



**ESTRATEGIA MARINA**  
**DEMARCACIÓN MARINA CANARIA**  
**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:

- Carlos L. Hernández
- Alicia Delgado de Molina
- Izaskun Preciado

Asistencia Técnica TRAGSATEC S.A.:

- José Gustavo González
- Jaime Ezequiel Rodríguez

## COORDINACIÓN INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA

Demetrio de Armas  
Juan Bellas

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

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



MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

### Edita:

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

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado:

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

NIPO: 280-12-175-8



# ÍNDICE

1	INTRODUCCIÓN AL DESCRIPTOR.....	2
1.1	Interpretación del descriptor. Criterios e indicadores aplicables. Ámbito y limitaciones. Escala espacial y temporal. Nexos y solapamiento con otros descriptores de estado ambiental. Principales presiones e impactos.....	2
1.1.1	Interpretación del descriptor .....	2
1.1.2	Criterios e indicadores aplicables.....	3
1.1.3	Ámbito y limitaciones.....	5
1.1.4	Escala espacial y temporal .....	7
1.1.5	Nexos y solapamiento con otros descriptores de estado ambiental.....	7
1.1.6	Principales presiones e impactos .....	8
1.2	Fuentes de información. Legislación y convenios nacionales e internacionales relacionados con el descriptor. Programas de seguimiento.....	9
1.2.1	Fuentes de información .....	9
1.2.2	Legislación y convenios nacionales e internacionales relacionados con el descriptor .....	11
1.2.3	Programas de seguimiento .....	12
2	EVALUACIÓN DEL ESTADO AMBIENTAL ACTUAL .....	14
2.1	Conceptos clave.....	14
2.2	Fundamento en la selección de criterios e indicadores: Viabilidad y operatividad. Justificación de la selección de parámetros o componentes de cada indicador.....	14
2.2.1	Indicador 4.1.1 Productividad de predadores apicales.....	14
2.2.2	Indicador 4.2.1 Proporción de peces grandes.....	15
2.2.3	Indicador 4.3.1 Tendencias en la abundancia de grupos funcionales .....	17
2.3	Evaluación del estado actual. ....	19
2.3.1	Indicador 4.1.1 Productividad de predadores apicales.....	19
2.3.2	Indicador 4.3.1 Tendencias en la abundancia de los grupos funcionales.....	19
2.4	Lagunas de información y conocimiento. Necesidades de investigación y desarrollo de programas de seguimiento .....	20
3	DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL .....	22
3.1	Interpretación del BEA en relación con los criterios y el descriptor. Ámbito y limitaciones .....	22
3.2	Definición del Buen Estado Ambiental .....	22
4	Referencias.....	23



## 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 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.

*“...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”*. 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)

Con respecto a la “aplicabilidad” de los criterios e indicadores es preciso comentar que la información científica disponible de la Demarcación Canaria, adolece de la necesaria contemporaneidad y continuidad en el tiempo (fundamental para detectar tendencias), así como de una cobertura espacial adecuada que contemple, por ejemplo, las marcadas diferencias biogeográficas entre las islas orientales y las occidentales. Por otro lado, en la demarcación no existen datos provenientes de la pesca con artes de arrastre de fondo, tanto por las características de sus fondos (predominantemente rocosos y muy abruptos), como por la legislación vigente, que prohíbe expresamente el uso de dichos artes. Todo lo anterior



supone un serio hándicap para poder dar respuesta al tipo de indicadores propuestos para los criterios de este descriptor. En el caso concreto de los cetáceos, la aplicación de criterios basados en la abundancia/ distribución para conocer las tendencias en sus poblaciones, como consumidores finales en las redes tróficas, se enfrenta a las dificultades derivadas de la inadecuación de los criterios en unos casos y, en casi todos, a la inexistencia de la información necesaria para estimar las tendencias en los indicadores.

Analizando la aplicabilidad por criterios, para el 4.1 *“Producción por unidad de biomasa de especies/grupos tróficos clave”*, no se dispone de información al respecto, por lo que no es abordable en la Demarcación Canaria. 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 Alborán, NW de Mallorca en Baleares, Delta del Ebro en la Levantino–Balear y el Norte de Lanzarote en la demarcación de Canarias.

Para el criterio 4.2 *“Proporción de las especies seleccionadas en la cima de las redes tróficas”*, únicamente podría darse respuesta al indicador 4.2.1 *“Peces de gran talla (en peso)”* para las comunidades ícticas de determinados hábitats someros, a partir de las series de datos obtenidos mediante Censos Visuales, en diversos proyectos de investigación de la Universidad de La Laguna. Sin embargo, la información contenida en los informes de resultados (gráficas, datos promedios, etc.) a los que hemos tenido acceso, es insuficiente por sí misma para dar respuesta a dicho indicador.

Por último, las *“Tendencias en la abundancia de los grupos/especies seleccionados con importancia funcional”* (4.3.1), indicador para el criterio 4.3, han podido evaluarse únicamente para el grupo funcional de los túnidos, ya que para el resto de grupos/especies la calidad de la información consultada hace inviable la aplicación del mismo.

### 1.1.3 Ámbito y limitaciones

Este descriptor es de aplicación a todos los elementos de las redes tróficas marinas presentes en la Demarcación Canaria, por lo tanto el ámbito geográfico de aplicación es el correspondiente al del medio marino en el que España ejerce soberanía o jurisdicción en torno a las islas Canarias (Ley 41/2010, de protección del medio marino).

El área total aproximada comprendida por la demarcación es de 486173 km<sup>2</sup>, alcanzándose la profundidad máxima (4950 metros) en las llanuras abisales situadas al noroeste de la zona. Se trata de una región con las particularidades fisiogeográficas típicas de un archipiélago oceánico, con plataformas insulares muy reducidas y predominando los fondos con profundidades superiores a los mil metros para los que la información es escasa. En consecuencia, la proporción del área ocupada por los estratos batimétricos someros frente al total de la demarcación es mínima, observándose gráficamente en la Figura 1, donde se representan los fondos con profundidades inferiores a los 200 m en color naranja que ocupan aproximadamente 6145 km<sup>2</sup>. Esta superficie representa el 1,2 % del total de la demarcación y la correspondiente a los fondos por encima de 1000 m equivale al 4% del total.

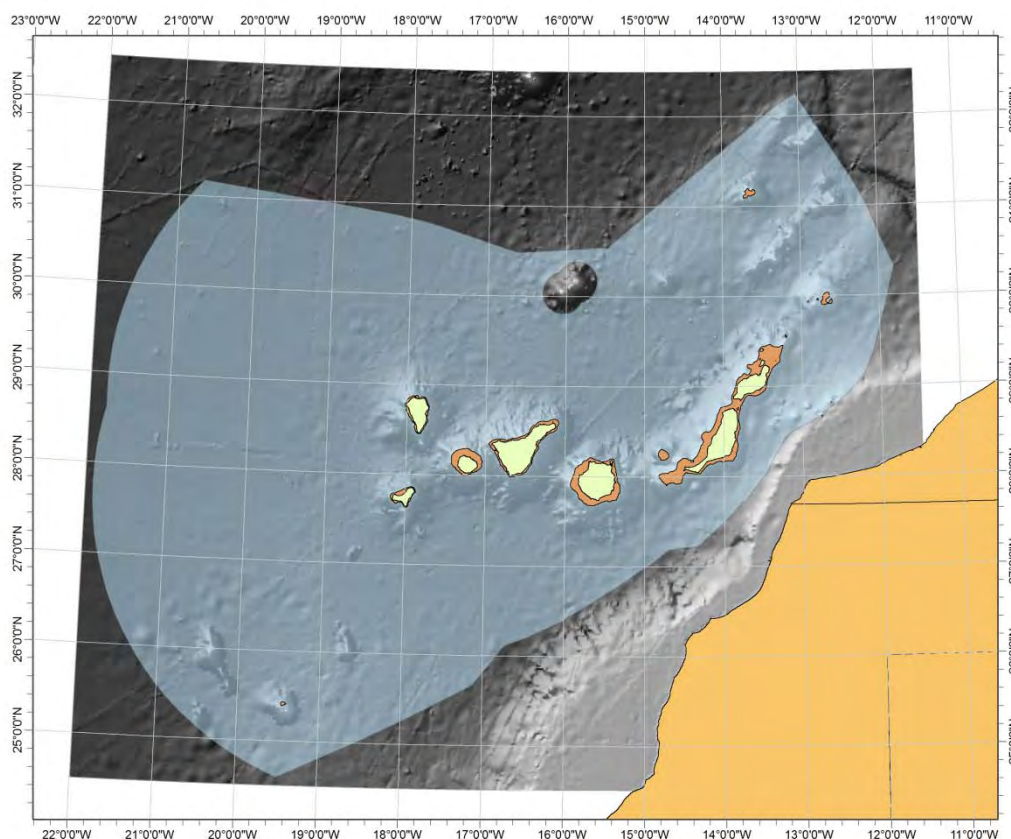


Figura 1. Ámbito geográfico de la Demarcación Canaria (en naranja, límite de la plataforma insular- 200 m-)



Las limitaciones en la aplicación de este descriptor provienen, como ya se ha mencionado con anterioridad, del tipo y calidad de la información disponible, que es la que ha determinado qué criterio e indicador se ha podido utilizar.

A pesar de esto 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 1). Se han propuesto en numerosas investigaciones muchos tipos de métricas para evaluar y hacer seguimientos de la estructura trófica y la estructura de tallas de los componentes de un ecosistema (Cury et al. 2005). Sin embargo, no parece haber consenso en la idoneidad de estos indicadores, máxime cuando cada zona tiene unas peculiaridades ambientales y ecosistémicas específicas.

**Tabla 1. 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 <sup>a</sup>	Mensurable <sup>b</sup>
Abundancia/biomasa total	---	---	+
Proporción de piscívoros	Disminución	C	Basado en dietas
Ratio pelágicos/demersales	Incremento	---	Habitat especies





Estructura trófica	---	---	Basado en dietas
Nivel trófico medio	Disminución	C	Dieta o $\delta^{15}\text{N}$ de todas las especies y sus presas
Pesquerías en equilibrio	Disminución	T	Idem y series históricas de capturas
Proporción de especies no comerciales en la comunidad	Incremento	T, C	Conocimiento sobre especies comerciales
Peso medio de la comunidad	Disminución	---	+
Espectro de tallas	Menos peces grandes/menos biomasa total	T, C	+

Tabla sacada de Rochet and Trenkel (2003)

<sup>a</sup> Punto de referencia potencialmente definido basado en Teoría (T) o en datos comparativos (C)

<sup>b</sup> Mensurabilidad basada en datos disponibles (+), se listan datos adicionales necesarios

#### 1.1.4 Escala espacial y temporal

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

Respecto a la escala temporal, es una de las grandes lagunas de la información disponible para la Demarcación Canaria, ya que las series de datos consultadas son cortas y/o discontinuas en el tiempo, lo que no permite dar adecuada respuesta a los indicadores del descriptor. Únicamente para el grupo funcional de los atunes se dispone de estadísticas de captura y esfuerzo amplias (1980 a 2010) y de fiabilidad contrastada, necesarias para evaluar el estado de sus poblaciones, evaluación que se lleva a cabo en el seno de la ICCAT (Comisión internacional para la conservación del atún atlántico), y que han permitido dar respuesta parcial al criterio 4.3.

#### 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. A nivel global, 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. Un ejemplo del efecto cascada producto de alteraciones en las cadenas tróficas, es la proliferación en Canarias de los fondos rocosos dominados por el erizo *Diadema aff. antillarum*, denominados “blanquizales”, y la consiguiente reducción de la banda de algas de la que se alimentan; el incremento de este erizo se atribuye a la sobrepesca de las especies de peces que depredan sobre él (Aguilera et al., 1994; Tuya et al., 2004).

No obstante, además de la presión pesquera, hay otras presiones o impactos que pueden alterar la estructura y funcionamiento de las redes tróficas (p.e. efectos acumulativos de múltiples actividades, contaminación etc.). Así, en la franja litoral de la Demarcación Canaria las presiones derivadas de la actividad turística y el aprovechamiento urbanístico, los



polígonos industriales y la creación y explotación de grandes infraestructuras (puertos comerciales y deportivos), entre otros, superan, con creces, las generadas por la actividad pesquera. Los impactos directos e indirectos que dichas presiones generan (alteración u ocupación de sustratos, vertidos, contaminación, dragados, etc.) pueden alterar considerablemente los ecosistemas litorales y sus redes tróficas.

La introducción de especies alóctonas puede alterar la estructura de las cadenas tróficas, por lo que merecen especial atención las instalaciones de cultivos marinos en la Demarcación Canaria, como fuentes potenciales de presiones e impactos, y más concretamente las que exploten especies que no se consideren nativas, como la lubina (*Dicentrarchus labrax*) y la corvina blanca (*Argyrosomus regius*), y cuya liberación (accidental o no) puede alterar las redes tróficas, bien por competición espacial o alimentaria con las especies nativas, bien por depredación sobre las mismas. De igual forma, los residuos orgánicos generados en las jaulas sirven como alimento de una gran cantidad de especies que alteran su comportamiento así como el de toda la cadena trófica.

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.

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

### **1.2.1 Fuentes de información**

La información científica potencialmente disponible para abordar el descriptor que nos ocupa, puede dividirse en 3 grandes grupos. Por un lado, la aportada por el Instituto Español de Oceanografía en Canarias, a partir del seguimiento de la actividad de la flota pesquera artesanal canaria y de las especies sobre las que ésta incide. Un segundo grupo, es la generada en el seno de proyectos o actividades de investigación, destinados a mejorar el conocimiento del medio marino; y por último, aquella que emana directa o indirectamente de la aplicación de la legislación comunitaria, nacional y local. No obstante, para desarrollar y evaluar el indicador 4.1.1 Productividad en el grupo aves, SEO dispone de información relativa al éxito reproductor de aves marinas (ver documento Aves).

Dentro del primer grupo, el Instituto Español de Oceanografía, a través de su Red de Información y Muestreo (RIM), dispone de bases de datos con las capturas por especie y esfuerzo pesquero de la flota artesanal canaria, si bien la cobertura de dicha RIM sobre las descargas no ha sido homogénea en el tiempo, por lo que dicha información es inadecuada



para dar respuesta a los indicadores propuestos en la directiva. La única excepción la constituye la información disponible de la flota atunera, con una serie temporal de datos de captura y esfuerzo pesquero amplia y continua.

El segundo grupo incluye numerosos estudios, proyectos y campañas de investigación realizadas desde las universidades canarias y centros de investigación marina, públicas y privados. Si bien la información es amplia y muy diversa, su grado de cobertura espacial es puntual y carecen de la mínima continuidad en el tiempo que exige este descriptor. Como ya se comentó, existen varios proyectos de investigación para el seguimiento de las Reservas Marinas de Canarias, que han empleado la metodología de los Censos Visuales en el muestreo de las comunidades ícticas de fondos someros (menos de 50 metros de profundidad). Este método de muestreo, además de registrar la totalidad de especies interceptadas, conlleva la estimación de la talla de todos los individuos, por lo que supone una fuente de información alternativa para dar respuesta al indicador 4.2 *“Proporción de las especies seleccionadas en la cima de las redes tróficas”* y el apartado 4.2.1 *“Peces de gran talla (en peso)”*, ante la inexistencia de datos de artes de arrastre de fondo en la Demarcación Canaria (muestreador “tipo” o de referencia para los indicadores basados en la talla, como el 4.2.1). El rango temporal en que dichos censos se han llevado a cabo es más o menos amplio (15 años), y aunque la cobertura dentro de dicho rango ha sido irregular y discontinua, la información permite detectar tendencias en el indicador 4.2; sin embargo tan sólo hemos podido acceder a los informes de resultados de dichos proyectos y no a sus bases de datos, lo que nos ha impedido abordar la estimación de dicho indicador.

Respecto al tercer grupo de información analizada, procede de la aplicación en Canarias de la normativa sobre Primera Venta de productos de la pesca y de la Directiva Marco del Agua (DMA). A partir del registro de las capturas descargadas en los puntos autorizados para la Primera Venta, el Gobierno de Canarias ha creado una base de datos para el período 2007 y 2011; en dichas estadísticas de captura se supone incluidas las de la totalidad de la flota artesanal que faena en aguas de la demarcación (caso de cumplirse estrictamente la norma de que todas las descargas pasen por dichos puntos de venta). Una vez más, la cobertura temporal de estos datos (serie histórica muy corta) impide abordar los requerimientos del descriptor (indicador 4.2), a lo que hay que añadir las incertidumbres relativas a la calidad de la información generada por la Primera Venta (incorrecta separación de especies, artes e identificación de zonas de captura, volumen de captura importante no cubierto por la misma, etc.), tal y cómo se constató en el Seminario Científico sobre el estado de explotación de los recursos pesqueros de Canarias (REPESCAN) (González, 2008). Las estadísticas oficiales de capturas previas a la normativa de Primera Venta, si bien tienen una adecuada escala temporal, carecen de la precisión y fiabilidad imprescindibles para dar respuesta al descriptor.

Conviene destacar que la implementación de la DMA en las 7 Demarcaciones Hidrográficas de Canarias es un proceso aún en marcha. Si bien se ha tenido en cuenta la información de los documentos iniciales (artículos 3 y 5 de la DMA), los ETIs (Esquema de Temas



importantes) y los borradores de PH que han salido a consulta pública hasta la fecha actual (Tenerife y Lanzarote), ésta no se adecúa a las necesidades del descriptor.

## 1.2.2 Legislación y convenios nacionales e internacionales relacionados con el descriptor

Si bien la Demarcación Canaria no ha sido incluida en el área marítima del Convenio OSPAR (Convenio para la Protección del Medioambiente Marino del Atlántico Noreste), se ha señalado reiteradamente la necesidad de ampliarla hacia el sur, de manera que incorpore toda la región macaronésica; de ahí que hayamos considerado conveniente tener en cuenta las recomendaciones de OSPAR relacionadas con el descriptor que nos ocupa.

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 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. 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<sup>er</sup> trimestre) de ICES.

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

Los métodos enviados por los Estados Miembros para evaluar la abundancia de fitoplancton, macrófitos y zoobentos están descritos en la base de datos on-line recopilada dentro del proyecto WISER (Birk *et al.*, 2010, 2012). Los métodos



actualmente en vigor en España se encuentran recogidos en la Instrucción de Planificación Hidrológica (Orden ARM/2652/2008). Aunque estas metodologías son plenamente aplicables a las aguas costeras, es necesario evaluar y desarrollar su aplicación fuera del ámbito de la DMA. Por otra parte, en el marco de la DMA no existen metodologías desarrolladas para otros organismos, como el zooplancton.

**Tabla 2. Estándares metodológicos para redes tróficas. I: Evaluación del estado del medio marino, II: seguimiento, III: objetivos ambientales**

Indicador	Estandares metodológicos	Fuente	Referencia	Cobertura regional/ Comentarios
Rendimiento de especies predadoras 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, III	Directiva Marco del Agua	Base de datos WISER (Birk <i>et al.</i> , 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

En varios de los apartados previos ya se han abordado tanto las fuentes de información y su procedencia, como aquellos criterios a los que se puede dar respuesta en base a las mismas, por lo que este apartado puede resultar redundante.

El Instituto Español de Oceanografía, a través de su Red de Información y Muestreo (RIM) en los principales puertos de descarga del archipiélago, lleva a cabo el seguimiento de la actividad de la flota artesanal en aguas de Canarias; sin embargo, la serie histórica de datos cubierta es corta, con la excepción de los datos de captura y esfuerzo de la flota que explota los túnidos templados y tropicales, empleados para estimar la abundancia de este grupo funcional (4.3):

1. Desde 2003 hasta 2011 únicamente se dispone de información de las capturas y esfuerzo para aguas de las reservas marinas y su entorno, en las islas de La Palma, El Hierro y Lanzarote. Desde 2008 el registro de las capturas por especie se amplía a la totalidad de las islas, si bien únicamente se cubren los puertos con descargas más importantes (29 puertos), quedando fuera los puertos secundarios y otros lugares con descargas menores



(refugios pesqueros, playas de varada, etc.), y no se dispone de la distribución espacial del esfuerzo pesquero.

2. Para la flota artesanal que explota los túnidos templados y tropicales, recurso sometido a evaluación por la ICCAT, existe una amplia base de datos de capturas y esfuerzo pesquero, obtenidos en los principales puertos de descarga de la flota atunera, repartidos por todas las Islas Canarias. El gran número de puertos y refugios y la imposibilidad de predecir, tanto la época exacta de llegada de los atunes, como su abundancia y zona de aparición, obligó a crear, mantener y controlar una red estadística que cubriera los principales puntos de desembarco (19). La información procedente de esta red, se complementa y corrige con la que se obtiene de diversas fuentes, tales como: cofradías de pescadores, armadores, industrias conserveras (mientras las hubo), compradores, y plantas de congelación. Dicha red comenzó a funcionar a finales de los años 70, y a lo largo de los años ha ido completándose y/o variando en función de las necesidades (Pallarés *et al.*, 2005).

La Universidad de La Laguna, con financiación de la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias, desde 1995 y hasta 2008, y de forma discontinua, ha realizado actividades de seguimiento de las Reservas Marinas de interés pesquero de Punta de la Restinga - Mar de Las Calmas (El Hierro) y de la Isla de La Graciosa y los Islotes del Norte de Lanzarote. Particular interés tienen los datos de composición de tallas por especie, obtenidos del seguimiento de las comunidades ícticas de aguas someras, mediante Censos Visuales, potencialmente útiles para el criterio 4.2.

A causa de la gran extensión de las áreas de distribución de los cetáceos, los programas de seguimiento requieren considerables recursos y hacen necesaria la cooperación internacional para su estudio. Se han llevado a cabo varias campañas internacionales para el estudio de las poblaciones en el NE Atlántico, incluyendo las aguas jurisdiccionales españolas, aunque sin la necesaria continuidad para estimar las tendencias. A nivel local se ha hecho el seguimiento de algunas especies costeras o con grupos estables en distintos puntos de la costa española. También existen datos de campañas de observadores a bordo, realizadas por el IEO en la flota de palangre española, para la obtención de información sobre el grupo de los reptiles, si bien no permiten dar respuesta a este descriptor.

A modo de resumen, conviene incidir en que la visión temporal amplia es clave en los indicadores propuestos por la Directiva, por lo que la discontinuidad y dispersión en el tiempo hacen inviable la mayoría de la información científica disponible para la demarcación.



## 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 Indicador 4.1.1 Productividad de predadores apicales

La idea de este indicador es que el rendimiento (productividad por unidad de biomasa) de un predador clave puede reflejar la viabilidad a largo plazo de los componentes del ecosistema.





El rendimiento de estas especies puede representar en algunos casos eficazmente los procesos depredador-presa en las redes tróficas que habitan. Este puede ser el caso de la foca común en el Mar Báltico o la gaviota tridáctila en el Mar del Norte. No obstante, las redes tróficas de nuestros mares generalmente son más complejas que las del Mar del Norte, lo cual dificulta considerablemente el modelado de estos ecosistemas.

Basados en estudios de estas especies, la directiva ha propuesto que se establezca este indicador en función del estado nutricional de mamíferos marinos y aves marinas. Una forma indirecta de evaluar el estado nutricional en los cetáceos consistiría en determinar las tasas de crecimiento poblacional, a través del seguimiento de las poblaciones; sin embargo, las estimas de abundancia no reúnen las condiciones, ni han tenido la continuidad necesarias para su aplicación en este indicador.

Para las aves marinas, un indicador que podría reflejar la condición de estas especies es el éxito reproductivo, del que sí se dispone de información para algunas especies de aves marinas (ver documento Aves marinas correspondiente).

## **2.2.2 Indicador 4.2.1 Proporción de peces grandes**

Originalmente, este indicador se estableció para analizar los efectos del impacto de la pesca sobre las comunidades de peces demersales. La proporción de individuos grandes en una comunidad da una idea de su estado, 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 (Kerr & 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.

Como ya se ha comentado, para la Demarcación Canaria no existen datos provenientes de la pesca con artes de arrastre, tanto por las características de sus fondos (predominantemente rocosos y muy abruptos), como por la prohibición expresa del uso de este tipo de artes de pesca. Por lo tanto, las únicas metodologías para abordar indicadores basados en la talla de los componentes de las comunidades ícticas, serían la de los censos visuales y las técnicas de análisis de imagen aplicadas a vídeos obtenidos con vehículos o robots submarinos. Los primeros son utilizados en Canarias fundamentalmente para estudiar las comunidades ícticas de fondos someros, y en los que se registran tanto los individuos por especie como la talla estimada de los mismos (Bortone *et al.*, 1991; Falcón *et al.*, 1996). Esta información puede ser relevante en el futuro sin embargo está por desarrollar algún indicador/ métrica que sirva para definir el Buen Estado Ambiental en relación a las tallas de los peces obtenidas por dichos métodos visuales.



### 2.2.3 Indicador 4.3.1 Tendencias en la abundancia de grupos funcionales

En este indicador la Directiva dice que “es necesario identificar cambios en las poblaciones que puedan potencialmente afectar a las redes tróficas”. En realidad es un indicador que no está muy bien definido. 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 altas (por ejemplo, fitoplancton, zooplancton, medusas, moluscos bivalvos, peces pelágicos de vida corta) que respondan con rapidez a los cambios en el ecosistema y sean útiles como indicadores de alerta temprana,
- ▶ grupos/especies objetivo de actividades humanas o se vean afectados indirectamente por ellas (particularmente, captura accidental, descartes),
- ▶ grupos/especies que definan un hábitat
- ▶ grupos/especies en la cima de la red trófica
- ▶ especies migratorias anádromas y catádromas de larga distancia
- ▶ grupos/especies que estén estrechamente vinculados a grupos/especies propios de otro nivel trófico

En la Demarcación Canaria no se dispone de la información requerida de la práctica totalidad de los grupos/especies que se mencionan en la directiva, y más concretamente, de series de datos con la suficiente continuidad en el tiempo que permitan detectar los cambios “*en el estado de la población que pueda afectar a la estructura de la red trófica*”. Tan sólo para los túnidos existen estadísticas sólidas de capturas y esfuerzo, basadas en información del IEO, obtenida de su Red de Información y Muestreo (RIM). Así pues, a pesar de ser una pesquería estacional, condicionada por el carácter migratorio de las especies explotadas, y de los numerosos factores que pueden condicionar el volumen de sus capturas (modificación de sus rutas migratorias, explotación de las poblaciones previa a su llegada a la demarcación, etc.) y por lo tanto su abundancia estimada, consideramos que es un grupo funcional muy importante, tanto por estar próximo a la cima trófica (son carnívoros con un elevado nivel trófico) como por ajustarse a varios de los criterios expresados en la directiva, como son:

- ser objetivo de actividades humanas
- estar estrechamente vinculados a grupos/especies propios de otro nivel trófico



### 2.2.3.1 Descripción del grupo funcional de los túnidos

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. Basándonos en este concepto, se ha abordado el análisis de la tendencia en la abundancia del grupo funcional de los túnidos, a partir de las 5 especies de atunes mejor representadas en las capturas de la flota atunera en Canarias, y cuyo nivel trófico es muy similar, entre 4.3 y 4.5 (Froese & Pauly, 2012).

Los túnidos son peces epipelágicos que habitan en los mares cálidos y templados, y en menor proporción, en los fríos. Forman grandes cardúmenes y realizan importantes migraciones con fines reproductores y de alimentación. Durante las migraciones tróficas se acercan a las Islas Canarias, donde permanecen un tiempo alimentándose fundamentalmente de pequeños peces pelágicos: caballa (*Scomber japonicus*), sardina (*Sardina pilchardus*), boga (*Boops boops*), gualde (*Atherina presbiter*) y trompetero (*Macrorhamphosus scolopax*), así como diversas especies de cefalópodos.

Las aguas de la demarcación son frecuentadas por diversas especies de túnidos templados y tropicales, constituyendo el recurso pesquero más importante de Canarias. Son 5 las especies más abundantes:

- *Thunnus thynnus* (Atún rojo, Atún, Patudo)
- *Thunnus albacares* (Rabil)
- *Thunnus alalunga* (Atún blanco, Barrilote, Albacora)
- *Thunnus obesus* (Tuna)
- *Katsuwonus pelamis* (Bonito, Listado)

Todas estas especies tienen una marcada estacionalidad, apareciendo en las Islas Canarias, cada una de ellas, en distintas épocas del año. A su paso por las islas, los túnidos son el objetivo de una pesquería artesanal, estacional y multiespecífica, que emplea la modalidad de pesca de cebo vivo (pequeños peces pelágicos).

Como índice de abundancia de este grupo funcional se ha utilizado la captura (kg) por especie y por día de mar, obtenida a partir de la información disponible desde 1980 hasta 2010, de la captura y la duración de la marea de cada barco. A fin de dar una mejor respuesta al indicador, se ha considerado analizar conjuntamente la información de los dos grandes grupos “tipo” de la flota atunera en Canarias (TRB >50 y TRB <50), establecidos a partir de características de la pesca bien diferenciadas (Delgado *et al.*, 1992).



## 2.3 Evaluación del estado actual

### 2.3.1 Indicador 4.1.1 Productividad de predadores apicales

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

### 2.3.2 Indicador 4.3.1 Tendencias en la abundancia de los grupos funcionales

En la Figura 2 se presenta la evolución del índice de biomasa para las tres últimas décadas del grupo funcional de túnidos, en el que se observan fluctuaciones interanuales con una tendencia decreciente.

Los resultados de las evaluaciones recientes de los stocks de las 5 especies difieren de forma importante entre sí. Mientras *Thunnus thynnus* muestra una clara situación de sobrepesca, *T. obesus*, *T. albacares* y *T. alalunga*, en los últimos años han estado próximos (o por encima) de los niveles del rendimiento máximo sostenible y *Katsuwonus pelamis* por debajo de dicho nivel. La situación de los distintos stocks explica, probablemente, la tendencia negativa del índice de biomasa local. Aunque se ha de tener en cuenta, igualmente, el hecho de que la pesquería canaria se encuentra en una zona limítrofe de todas las especies, por lo que cualquier variación (temperaturas, calidad del agua, disponibilidad de alimentos, etc.) puede hacer inaccesible el recurso que, recordemos, lo explota una flota artesanal con una autonomía limitada.

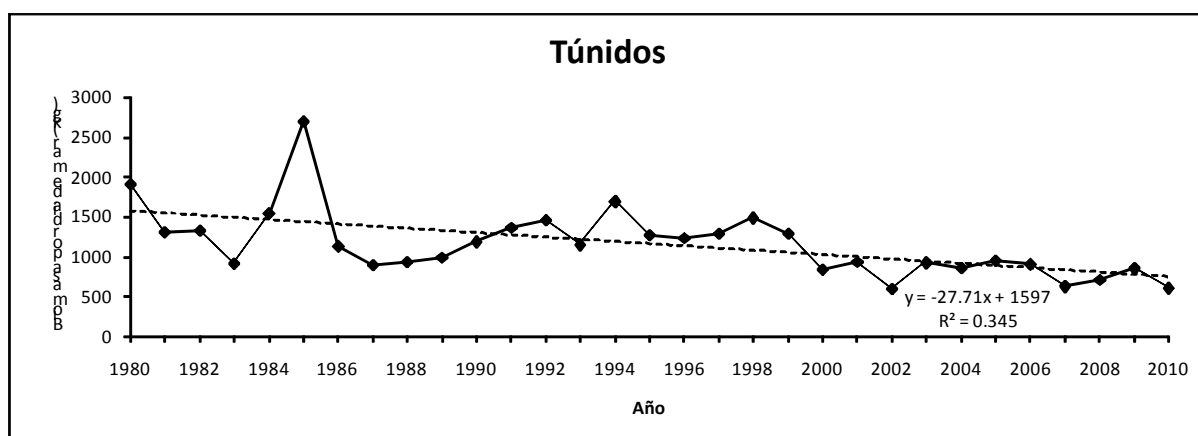


Figura 2. Evolución del índice de biomasa (kg/día de mar) a lo largo de la serie histórica 1980-2010 del grupo funcional de los túnidos.



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

Parte de las lagunas de información detectadas se deben a la escasa precisión y fiabilidad de las estadísticas pesqueras oficiales, derivadas de la dificultad de llevar el registro del volumen de captura, esfuerzo y zonas de pesca de una flota artesanal multiarte, multiespecífica, y en muchos casos, con una marcada estacionalidad en la elección de especies objetivo, a lo que hay que sumar una elevada dispersión de los lugares de descarga. La normativa de Primera Venta de productos pesqueros aún está en fase de consolidación en Canarias, por lo que, a pesar del progresivo incremento de los puntos acogidos a la misma, la calidad de los datos registrados no es la requerida (Martín-Sosa *et al.*, 2010, enumeran como principales errores de esta información: la confusión de unas especies por otras, la inclusión como una misma especie de varias especies diferentes, la inexistencia en el programa informático de especies presentes en el área y la falta de correspondencia entre los nombres comunes oficiales y locales).

El IEO, desde 2008, ha ampliado la cobertura de su Red de Información y Muestreo a la casi totalidad de las cofradías del Archipiélago Canario. A pesar de este esfuerzo, que ha mejorado considerablemente la calidad de la información, sigue sin darse adecuada respuesta a aspectos como artes de pesca empleados, zonas de pesca, etc., por lo que se realizan campañas de embarques de observadores para obtener dichos datos.

Así pues, la continuidad del programa de seguimiento de la actividad de la flota artesanal canaria, en vigor en el IEO, y la mejora del mismo (p.e. disponibilidad de informadores y muestreadores a tiempo completo, aumento de las campañas de observación a bordo, etc.) generaría información con la robustez necesaria para abordar parte de los indicadores propuestos en la directiva.

En el medio bentónico, para aquellas especies o grupos sin interés comercial, para los que no se dispone de información procedente de la actividad pesquera, las lagunas de información y conocimiento son amplias, bien por la discontinuidad temporal y espacial (geográfica y batimétrica) de las investigaciones realizadas, bien por la casi inexistencia de información en el circalitoral y el batial. El predominio de los fondos rocosos en Canarias unido a las características de la información requerida para los indicadores del descriptor que nos ocupa, hacen recomendable el empleo de metodologías como los Censos Visuales con buceadores o la obtención de videos mediante el uso de ROVs. Dado que ya existen programas de seguimiento para el infralitoral somero que incluyen la metodología de los Censos Visuales (ya mencionado en los apartados 1.2.3 y 2.2.2), debe promoverse la continuidad de los mismos y ampliar su cobertura geográfica. El uso de ROVs permitiría extender el rango batimétrico de dichos programas al infralitoral profundo y al circalitoral.

A la hora de establecer programas de seguimiento futuros, merece especial atención el estudio de las cadenas tróficas de los fondos rocosos infralitorales dominados por el erizo



*Diadema aff. antillarum*, especie herbívora que impide el desarrollo de las comunidades algales, y cuya proliferación se ha visto propiciada por desajustes en la cadena trófica, y más concretamente por la sobrepesca de las especies de peces que depredan sobre ella.

Para el medio pelágico las lagunas de información y conocimiento son aún mayores que para el medio bentónico, caracterizándose igualmente por información puntual, no actualizada, a pesar de que los métodos de muestreo no están tan limitados como en este último. Resulta, por tanto, prioritaria la programación de campañas tipo radiales fijas, con continuidad en el tiempo, que permitan conocer las características físico-químicas y biológicas de la columna de agua y su evolución. El uso de métodos acústicos permitiría estimar la abundancia de las principales especies de peces pelágicos, con lo que se sentarían las bases para dar respuesta al indicador 4.3.1. Todo ello se completaría con el muestreo de los componentes planctónicos (fitoplancton y zooplancton) y nectónicos (peces, moluscos y crustáceos) presentes en distintas zonas de la columna de agua (epi, meso, y batipelágica).

Para completar las lagunas de conocimiento que existen para los cetáceos, es necesario llevar a cabo programas de investigación sobre el estado de las poblaciones y programas de seguimiento de las presiones con las metodologías más fiables y aceptadas internacionalmente. Por las características de las poblaciones de cetáceos, es imperativo que dichos programas se hagan en coordinación con los de los países vecinos, con los cuales compartimos el área de distribución de numerosas especies.

A la vista del apartado 1.1.2 (Criterios e indicadores aplicables) parece necesario disponer de otros indicadores para este Descriptor que no estén basados en la abundancia y/o el conocimiento detallado del total de las comunidades biológicas existentes, y a los que se pueda dar respuesta a partir de la información generada por métodos de pesca más selectivos que los artes de arrastre y que no requieran de potentes y precisas series históricas de datos, de las que se carece en la Demarcación Canaria. Tal vez aquellos indicadores basados en la presencia/ausencia, aplicados a un pequeño número de especies de predadores apicales, cuyo seguimiento sea factible con las premisas mencionadas, y en función de la expansión o contracción de sus poblaciones, podrían dar respuesta a este descriptor, de forma indirecta.

De igual modo, 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. El estudio de los isótopos estables (fundamentalmente de carbono,  $\delta^{12}\text{C}$ ,  $\delta^{13}\text{C}$ , y nitrógeno,  $\delta^{14}\text{N}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$ ) permitiría integrar información sobre las relaciones tróficas de un organismo en periodos de tiempo prolongados y podría proporcionar indicadores del nivel trófico de los organismos. Con esta metodología se 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 antes mencionados.

Las anteriores propuestas 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.

Todo ello proporcionará una información inestimable para tener una visión global de todas las comunidades presentes y la interrelación entre los distintos compartimentos del ecosistema.

### **3 DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL**

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

Teniendo en cuenta que la información disponible tan sólo nos ha permitido abordar el grupo funcional de los tónidos, y a pesar de que la tendencia de la abundancia entre 1980 y 2010 es decreciente, por lo expuesto en el apartado 2.3.1, es decir, por las incertidumbres relativas al efecto en dicha tendencia de otros factores ajenos al estrictamente antropogénico (explotación del recurso), y no cuantificables, no se estima oportuno fijar un valor de referencia a partir de la información reflejada en la gráfica ni definir el Buen Estado Ambiental para este grupo.

#### ***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

- Aguilera, F., A. Brito, C. Castilla, A. Díaz, J.M. Fernández-Palacios, A. Rodríguez, F. Sabaté, J. Sánchez. 1994. *Canarias, economía, ecología y medio ambiente*. Francisco Lemus Editor, La Laguna.
- Bianchi, G., Gislason, H., Graham, K., Hill, L., Jin, X., Koranteng, K., Manickchand-Heileman, S., Paya, I., Sainsbury, K., Sanchez, F., 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., Brucet 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., 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.
- Bortone, S. A., J. L. Van Tassell, A. Brito, J. M. Falcón, C. M. Bundrick, 1991. A visual assessment of the inshore fishes and fishery resources off El Hierro, Canary Islands: a baseline survey. *Scientia Marina*, 58 (3): 529-541.
- Casini, M., Hjelm, J., Molinero, J.-C., Lövgren, J., Cardinale, M., Bartolino, V., Belgrano, A., 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.
- Delgado de Molina, A., J.C. Santana, J. Ariz. 1992. Datos estadísticos de la pesquería de túnidos de las Islas Canarias durante 1975 a 1990. *Col. Doc. Cient. ICCAT*, Vol. XXXIX (1): 113-125.
- Falcón, J. M., S. A. Bortone, A. Brito, C. M. Bundrick, 1996. Structure of and relationships within and between the littoral, rock-substrate fish communities off four islands in the Canary Archipelago. *Marine Biology*, 125 (2): 215-231.
- Froese, R., Pauly, D. Editors. 2012. FishBase. World Wide Web electronic publication. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org), version (02/2012).



- González, J.A. (editor). 2008. Memoria científico-técnica final sobre el Estado de los Recursos Pesqueros de Canarias (REPESCAN). Instituto Canario de Ciencias Marinas, Agencia Canaria de Investigación, Innovación y Sociedad de la Información, Gobierno de Canarias. Telde (Las Palmas): 210 pp.
- Greenstreet, S. P. R., 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., 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., Dickie, L. M. 2001. The biomass spectrum: a predator prey theory of aquatic production. New York: Columbia University Press.
- Martín-Sosa, P., J.M. Falcón, J.G. González-Lorenzo, S. Cansado, C. Boza. 2010. Mejora del sistema de información pesquera en los de Puntos de Primera Venta de Canarias. Informe no publicado. Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Canarias: 6 pp.
- Pallarés, P., A. Delgado de Molina, J. Ariz, J.C. Santana, R. Delgado de Molina. 2005. Esfuerzo de la pesquería artesanal de túnidos de las Islas Canarias. *Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 58(1): 183-191.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres, F. 1998. Fishing down marine foodwebs. *Science*, 279: 860–863.
- Piha, H., Zampoukas, N. 2010. Review of Methodological Standards Related to the Marine Strategy Framework Directive Criteria on Good Environmental Status. Working Document European Commission Joint Research Centre, 1-35 pp
- Rochet, M.-J., Trenkel, V.M. 2003. Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 60: 86-99
- Rosenzweig, M. L. 1995. Species diversity in space and time. Cambridge University Press, Cambridge.



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.

Tuya, F., A. Boyra, P. Sánchez-Jerez, C. Barbera, R.J. Haroun. 2004. Relationships between rocky-reef fish assemblages, the sea urchin *Diadema antillarum* and macroalgae throughout the Canarian Archipelago. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 278: 157-169.