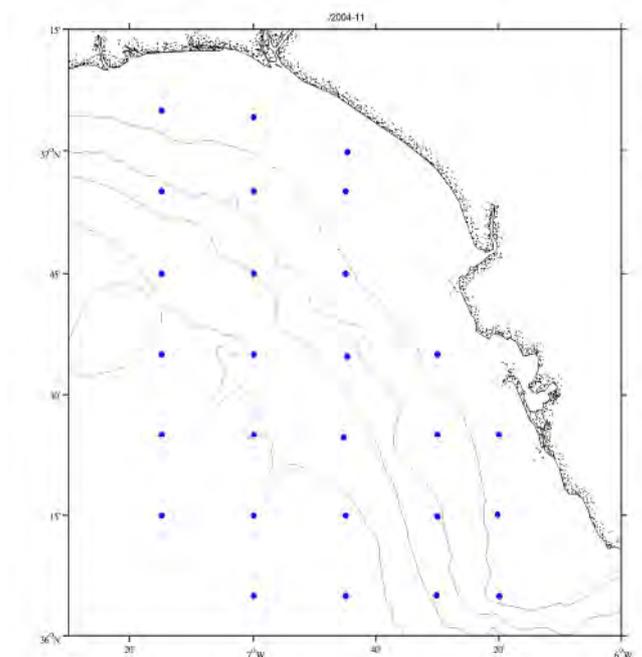


Figura 19. Campañas ARSA. Malla de estaciones de CTD (año 2004).