

Evaluación del estado del medio marino y definición del buen estado ambiental en la Demarcación Marina Sudatlántica



Evaluación inicial

PARTE IV



Financiado por
la Unión Europea
NextGenerationEU



VICEPRESIDENCIA
TERCERA DEL GOBIERNO
MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO



Plan de
Recuperación,
Transformación
y Resiliencia

ESTRATEGIAS
MARINAS
Protegiendo el mar para todos



AUTORES DEL DOCUMENTO

AUTORES

AVES MARINAS: SEO/BirdLife:

- José Manuel Arcos
- Juan Bécares
- Marcel Gil-Velasco

MAMÍFEROS MARINOS: ALNILAM, Investigación y Conservación

- José Antonio Vázquez Bonales (ALNILAM Investigación y Conservación)

Con la colaboración de:

- José María Brotons (ASOCIACIÓN TURSIOPS)
- José Martínez-Cedeira (CEMMA- Coordinadora para o Estudio dos Mamíferos Mariños)
- Mónica Pérez Gil (CEAMAR- Cetacean and Marine Research Institute of the Canary Islands)
- Antonella Servidio (CEAMAR- Cetacean and Marine Research Institute of the Canary Islands).
- En la revisión externa del documento y elaboración de la versión final de este apartado han participado: Bruno Díaz (BDRI), Alfredo López (CEMMA), Ruth Esteban (CIRCE-Madeira Whale Museum), Patricia Gozalbes (Universidad de Valencia), Camilo Saavedra (IEO), Begoña Santos (IEO) y Phillipe Verborgh (CIRCE-Madeira Whale Museum).

TORTUGAS MARINAS: FUNDACIÓN BOSCH I GIMPERA

- Luis Cardona

DESCRIPTOR 2

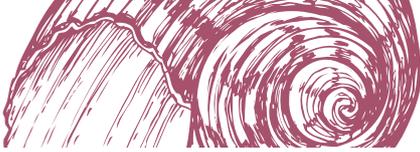
- Aina Carbonell (IEO)

DESCRIPTOR 3

- Susana Junquera (IEO)
- Jose Castro (IEO)
- Fernando Ramos (IEO)
- Gerson Costas (IEO)
- Isabel Riveiro(IEO)
- Pablo Carrera (IEO)
- Rosario Domínguez (IEO)
- Santiago Cerviño (IEO)
- Yolanda Vila (IEO).

DESCRIPTOR 4

- Izaskun Preciado (IEO)



DESCRIPTOR 5

- Jesus Mercado (IEO)
- Francisco Gómez
- Jakobsen (IEO)
- Nerea Valcárcel (IEO)
- Lidia Yebra (IEO)
- Soluna Salles (IEO)

DESCRIPTOR 6

- Alberto Serrano (IEO)
- Isabel María Moreno (CEDEX- CEPYC)
- Pilar Zorzo (CEDEX- CEPYC)
- Francisco Pérez del Sastre(CEDEX- CEPYC)

DESCRIPTOR 7

- César G. Pola (IEO)

DESCRIPTOR 8

- Lucía Viñas (IEO)
- Juan Bellas (IEO)
- Victoria Besada(IEO)
- Paula Sánchez (IEO)
- Begoña Pérez-Fernández (IEO)
- Diego Rial(IEO)
- Isabel María Moreno (CEDEX- CEPYC)
- María Plaza (CEDEX- CEPYC)
- Francisco Pérez del Sastre (CEDEX- CEPYC)

DESCRIPTOR 9:

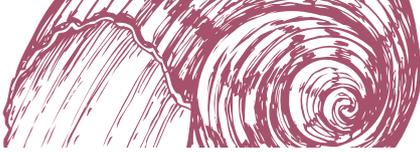
- Itxaso Carranza (IPROMA)
- Aitor Freire Astray (IPROMA)

DESCRIPTOR 10

- Marta Martínez Gil (SGPM-DGSCM)
- Juan Gil Gamundi (SGPM-DGSM)
- Jose Luis Buceta (CEDEX-CEPYC)
- Jesús Gago (IEO)

DESCRIPTOR 11

- Jorge Ureta (SGPM-DGSCM)
- Manuel Bou (IEO)
- Isabel María Moreno (CEDEX-CEPYC)
- Jose María Grassa (CEDEX-CEPYC)
- Lázaro Redondo (CEDEX-CEPYC)
- Francisco Pérez del Sastre(CEDEX-CEPYC)



COORDINACION GENERAL MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA (SUBDIRECCIÓN GENERAL PARA LA PROTECCION DEL MAR)

- Itziar Martín Partida
- Sagrario Arrieta Algarra
- Lucía Martínez García- Denche
- Paloma Ramos Fernández
- Paula Valcarce Arenas

COORDINACION INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA

- Pablo Abaunza
- Alberto Serrano

COORDINACION CENTRO DE ESTUDIOS DE PUERTOS Y COSTAS, CEPYC- CEDEX

- Ana Lloret

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto demográfico: <https://www.miteco.gob.es>
Catálogo de publicaciones del Ministerio: <https://cpage.mpr.gob.es/>

Título: Evaluación del estado del medio marino y definición del buen estado ambiental en la Demarcación Marina Sudatlántica. Parte IV

Edición 2023

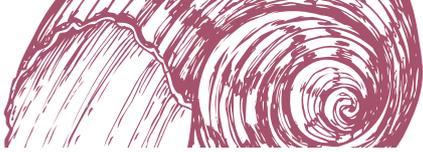


**MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN
ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO**

Edita:
© SUBSECRETARÍA
Gabinete Técnico

NIPO: 665-23-129-5

Las reproducciones en papel se realizan para consulta en la biblioteca del propio organismo, o para su uso en sesiones de trabajo, al amparo del artículo 3.5 de la Orden PRE/248/2015, de 6 de noviembre, por la que se regula el número de identificación de las publicaciones oficiales.

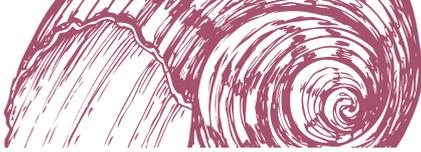


ÍNDICE

AUTORES DEL DOCUMENTO	2
ÍNDICE	6
1. INTRODUCCIÓN	10
2. DESCRIPTORES DE PRESIÓN	12
2.1. Descriptor 2: Especies alóctonas e invasoras	12
2.1.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	12
2.1.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	13
2.1.3. Resultados de la actualización de la Evaluación del estado ambiental	14
2.1.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones	14
2.2. Descriptor 3: Especies explotadas comercialmente	15
2.2.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	15
2.2.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	16
2.2.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	16
2.2.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones	17
2.3. Descriptor 5: Eutrofización	18
2.3.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	18
2.3.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	22
2.3.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	22
2.3.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones	23
2.4. Descriptor 7: Condiciones hidrográficas	27
2.4.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	27
2.4.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	27
2.4.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	27
2.4.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones.	28
2.5. Descriptor 8: Contaminación y sus efectos	28
2.5.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	28
2.5.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	30
2.5.3. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones	31



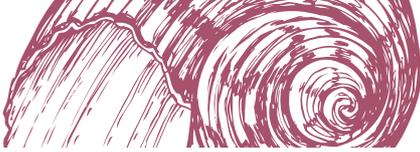
2.6. Descriptor 9: Contaminantes en pescado y otros productos de la pesca para consumo humano	32
2.6.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	32
2.6.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	33
2.6.3. Actualización de la definición del Buen Estado Ambiental y conclusiones	34
2.7. Descriptor 10: Basuras Marinas	36
2.7.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	36
2.7.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	38
2.7.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	39
2.7.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones	41
2.8. Descriptor 11: Ruido	41
2.8.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	41
2.8.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	42
2.8.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	42
2.8.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones	44
3. DESCRIPTORES DE ESTADO	46
3.1. Descriptor 1: Biodiversidad	46
ESPECIES	46
3.1.1. Aves marinas	46
3.1.1.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	46
3.1.1.2. Principales presiones e impactos de la demarcación marina que afectan al grupo aves	49
3.1.1.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	51
3.1.1.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones	52
3.1.2. Mamíferos marinos	54
3.1.2.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	54
3.1.2.2. Principales presiones e impactos de la DM sudatlántica que afectan al grupo mamíferos marinos	56
3.1.2.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	59
3.1.3. Reptiles marinos	75
3.1.3.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	75
3.1.3.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	77
3.1.3.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	77
3.1.3.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones	78
3.1.4. Peces y cefalópodos demersales	78
3.1.4.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	78
3.1.4.2. Principales presiones e impactos	79



3.1.4.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	79
3.1.4.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y Conclusiones	80
3.2. Descriptor 4: Cadenas tróficas	82
3.2.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	82
3.2.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	83
3.2.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	84
3.2.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones	84
3.3. Descriptor 6: Integridad de los fondos marinos (D1 Biodiversidad- Hábitats bentónicos)	84
3.3.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	84
3.3.2. Principales presiones que afectan al descriptor	86
3.3.3. Resultados de la actualización de la Evaluación del estado ambiental	86
3.3.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones	90
4. REFERENCIAS	92
5. LISTA DE ABREVIATURAS	125



INTRODUCCIÓN



PARTE IV. EVALUACIÓN DEL ESTADO DEL MEDIO MARINO Y DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL EN LA DEMARCACIÓN MARINA SUDATLÁNTICA

1. INTRODUCCIÓN

En este documento se presentan los resultados de la actualización de las dos primeras fases de las estrategias marinas de la demarcación marina (DM) sudatlántica:

- Definición del Buen Estado Ambiental (BEA) del medio marino (artículo 9 de la Directiva 2008/56 Marco de la Estrategia Marina (DMEM))
- Evaluación Inicial del medio marino, en lo que se refiere al estado medioambiental actual de esas aguas (artículo 8.1.a de la DMEM)

La descripción detallada de la evaluación realizada (metodología, resultados, etc), se recoge en el anexo de este documento: **Anexo parte IV Fichas de Evaluación por Descriptor**

Ambas fases se abordaron en el primer ciclo de estrategias marinas, en el 2012, cuyos resultados se pueden consultar en la página web del MITECO: <https://www.miteco.gob.es/es/costas/temas/proteccion-medio-marino/estrategias-marinas/demarcacion-sudatlantica/>

La actualización de dichos documentos marca el inicio del segundo ciclo de las estrategias marinas (2018-2024).

Para la actualización de la evaluación inicial (EI) y de la definición del BEA, se han seguido los elementos, los criterios y las normas metodológicas para cada uno de los descriptores establecidos en la Decisión (UE) 2017/848 de la Comisión, por la que se establecen los criterios y las normas metodológicas aplicables al buen estado medioambiental de las aguas marinas, así como especificaciones y métodos normalizados de seguimiento y evaluación, y por la que se deroga la Decisión 2010/477/UE.

Asimismo, se han tenido en cuenta las listas indicativas de elementos del ecosistema, presiones antropogénicas y actividades humanas pertinentes para las aguas marinas, referentes a los artículos 8, 9, 10 y 11 de la Ley 41/2010, de protección del medio marino (anexo I), LPMM, modificadas por el Real Decreto 957/2018, que se traspone al ordenamiento jurídico nacional de la Directiva 2017/845 de la Comisión, que modifica el Anexo III de la DMEM

Además se han tenido en cuenta, cuando ha sido posible, las Guías de Reporting (Reporting on the 2018 update of articles 8, 9 & 10 for the MSFD- MSFD Guidance Document 14) y de evaluación (Guidance for assessments under article 8 of the MSFD) propuestas en los diferentes grupos de trabajo de la Common Implementation Strategy (CIS), en concreto el WG- DIKE y el WK-GES.

La DM sudatlántica se localiza al suroeste de la península Ibérica y está limitada por las costas meridionales de Portugal, la costa suroeste de España y la costa norte de África. Su margen continental septentrional está delimitado por Tarifa en el estrecho de Gibraltar, y hacia el oeste por el cabo de San Vicente, en Portugal.

Las aguas de la DM, junto con el estrecho de Gibraltar y el mar de Alborán, forman un conjunto oceanográfico particular influenciado por el doble intercambio de aguas entre el Mediterráneo y el Atlántico.

En el documento Parte I. Marco General DM sudatlántica se describen las características físico- químicas y biológicas de la demarcación.



**DESCRIPTORES
DE PRESIÓN**



2. DESCRIPTORES DE PRESIÓN

En este apartado, se abordan los descriptores relacionados con las presiones antropogénicas que afectan al medio marino: presiones biológicas (descriptores 2 y 3), presiones físicas (descriptores 6 y 7), y sustancias, basuras y energías (descriptores 5, 8,9, 10 y 11).

2.1. Descriptor 2: Especies alóctonas e invasoras

2.1.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados

En aplicación de la Decisión (UE) 2017/848 se evalúan las especies potencialmente invasoras (IAS) atendiendo a su definición de especies que representan un riesgo para los ecosistemas y un peligro para la biodiversidad introducidas por la actividad humana.

Criterios e indicadores utilizados:

El criterio, e indicador utilizado en la actualización de la evaluación ha sido principalmente el criterio D2C1. El análisis del criterio D2C2 solo ha sido abordado parcialmente en ausencia de consenso metodológico operativo y del establecimiento de protocolos de muestreos reglados y acordados en toda el área e incluidos en la evaluación de las EEMM.

CRITERIO	INDICADOR
<p>Criterio D2C1: Primario-</p> <p>Especies alóctonas de nueva introducción.</p> <p>No evaluado.</p>	<p>Número de especies alóctonas de nueva introducción a través de la actividad humana en el medio natural, por periodo de evaluación (seis años), medido a partir del año de referencia y comunicado en la evaluación inicial con arreglo al artículo 8, apartado 1, de la Directiva 2008/56/CE</p>
<p>Criterio D2C2: Secundario-</p> <p>Especies alóctonas establecidas, en particular las especies alóctonas invasoras, que incluyen las especies pertinentes de la lista de especies exóticas invasoras preocupantes para la Unión adoptada con arreglo al artículo 4, apartado 1, del Reglamento (UE) nº 1143/2014 y las especies que son pertinentes para su uso según el criterio D2C3.</p> <p>No utilizado en esta actualización para las especies con carácter invasivo evaluadas por el D1 y D6.</p>	<p>Abundancia y distribución espacial de las especies alóctonas establecidas, en particular las especies invasoras, que contribuyan de forma significativa a los efectos adversos sobre grupos de especies concretos o grandes tipos de hábitats.</p>
<p>Criterio D2C3: Secundario-</p> <p>Grupos de especies y tipos generales de hábitats expuestos a los riesgos derivados de las especies alóctonas, seleccionados de entre los utilizados para los descriptores 1 y 6. Los Estados miembros elaborarán esa lista mediante la cooperación regional o subregional.No evaluado.</p>	<p>La proporción del grupo de especies o la extensión espacial de cada tipo general de hábitat alterado adversamente debido a especies alóctonas, en particular especies alóctonas invasoras.</p>



2.1.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor

Las principales presiones según el Anexo III de la DMEM que ejercen las especies alóctonas e invasoras se relacionan principalmente con:

- Presiones biológicas
 - Introducción de organismos patógenos microbianos
 - Introducción o propagación de especies alóctonas.
- Presiones de aportes de sustancias, basuras y energía:
 - Aporte de basuras (basuras sólidas, incluidas microbasuras.)

Los principales vectores de presión que introducen especies alóctonas según las actividades humanas del Anexo III de la DMEM son:

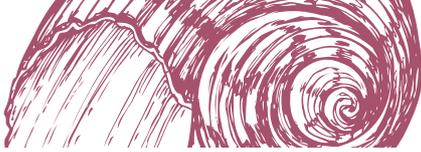
- Transporte marítimo
- Acuicultura marina, incluida la infraestructura

La interacción entre las basuras marinas, principalmente plásticos como medios de introducción de especies alóctonas al facilitar la dispersión y transporte a zonas lejanas de estas especies facilita el movimiento de las especies entre zonas alejadas dentro del Mediterráneo (Barnes, 2002). El transporte en los tanques de lastre es otro de los mecanismos que se han detectado como principales vías de introducción de especies alóctonas, que especialmente afectan a las zonas portuarias de marinas, puertos recreativos y puertos comerciales (IMO, 2007; López-Legentil *et al.*, 2015; Nincevic *et al.*, 2014). El transporte de propágulos en cascos de embarcaciones (bioincrustantes) es también uno de los vectores de propagación de organismos sésiles y organismos con exosqueletos bicarbonatados, principalmente de briozoos, percebes y poliquetos. La liberación de especies en el medio marino, como son especies comerciales de interés alimentario procedentes de la acuicultura de peces y la maricultura (principalmente para crustáceos decápodos y moluscos). Existen también otro tipo de invasiones no debidas directamente por la actividad humana, pero sí inducidas indirectamente como son los bloom de algas nocivas (HAB, Harmful Algal Blooms) principalmente de algas dinoflageladas que proliferan en condiciones específicas de eutrofización y estancamiento de las aguas que afectan ensenadas, y lagunas, y las introducciones por vectores naturales de corredores y canales (Galil *et al.*, 2014), favorecidas por cambios de las características hidrográficas debidas al calentamiento global (como por ejemplo las invasiones de especies peces exóticos a través del Canal de Suéz).

Principales vectores de introducción de especies alóctonas invasivas por la actividad humana

Tabla 1. Principales vectores de introducción de especies alóctonas invasivas por la actividad humana

Impacto	Presiones	Sectores/Actividad humana
Desechos humanos	Basura marina	Tráfico marítimo de mercancías, pasajeros, náutica deportiva y de recreo
Perturbaciones biológicas	Introducción de organismos patógenos microbianos	-Vertidos de aguas de lastre del tráfico marítimo (Ballast water)



	Transferencias de especies alóctonas	-Tráfico marítimo en cascos y anclas (biofouling) -Aguas de lastres, vertidos
		- Introducciones por vertidos y escapes de especies de cría en acuicultura y maricultura

2.1.3. Resultados de la actualización de la Evaluación del estado ambiental

Los resultados detallados de la actualización de la evaluación se pueden consultar en la ficha de evaluación inicial del D2 en el ANEXO.

Criterio D2C1: No se ha podido evaluar debido a la falta de actualización de la base de datos, a la no incorporación de nuevas especies y a la falta de comprobación del estatus de las detectadas. El buen estado ambiental en el conjunto de la demarcación no parece encontrarse en serio peligro por la presencia de especies alóctonas. Se recomienda realizar seguimiento y establecer las medidas de control para controlar y evitar impactos negativos.

Criterio D2C3: este criterio no se ha evaluado en este ciclo. La escala utilizada en futuros ciclos de estrategias marinas para la evaluación será la misma que se emplee para la evaluación de los grupos de especies o los grandes tipos de hábitats en el ámbito de los descriptores 1 y 6 que al mismo tiempo contribuirá a la evaluación del criterio D2C3 (efectos adversos de las especies alóctonas). El criterio D2C2 se expresará por especie evaluada.

Criterio D2C3: No evaluado.

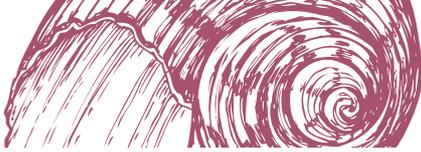
2.1.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones

La definición del BEA se actualiza, con respecto a la definida en el primer ciclo de estrategias marinas, de la siguiente manera:

D2C1: Especies alóctonas de nueva introducción: El número de especies alóctonas de nueva introducción a través de la actividad humana en el medio natural, por período de evaluación (seis años), medido a partir del año de referencia y comunicado en la evaluación inicial, se minimiza y, en la medida de lo posible se reduce a cero.

D2C2: Las especies alóctonas establecidas, en particular las especies alóctonas invasoras que se incluyen en la lista de especies pertinentes para su uso en la evaluación del criterio, se encuentran en niveles de abundancia y distribución que no alteran el ecosistema de manera adversa

D2C3 Los grupos de especies y tipos generales de hábitats expuestos a los riesgos derivados de las especies alóctonas para los descriptores 1 y 6, se encuentran en una proporción por grupo de especies y una extensión por cada gran tipo de hábitat evaluado que no altere adversamente la composición de especies nativas ni el hábitat.



Teniendo en cuenta el criterio D2C1 el resultado es “NO SE HA PODIDO EVALUAR”. Los objetivos ambientales relacionados con el descriptor 2 son los mismos que en relación a la evaluación de referencia, ahora bien se debe reforzar el seguimiento con protocolos estandarizados de muestreo y revisión de la lista de alóctonas y alóctonas con carácter invasor.

En 2012 en resumen se concluyó que, ni el buen estado ambiental en el conjunto de la demarcación, ni la pervivencia de los distintos tipos de hábitats que incluye, parecían encontrarse en serio peligro por la presencia de especies invasoras. Sin embargo, si podían darse impactos negativos importantes a escala local, y el alto número de especies alóctonas detectadas, y sobre todo las decenas de ellas con potencial invasor, aconsejaban la puesta en marcha cuanto antes de sistemas de seguimiento de las mismas y sobre todo llevar a cabo estudios de impacto específicos para poder así evaluar con conocimiento de causa los riesgos potenciales.

En 2018 la misma conclusión se mantiene.

Teniendo en cuenta que los datos no han podido ser evaluados, la actualización de la evaluación inicial del descriptor 2 para la DM sudatlántica no puede realizarse.

2.2. Descriptor 3: Especies explotadas comercialmente

2.2.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados

Elementos evaluados

De acuerdo con la Decisión de la Comisión, el Descriptor 3 se aplica a todas las poblaciones que están cubiertas por el Reglamento (CE) nº 199/2008 (*Data Collection Framework*, DCF y su posterior desarrollo legislativo), dentro del ámbito geográfico de la Directiva 2008/56/CE, y sujetas a obligaciones similares en virtud de la Política Pesquera Común (PPC).

En aplicación de la Decisión (UE) 2017/848 estos stocks se evalúan a las escalas ecológicamente relevantes, atendiendo a los niveles de agrupación establecidos por los organismos científicos competentes, en este caso el ICES (ver Tabla 4 del Anexo. Fichas de Evaluación Inicial- D3).

Para la actualización de la evaluación del estado ambiental en la DM sudatlántica y según se describe en el párrafo de ámbito de aplicación, se han seleccionado 10 elementos (stocks). Las capturas de estos 10 stocks representa el 77% del total de la DM (ver Tabla 4 del Anexo. Fichas de Evaluación Inicial- D3).

- a. *Engraulis encrasicolus* (Aguas Atlánticas de la Península Ibérica) ICES ane.27.9a
- b. *Scomber colias*- No evaluado
- c. *Sardina pilchardus* (Cantábrico y aguas atlánticas de la Península Ibérica) ICES pil.27.8c9a
- d. *Trachurus trachurus* (aguas Atlánticas de la Península Ibérica) ICES hom.27.9a
- e. *Micromesistius poutassou* (Atlántico nordeste y Artico) ICES whb.27.1-91214 nea
- f. *Octopus vulgaris*- No evaluado
- g. *Merluccius merluccius* (Cantábrico y aguas atlánticas de la Península Ibérica) ICES hke.27.8c9a
- h. *Scomber scombrus* (Atlántico nordeste y aguas adyacentes) ICES mac.27.nea
- i. *Mullus spp*- no evaluado
- j. *Nephrops norvegicus* (Golfo de Cádiz) ICES nep.fu.30



Área de evaluación, criterios e indicadores utilizados:

La DM sudatlántica comprende una parte de la División ICES IXa (Figura 3, Anexo Ficha de Evaluación Inicial D3).

Los criterios, e indicadores utilizados en la actualización de la evaluación han sido los criterios D3C1 y D3C2. El análisis del criterio D3C3 no se ha abordado de momento, en ausencia de consenso metodológico operativo.

CRITERIO	INDICADOR
Criterio D3C1: La tasa de mortalidad por pesca de las poblaciones explotadas se sitúa en valores iguales o inferiores a los niveles que pueden producir el rendimiento máximo sostenible (MSY).	Tasa de mortalidad pesquera (F), que deberá ser igual o inferior a F_{MSY} , que es la mortalidad pesquera que produce el rendimiento máximo sostenible
Criterio D3C2: La biomasa de reproductores de las especies explotadas se sitúa por encima de los niveles de biomasa que pueden producir el rendimiento máximo sostenible.	Biomasa del stock reproductor (SSB), que deberá ser igual o mayor que SSB_{MSY} , que es la biomasa de reproductores que alcanzaría el rendimiento máximo sostenible con una mortalidad por pesca igual a F_{MSY} .
Criterio D3C3: Las distribuciones por edades y tallas de las poblaciones explotadas son indicativas de una población sana. Deberán incluir una proporción elevada de individuos de edad avanzada/gran talla. No utilizado en esta actualización.	Los organismos científicos no disponen de parámetros indicadores que permitan la evaluación de este criterio. Por otro lado las consultas realizadas por la UE al ICES no han conducido a resultados concluyentes y no existe un consenso metodológico común. En consecuencia este criterio no ha sido utilizado. La Decisión (UE) 2017/848 ya prevé que este criterio podría no estar disponible para la revisión de 2018.

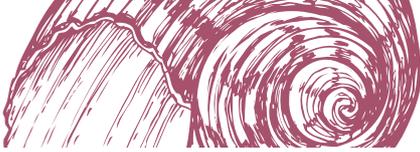
2.2.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor

La principal presión relacionada con este descriptor es la descrita en el Anexo I de la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, como:

- Extracción o mortalidad / lesiones de especies silvestres, incluidas especies objetivo y no objetivo (mediante la pesca comercial y recreativa y otras actividades)

2.2.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental

La evaluación de la medida en la que se ha logrado el BEA se describe de la siguiente forma:



- a) Los stocks evaluados, los valores alcanzados para los criterios D3C1 (F) y D3C2 (SSB) y su estado en comparación con los respectivos valores de referencia (F_{MSY} y SSB_{MSY}).
 - a. Para cada elemento el estado es “bueno” cuando se cumple a la vez que $F \geq F_{MSY}$ y $SSB > SSB_{MSY}$
 - b. Proporción de stocks en estado “bueno” sobre el total de elementos seleccionados.
- b) Proporción de elementos seleccionados que no disponen de evaluaciones cuantitativas.

Los resultados de la actualización de la evaluación al completo se pueden consultar la Tabla 4 de la ficha de actualización del D3 en el anexo, incluidos los parámetros e indicadores utilizados.

Los resultados de la evaluación del D3 en la DM sudatlántica se resumen en:

- a. Uno de los 10 stocks evaluados están en buen estado (10%).
 - a. *Trachurus trachurus* (aguas Atlánticas de la Península Ibérica) ICES hom.27.9^a
- b. 4 stocks están en mal estado (40%):
 - a. *Sardina pilchardus* (Cantábrico y aguas atlánticas de la península Ibérica) ICES pil.27.8c9a
 - b. *Micromesistius poutassou* (Atlántico nordeste y Ártico) ICES whb.27.1-91214 nea
 - c. *Merluccius merluccius* (Cantábrico y aguas atlánticas de la Península Ibérica) ICES hke.27.8c9a
 - d. *Scomber scombrus* (Atlántico nordeste y aguas adyacentes) ICES mac.27.nea
- c. Cinco de los 10 stocks (50%) están en estado desconocido (sin evaluación analítica) o incierto (evaluaciones no concluyentes en cuanto a los criterios establecidos):
 - a. *Engraulis encrasicolus* (Aguas Atlánticas de la Península Ibérica) ICES ane.27.9a
 - b. *Scomber colias*-No evaluado
 - c. *Octopus vulgaris*-No evaluado
 - d. *Mullus spp*- no evaluado
 - e. *Nephrops norvegicus* (Golfo de Cádiz) ICES nep.fu.30

Los parámetros e indicadores utilizados procedentes de las evaluaciones analíticas realizadas y validadas por el ICES.

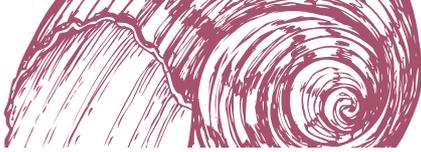
2.2.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones

Se propone como definición de BEA lo establecido en la Política Pesquera Común, es decir:

En 2020 se alcanzará el índice de explotación del Rendimiento Máximo Sostenible para todas las poblaciones. Esta definición implica la evaluación simultánea de los dos criterios D3C1 y D3C2. El estado se designa como “bueno” cuando se cumplen a la vez que $F_{actual} \geq F_{msy}$ y $SSB_{actual} \geq SSB_{msy}$

Con los resultados de la actualización de la evaluación inicial, y comparándolo con la definición de BEA propuesta, se puede concluir que la DM no alcanza el buen estado ambiental para el Descriptor 3.

La DM sudatlántica no alcanza el buen estado ambiental para el Descriptor 3.



2.3. Descriptor 5: Eutrofización

2.3.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados

Áreas de evaluación:

En la decisión 2017/848/UE se publican los criterios y normas metodológicas que han de guiar la evaluación de la eutrofización en la Demarcación. En cuanto a la escala espacial de evaluación, señala que se han de tener en cuenta las “aguas costeras, con arreglo a la Directiva 2000/60/CE”, con la finalidad de asegurar la coherencia entre las evaluaciones de los elementos de calidad analizados en esa Directiva y los criterios evaluados en la DMEM. Para el resto de la DM, propone utilizar criterios de agregación que se acuerden a nivel internacional, regional o subregional aunque, en caso de no haberlos, “los Estados miembros podrán utilizar los establecidos al nivel nacional, siempre y cuando la cooperación regional prosiga en la forma prevista en los artículos 5 y 6 de la Directiva 2008/56/CE”. La DM sudatlántica está incluida dentro del área IV de OSPAR para la cual no se han acordado aún criterios de zonación aplicables a escala de demarcación marina. Por tanto, atendiendo a las normas metodológicas publicadas en la Decisión 2017/848/UE, en este segundo ciclo de las EEMM, se evaluarán por un lado las aguas costeras *sensu* DMA y para el resto de la DM se utilizará la zonación definida en el primer ciclo de las EEMM (Tabla 2).

Las aguas costeras de la DM están incluidas dentro las demarcaciones hidrográficas del Guadiana (DHGU), de los ríos Tinto, Odiel y Piedras (DHTOP), del Guadalquivir (DHG) y del Guadalete-Barbate (DHGB; (Figura 1). Todas estas masas de agua naturales están clasificadas dentro de una de las tres tipologías mostradas en la Tabla 3. Los tres tipos incluyen masas de agua someras (profundidad menor a 40 m) y con fondo arenoso o mixto (masa 20). Las masas tipo 13 y 20 se caracterizan por presentar influencia mediterránea, mientras que la masa 19 presenta una alta influencia de agua dulce. En cuanto a su exposición al oleaje, las masas 14 y 19 se clasifican como moderadamente expuestas, mientras las aguas tipo 20 se clasifican como “expuestas”, así como con un rango mareal medio entre 1 y 5 m.

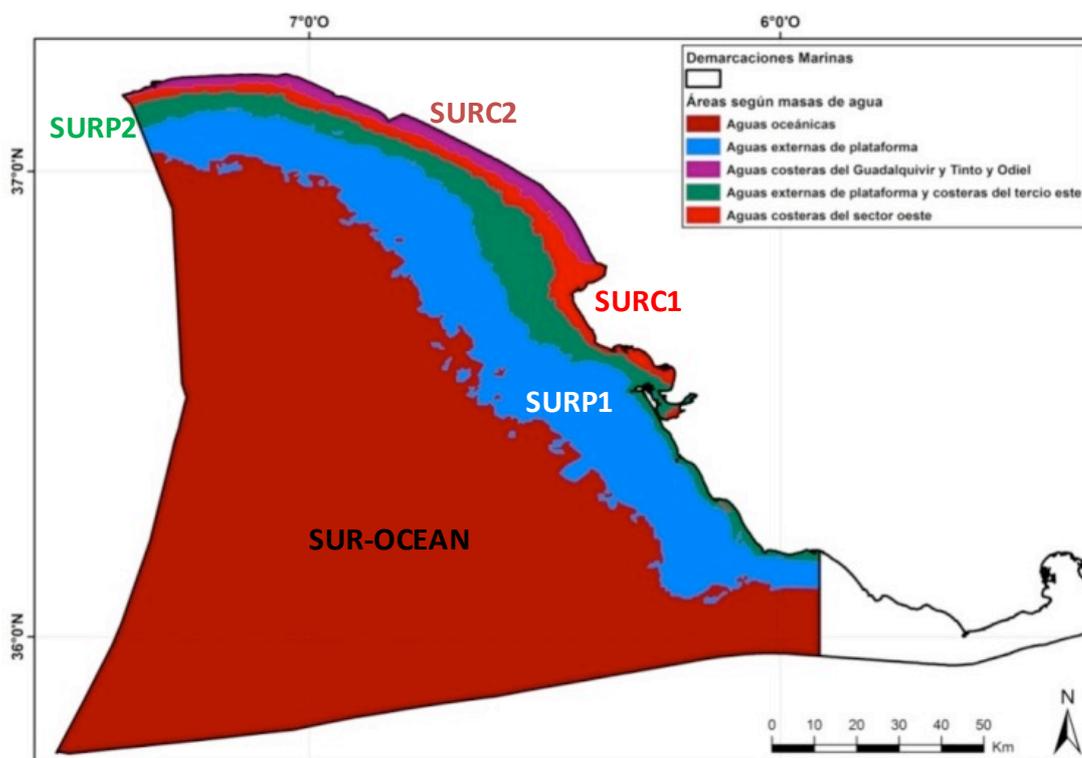


Figura 1. Áreas de productividad contrastante usadas como áreas de evaluación de la eutrofización en el primer informe de evaluación inicial de las EEMM.

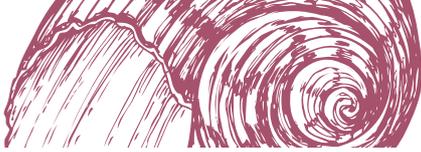


Tabla 2. Áreas de productividad contrastante identificadas en la demarcación.

Identificador de las áreas	Denominación	Extensión (%)
SUR-OCEAN	Aguas oceánicas	74
SUR-P1	Aguas externas de plataforma	17
SUR-P2	Aguas externas de plataforma y costeras del tercio este	5,6
SUR-C1	Aguas costeras del sector oeste	2,5
SUR-C2	Aguas costeras del Guadalquivir y Tinto y Odiel	1,0

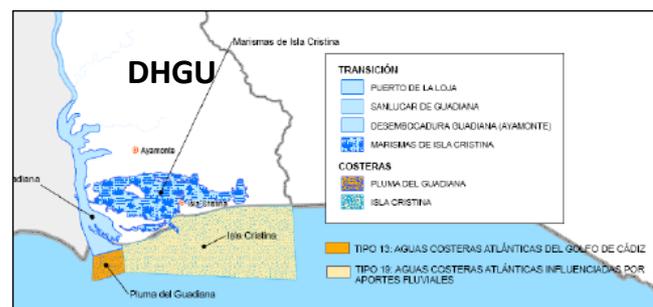
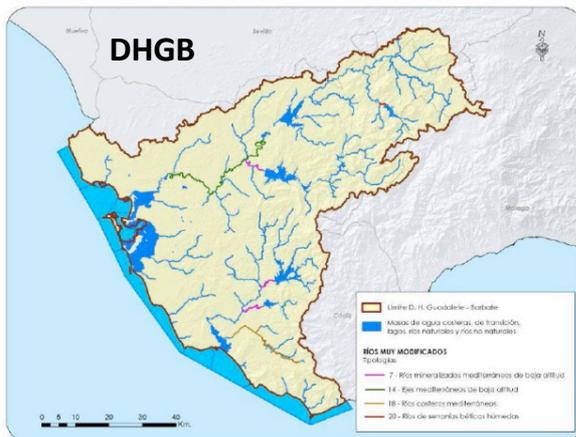
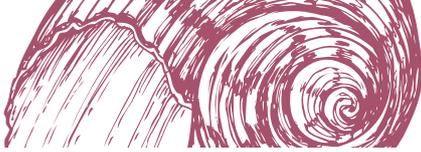


Figura 2. Aguas costeras de la Demarcaciones Hidrográficas de Guadalete y Barbate (DHGB), del Guadalquivir (DHG), de los ríos Tinto, Odiel y Piedras (DHTOP) y del Guadiana (DHGU) presentes en la DM sudatlántica. Imágenes tomadas de las Memorias de los Planes Hidrológicos de Cuenca para el ciclo 2015/2012 publicados en los Reales Decretos 1/2016 de 8 de enero y 11/2016 de 8 de enero.



Tabla 3. Masas de agua costera en la DM sudatlántica. La columna tipo indica la clasificación correspondiente según en el documento de Planificación Hidrológica. ND: Información no disponible

Código	Tipo	Límites	Extensión	Demarcación Hidrográfica
52004	Natural. 20 Aguas costeras atlánticas influenciadas por aguas mediterráneas	PN Marismas de Barbate	36,64	DHGB
52003	13 Aguas costeras atlánticas del golfo de Cádiz	Frente a San Fernando	106,42	DHGB
52002	13 Aguas costeras atlánticas del golfo de Cádiz	P. San Sebastián-Frente a San Fernando	37,14	DHGB
52000	13 Aguas costeras atlánticas del golfo de Cádiz	Bahía externa de Cádiz	73,44	DHGB
520017	13 Aguas costeras atlánticas del golfo de Cádiz	Límite con la DH del Guadalquivir	43,82	DHGB
510002	19 Aguas costeras atlánticas del golfo de Cádiz	Pluma del Guadalquivir	ND	DHG
510001	13 Aguas costeras atlánticas del golfo de Cádiz	PN de Doñana	ND	DHG
510000	13 Aguas costeras atlánticas del golfo de Cádiz	Doñana-Matalascañas	ND	DHG
400017	13 Aguas costeras atlánticas del golfo de Cádiz	Isla Cristina	58,09	DHGU
400016	19. Aguas costeras influenciadas por aportes fluviales	Pluma del Guadiana	4,62	DHGU



Criterios e indicadores utilizados y elementos analizados:

CRITERIO	INDICADOR	ELEMENTOS EVALUADOS
Criterio D5C1. Las concentraciones de nutrientes no se encuentran en niveles que indiquen efectos adversos de eutrofización.	Niveles de nutrientes.	Nutrientes en la columna de agua (Nitrógeno inorgánico disuelto (NID), fósforo inorgánico disuelto (FID)).
Criterio D5C2 Las concentraciones de clorofila-a no se encuentran en niveles que indiquen efectos adversos producidos por el exceso de nutrientes.	Concentración de clorofila a en la columna de agua.	Clorofila a en la columna de agua.
Criterio D5C5: La concentración de oxígeno disuelto no se reduce, debido a un exceso de nutrientes, a niveles que indiquen efectos adversos en los hábitats bentónicos (incluidas la biota y las especies móviles asociadas) u otros efectos de la eutrofización.	Concentración de oxígeno disuelto cerca del fondo marino.	Oxígeno disuelto en el fondo de la columna de agua.

La selección de criterios y elementos de los criterios utilizados en la presente evaluación se ha realizado atendiendo fundamentalmente a los datos disponibles (

Tabla 4). En particular, se ha dispuesto de registros de nitrato, amonio, fosfato, nitrógeno total, fósforo total y oxígeno que han permitido evaluar los criterios **D5C1** y **D5C5**. Estos datos proceden de los programas de seguimiento de la DMA que incluyen datos de estaciones localizadas en masas de agua costera distribuidas por toda la DM. Para las áreas no costeras de la DM no se ha dispuesto de datos, y por tanto no han podido ser evaluadas.

Otro de los factores, además de los escasos de datos, que ha determinado que no se hayan utilizado criterios secundarios para evaluar la eutrofización de la demarcación marina, es la falta de valores umbrales bien definidos para alguno de ellos. Es el caso de los criterios **D5C3**, **D5C6** y **D5C7** que requiere aún de un estudio detallado para determinar en qué medida los cambios en las comunidades pueden relacionarse directamente con la eutrofización. Igual ocurre con el criterio **D5C4**, dado que ya en la primera evaluación de las EEMM se concluyó que no era posible relacionar directamente la pérdida de transparencia de la columna de agua con la eutrofización debido a la influencia de la escorrentía de los ríos sobre muchas de las zonas costeras.



Tabla 4. Criterios y elementos evaluados en las diferentes áreas de evaluación de la DM sudatlántica. En naranja se indican los elementos que han sido evaluados; en azul, los elementos que no han podido ser evaluados por falta de datos.

Criterio	Elementos		SUR-OCEAN	SURP2	SURP1	SURC2	SURC1
D5C1	Nitrógeno inorgánico disuelto	DMA					
		No DMA					
	Fosfato	DMA					
		No DMA					
	NT y FT	DMA					
		no DMA					
D5C2	Clorofila	DMA					
		no DMA					
D5C5	Oxígeno	DMA					
		No DMA					

2.3.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor

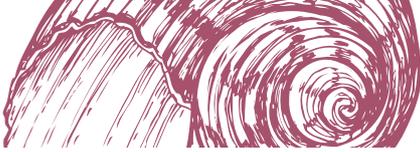
Las principales presiones relacionadas con este descriptor se detallan en el Anexo I de la Ley 41/2010, de 29 de diciembre. Entre ellas se incluyen:

- Aporte de nutrientes: fuentes difusas, fuentes puntuales, deposición atmosférica.
- Aporte de materias orgánicas: fuentes difusas y fuentes puntuales.

2.3.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental

Los datos disponibles para la evaluación del criterio D5C1 corresponden a concentraciones de nutrientes obtenidas en estaciones costeras en el periodo 2007-2015, generados por la Comunidad Autónoma de Andalucía en el marco de los programas de seguimiento y vigilancia de la DMA. No se ha dispuesto de datos para la zona no costera de la DM, por lo que esta área no ha sido evaluada. Esta limitación se debe en gran medida a que los programas de seguimiento de las Estrategias Marinas, diseñados para compensar las carencias de información detectadas en la primera evaluación inicial, no estuvieron en marcha en el periodo evaluado.

Los datos de nutrientes indican que los valores umbrales definidos en la DMA para nitrato y/o amonio fueron sobrepasados en algunas estaciones localizadas próximas a las áreas SURC1 y SURC2, en particular en la zona de la desembocadura del Guadalquivir y la bahía de Cádiz. Las mayores concentraciones de nitrógeno total fueron también obtenidas en estas zonas. Por otro lado, la concentración umbral de la DMA



para fosfato fue también sobrepasada en un porcentaje significativo de los registros, aunque hay que tener en cuenta que si se consideran los valores de base de la DMEM más del 95% de las concentraciones fueron menores a los valores umbrales. Además, es notable el hecho de que en las tres áreas, las concentraciones de fosfato en promedio para el periodo evaluado (2011-2017) fueron menores que en el periodo previo.

Los datos disponibles para evaluar el criterio D5C2 son muy escasos (16 registros en total) y limitados a las áreas costeras de la DM. Son datos proporcionados por la Comunidad Autónoma, que han sido generados dentro de sus programas de seguimiento y vigilancia de la DMA. No se dispone de datos para las áreas de la DM más allá de las aguas costeras. Por estas razones, este criterio no ha podido ser evaluado. Según los datos disponibles, la mayor concentración de clorofila registrada en el periodo 2011-2017 fue de $15 \mu\text{g L}^{-1}$, obtenida en una estación próxima a la pluma del Guadalquivir. El resto de valores se encontraron muy por debajo del umbral Bueno/Moderado de la DMA. No obstante, con los datos disponibles no es posible evaluar este criterio.

En conjunto, menos del 3% de las concentraciones de oxígeno registradas estuvieron por debajo del valor umbral (5 mg L^{-1}), indicando que las áreas analizadas se encuentran en BEA respecto a este criterio. Aunque no se han podido evaluar todas las áreas de la DM, los valores analizados corresponden a las zonas costeras, en principio potencialmente más afectadas por las presiones que introducen nutrientes en el medio marino, por tanto se puede concluir que la DM se encuentra en BEA respecto a este criterio.

2.3.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones

La Decisión 2017/848/UE no supone modificación en la definición del BEA para este criterio, por tanto con carácter general se asumirá la misma definición formulada en el primer ciclo de las estrategias marinas.

El descriptor 5 se considerará en BEA :

Para las aguas costeras, cuando no se sobrepasen los valores definidos como límite de estado bueno/moderado que son recogidos en los planes hidrológicos publicados en 2016 (ciclo de planificación hidrológica 2015/2021).

Para las zonas más allá de las áreas costeras, se considerará que alcanzan el BEA cuando no se detectan tendencias crecientes significativas en el periodo 2011-2016 ni se registran concentraciones por encima de los valores de base más allá de lo esperable estadísticamente.

La Decisión 2017/488/UE especifica que en las aguas costeras los criterios deben evaluarse de conformidad con la Directiva 2000/60/CE. Específicamente propone la adopción de valores de referencia o evaluación que deben entenderse como el «límite bueno-aceptable» y coincidir con los índices de calidad ecológica establecidos por la intercalibración con arreglo a la Decisión 2013/4810/UE de la Comisión, o bien con los fijados en la legislación nacional de conformidad con el artículo 8 y el anexo V de la Directiva 2000/60/CE. Por otro lado, también indica que se debe hacer uso de las evaluaciones realizadas en el marco de la DMA para los criterios seleccionados. Los valores límites de cambio de clase disponibles para cada uno de los elementos de los criterios empleados en la evaluación de las masas de agua costera de las demarcaciones hidrográficas han sido publicados en las memorias de los respectivos planes hidrológicos (Tabla 5). En la memoria de la DHGB se indica que los valores de referencia de amonio, nitritos, nitratos y fosfatos se establecieron a partir de estudios de tendencia en las distintas masas de agua litorales, aunque los valores específicos no vienen recogidos. La memoria detalla que cada masa de agua se clasificó en buen estado físico-químico cuando la media aritmética de las concentraciones medidas en cada punto de control (puntos representativos de la masa de agua en diferentes momentos a lo largo del año) no excedió el valor de la norma de calidad ambiental expresada como valor medio anual o como concentración máxima admisible. En las otras demarcaciones hidrográficas, en cambio, no se especifica cuál es el criterio estadístico utilizado para clasificar el estado físico-químico de una masa de



agua costera determinada (es decir, no se aclara si basta que se sobrepase puntualmente el valor umbral o bien si este se debe sobrepasar en un tanto por ciento determinado del total de las muestras analizadas).

En el presente informe, para el criterio D5C1 se analizaron los datos de las masas de agua costera agrupados según el área de productividad de la DMEM más próxima. Se considerará que, en su conjunto, las áreas costeras así agrupadas no cumplen el BEA cuando más del 10% de los registros exceden el correspondiente valor umbral de la DMA. En el caso del criterio D5C5, se ha considerado que cada una de estas zonas se encuentra en BEA respecto a este criterio cuando se encuentran concentraciones de oxígeno por encima de 5 mg L^{-1} en más del 90% de los registros.

Tabla 5. Valores umbrales propuestos para evaluar los elementos de los criterios D5C1 y D5C2 en las diferentes zonas de la DM. Para las aguas costeras, se indican los umbrales para determinar el cambio de estado bueno a moderado para las masas de agua Tipo 13 y 19 especificados en la Memoria del Plan Hidrológico 2015- 2021 de la DHTOP. Para otras áreas de la DM se indican los valores de base calculados en el primer ciclo de las EEMM (ND, indica que no se dispone de datos).

Elementos del criterio	Área de evaluación	Valor de evaluación
Amonio (μM)	Aguas costeras Tipo 13	3,89
	Aguas costeras Tipo 19	1,83
	SURC1	ND
	SURC2	ND
	SURP1	1,13
	SURP2	ND
	SUR-Ocean	1,41
Nitrato (μM)	Aguas costeras Tipo 13	6,13
	Aguas costeras Tipo 19	3,35
	SURC1	7,2
	SURC2	ND
	SURP1	3,4
	SURP2	3,2
	SUR-Ocean	1,9
Nitrito (μM)	Aguas costeras Tipo 13	0,65
	Aguas costeras Tipo 19	1,00
	SURC1	ND
	SURC2	ND
	SURP1	0,26
	SURP2	0,28
	SUR-Ocean	0,17



Fosfato (μM)	Aguas costeras Tipo 13	0,21
	Aguas costeras Tipo 19	0,18
	SURC1	ND
	SURC2	ND
	SURP1	0,6
	SURP2	1,4
	SUR-Ocean	0,4
Clorofila en la columna de agua ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Aguas costeras	5 (10)
	SUROCEAN	1,4-0,5
	SURP1	3,9-1,9
	SURP2	8,8-4,4
	SURC1	15,1-9,6
	SURC2	20,3-14,2

Conclusiones

La Decisión 2017/848/CE no propone ningún método de integración de la evaluación de cada uno de los criterios. Por tanto, se adoptará el criterio de integración utilizado en la primera evaluación inicial basado en el Procedimiento Común de OSPAR. De acuerdo con la aplicación realizada en el primer ciclo de las EEMM, el área de evaluación podría ser clasificada como “sin problemas de eutrofización” si todos los indicadores (criterios) se encuentran en BEA. En el caso de que las concentraciones de nutrientes no se encuentren en BEA pero sí el resto de criterios, la zona se clasifica como “con problemas potenciales de eutrofización”. En caso de que los criterios de efectos directos (clorofila) y/o indirectos (concentración de oxígeno) no se encuentren en BEA, la zona se calificaría como “Con problemas de eutrofización”. El resultado de la aplicación de este esquema de evaluación se presenta en la Tabla 6. De acuerdo con la misma, el área costera próxima a las zonas de productividad contrastante SURC1 y SURC2 presenta problemas potenciales de eutrofización debido al exceso de nutrientes.

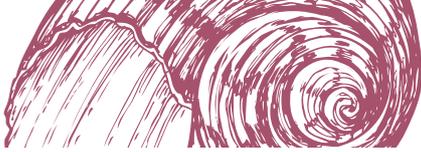


Tabla 6. Resumen de los resultados de la evaluación del periodo 2011-2016. En rojo se indica que no se alcanza el BEA para el criterio y/o indicador correspondiente. En verde se indica que se alcanza el BEA. En azul se indica que el área no ha podido ser evaluada por falta de datos o bien que sólo ha sido evaluada parcialmente.

Criterio	Elementos		SUR-OCEAN	SURP2	SURP1	SURC2	SURC1
D5C1	Nitrógeno inorgánico disuelto	DMA					
		No DMA					
	Fosfato	DMA					
		No DMA					
	NT y FT	DMA					
		no DMA					
D5C2	Clorofila	DMA					
		no DMA					
D5C5	Oxígeno	DMA					
		No DMA					
			No evaluado	BEA	BEA	Con problemas potenciales	Con problemas potenciales



2.4. Descriptor 7: Condiciones hidrográficas

2.4.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados

En línea con la evaluación inicial y siguiendo las directrices del documento "Guidance for Assessments Under Article 8 of the Marine Strategy Framework Directive", en la DM sudatlántica se aplicaran los siguientes criterios:

CRITERIO	INDICADOR
Criterio D7C1 -Extensión y distribución espacial de la alteración permanente de las condiciones hidrográficas (por ejemplo, cambios en la acción del oleaje, las corrientes, la salinidad o la temperatura) en el fondo marino y en la columna de agua, asociadas en particular a las pérdidas físicas (1) del fondo marino natural.	La extensión del solapamiento que se obtendría del cruce de cartografías de aquellas presiones con afección las condiciones hidrográficas. No evaluado.
Criterio D7C2 -Extensión espacial de cada tipo de hábitat bentónico adversamente afectado (características físicas e hidrográficas y comunidades biológicas asociadas) debido a la alteración permanente de las condiciones hidrográficas.	La extensión del solapamiento que se obtendría del cruce de la cartografía anterior con las capas de hábitats. No evaluado.

2.4.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor

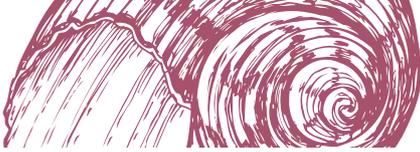
Las principales presiones relacionadas con este descriptor descrita en el Anexo I de la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, como:

- Perturbaciones físicas del fondo marino (temporales o reversibles).
- Pérdidas físicas (debido a un cambio permanente del sustrato o la morfología del fondo marino y a la extracción de sustrato del fondo marino).
- Cambios de las condiciones hidrológicas
- Aporte de otras fuentes de energía (calor).
- Aporte de agua: fuentes puntuales (por ejemplo, salmuera).

2.4.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental

Según los criterios establecidos en la nueva Decisión de la Comisión, 848/2017 para la evaluación de este descriptor, ambos secundarios, el tratamiento del descriptor 7 no lleva aparejada una evaluación específica del estado ambiental sino que la información elaborada debe incorporarse a los informes de hábitats bajo los descriptores 1 y 6. En este sentido, no se requiere una evaluación de estado como bueno/no bueno. Si es posible, se indica tan sólo el área total afectada por alteraciones hidrográficas debida a nuevas infraestructuras.

Durante el periodo de referencia, no hay constancia de la creación de grandes infraestructuras marinas adicionales, tales como zonas portuarias o nuevas centrales térmicas. Se asume por tanto que la extensión de áreas afectadas y la interferencia con hábitats se mantiene en valores próximos a los determinados en los documentos de evaluación inicial del primer ciclo de las estrategias marinas.



2.4.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones.

Dado que no se ha realizado una actualización de la definición del BEA para este descriptor, se mantiene la definición propuesta durante el primer ciclo de estrategias marinas:

Las condiciones hidrográficas e hidrodinámicas en la demarcación son naturales excepto localmente, en determinadas zonas afectadas por infraestructuras, siendo la extensión de éstas reducida en comparación con las zonas naturales y no causando daños irreversibles en hábitats biogénicos y hábitats protegidos.

Los hábitats marinos evolucionan en consonancia con las condiciones climáticas reinantes.

La falta de información impide asimismo realizar una evaluación concluyente del estado de las condiciones hidrográficas en la DM sudatlántica, pero según lo indicado en el documento "Guidance for Assessments Under Article 8 of the Marine Strategy Framework Directive" en lo que se refiere a la afección por infraestructuras, se dice explícitamente que no se pretende que se haga una evaluación global del Descriptor 7.

Además, para la evaluación de este Descriptor, la propia guía de reporting establece que los criterios D7C1 y D7C2 sólo han de evaluarse en aquellas áreas de evaluación donde el tipo de hábitat estén en riesgo de no cumplir con el BEA y la alteración permanente de las condiciones hidrográficas sean consideradas como uno de los elementos de riesgo.

Por tanto, al no haberse identificado hábitats en riesgo debido a la alteración permanente de las condiciones hidrográficas, no es necesario evaluarlos los criterios D7C1 y D7C2.

2.5. Descriptor 8: Contaminación y sus efectos

2.5.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados

Área de evaluación

El área de evaluación de este descriptor es el conjunto de la DM sudatlántica. En la mayoría de los casos los estudios se limitan a las primeras 15 millas desde costa y si bien esto, a priori, es una limitación, en la práctica no se espera que afecte de forma significativa a la evaluación, debido a que la zona costera es, precisamente, la más afectada por la contaminación y, por tanto, la parte menos estudiada es asimismo la que presenta menores problemas.



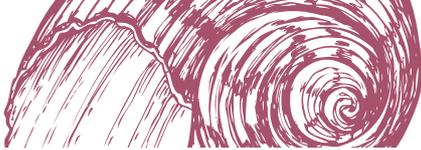
Crterios e indicadores utilizados

Los criterios utilizados para la actualización de la evaluación inicial han sido:

Los criterios, indicadores y parámetro tenidos en cuenta en la evaluación de la DM sudatlántica se muestran en la Tabla 7.

Tabla 7. Indicadores y parámetros del D8C1 Y del D8C2 utilizados en la evaluación.

CRITERIO	Indicador	Parámetro
D8C1: En las aguas costeras y territoriales, las concentraciones de contaminantes no superarán los valores umbral	CONT-MET-B Concentración de metales traza (Hg, Cd y Pb) en biota	Concentración de los metales (Hg, Cd y Pb) por unidad de peso en muestra de biota
	CONT-PBDE-B Concentración de Éteres de bifenilos polibromados en biota marina	Concentraciones de cada uno de los nueve congéneres individuales de PBDEs seleccionados por ICES como indicadores ambientales de la contaminación por este tipo de sustancias (BDEs Nº IUPAC: 28, 47, 66, 85, 99, 100, 153, 154 y 183) en muestras de biota.
	CONT-PCB-B Concentración de bifenilos policlorados en biota marina	Concentraciones de cada uno de los siete congéneres individuales de PCBs seleccionados por ICES como indicadores ambientales de la contaminación por este tipo de sustancias (CBs Nº IUPAC: 28, 52, 101, 118, 138, 153 y 180) y de los congéneres CB105 y CB156 en muestras de biota marina.
	CONT-PO-B Concentración de pesticidas organoclorados en biota marina	Concentraciones de HCB, α HCH, γ HCH, dieldrín, o,p'DDT, p,p'DDT y sus metabolitos p,p'DDE y p,p'DDD en muestras de biota marina.
D8C2 : La salud de las especies y la condición de los hábitats no se ven afectadas adversamente por los contaminantes, incluidos los efectos acumulativos y sinérgicos)	CONT-CL Crecimiento larvario del erizo de mar	Crecimiento de las larvas pluteus de 4 brazos tras incubación de huevos fertilizados con las muestras ambientales durante 48 horas a 20°C.



D8C3- se reducen al mínimo la extensión espacial y la duración de los eventos significativos de contaminación aguda.	Número de episodios de contaminación; ubicación geográfica; contaminante vertido; volumen/masa; superficie afectada.	Manchas con una superficie mayor de 1 km ² , cuyo origen está relacionado con un buque o una instalación en tierra y el producto vertido es aceite vegetal o hidrocarburos.
D8C4 – Secundario (a utilizar en caso de que haya ocurrido un evento significativo de contaminación aguda): Los efectos adversos de los eventos significativos de contaminación aguda en la salud de las especies y en la condición de los hábitats (como por ejemplo, la composición y abundancia relativa de sus especies) se reducen al mínimo y, siempre que sea posible, se eliminan.	No evaluado.	

El **Criterio D8C4** no ha podido ser objeto de evaluación, dado que los datos sobre la abundancia por especie afectada; extensión en kilómetros cuadrados (km²) por tipo general de hábitat afectado por eventos significativos de contaminación aguda no son suficientes para definir el BEA y evaluar el criterio.

2.5.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor

Las principales presiones relacionadas con este descriptor descrita en el Anexo I de la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, como:

- Aporte de otras sustancias (por ejemplo, sustancias sintéticas, sustancias no sintéticas, radionucleidos): fuentes difusas, fuentes puntuales, deposición atmosférica, incidentes grave.

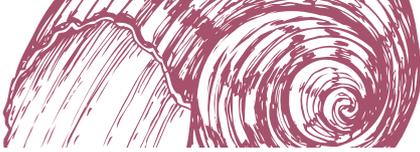
Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental

CRITERIO: D8C1: Aguas costeras y territoriales, las concentraciones de contaminantes no superarán los valores umbral

En este caso se disponía de datos de 2012 y 2013 de contaminantes en merluza y pintarroja

Metales en peces

Se puede concluir que, tanto en el caso de la merluza como en el de la pintarroja, los valores de concentración de metales traza en peces han sido inferiores a los establecidos como límite y, por tanto, al menos en lo que a esta matriz se refiere no parece que se estén dando problemas en la demarcación.



Bifenilos policlorados (PCBs) en peces

Comparando los valores con los criterios de evaluación de OSPAR, se comprueba que para la mayoría de los congéneres, todos los valores están por debajo del EAC y solamente en el caso del CB118 y el CB138 estos valores se superan en algunos casos, concretamente en un 19% y 4% respectivamente.

Organobromados (PBDEs) en peces

La ausencia de criterios de evaluación para los PBDEs en esta matriz marina ha impedido realizar una evaluación de los datos disponibles.

CRITERIO: D8C2 - La salud de las especies y la condición de los hábitats no se ven afectadas adversamente por los contaminantes, incluidos los efectos acumulativos y sinérgicos.

Durante los años 2010 y 2011 se realizaron dos campañas para la recogida de muestras de sedimentos en 24 estaciones de la DM sudatlántica. Esas muestras se utilizaron para la realización del bioensayo embrionario del erizo de mar, y se midió en crecimiento larvario como respuesta biológica.

Crecimiento larvario del erizo de mar

En la Evaluación Inicial de las estrategias marinas en España del año 2012, se utilizaron trabajos publicados que estudiaron la calidad de sedimentos costeros en la DM sudatlántica. Estos trabajos, correspondientes a muestreos anteriores al año 2009, indicaban la existencia de una baja calidad ecotoxicológica en puntos localizados en la proximidad al puerto de Huelva y en el interior de la bahía de Cádiz.

Los resultados que se muestran en esta evaluación coinciden en parte con trabajos publicados anteriormente, y muestran que las zonas con peor calidad ambiental se encuentran principalmente en el entorno de la ría de Huelva. En este caso, se presentan datos de zonas más alejadas de la costa, que contribuyen a complementar la evaluación, cubriendo gran parte de la demarcación. De las 24 zonas muestreadas, tres presentan sedimentos con 'mala calidad' ambiental, mientras que cuatro muestras presentan sedimentos con 'calidad moderada'. Las 17 zonas restantes presentan una 'buena calidad' ambiental.

CRITERIO D8C3: Se reducen al mínimo la extensión espacial y la duración de los eventos significativos de contaminación aguda.

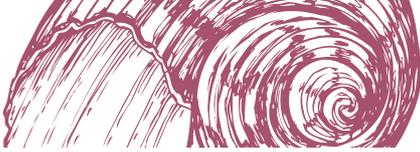
Salvamento Marítimo (SASEMAR, Dirección General de la Marina Mercante) registra información de las incidencias relativas a posibles episodios de contaminación en el mar, que alimenta la base de datos de la Agencia Europea de Seguridad Marítima (EMSA). De interés para este criterio resultan las siguientes variables relacionadas con las incidencias en las que se detecta un derrame: origen, producto, localización, fecha, extensión y volumen. No se dispone de información sobre la duración de los derrames o de la prolongación de las labores de limpieza, por lo que esta variable no puede ser analizada. Se dispone de información para cuatro años, los comprendidos entre 2013 y 2016.

De la base de datos de los posibles incidentes de contaminación en el medio marino, se han seleccionado aquellos que han dado lugar a una mancha con una superficie mayor de 1 km², cuyo origen está relacionado con un buque o una instalación en tierra y el producto vertido es aceite vegetal o hidrocarburos. No se consideran como agudos todos estos episodios, pero sí se han querido reflejar para descartar la acumulación o reiteración de los mismos en determinadas zonas.

Durante el periodo 2012- 2018 no se ha producido ningún vertido que cumpla con los criterios de selección. Por tanto el criterio se considera en BEA.

2.5.3. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones

Se mantiene la definición de BEA del primer ciclo de las estrategias marinas.



La definición de BEA no sufre ninguna modificación. Sin embargo su definición en las nuevas evaluaciones se debe basar en la medida del mayor número de indicadores que incluyan todos aquellos contaminantes sean de tipo persistente, emergente etc. que puedan dañar el medio ambiente y por lo tanto influir en el BEA. La mejora de los planes de seguimiento y el incremento de contaminantes medidos permitirá establecer una mejora en la evaluación del BEA a pesar de que su definición permanezca igual.

El descriptor 8 se considerará en BEA :

Un área presentara un Buen Estado Ambiental si no supera los niveles establecidos de contaminantes por las autoridades competentes y los organismos regionales en una amplia mayoría de sus muestras y cuando las tendencias temporales sean de-crecientes o permanezcan estables (en aquellos casos en que los niveles detecta-dos estén muy cercanos al valor basal). El valor umbral seleccionado para decidir si un sitio o región cumple con el BEA es que el 95% de los indicadores evaluados es-tén por debajo del T1 (EACs, ECs, ERLs). Valores por encima de T1 significan que la concentración de la sustancia peligrosa puede suponer un riesgo para el medio ambiente y las especies que allí habitan.

Los datos disponibles no permiten, por el momento, la evaluación del BEA. La puesta en marcha de los programas de seguimiento de las estrategias marinas, a partir de 2019, permitirá realizar la toma de datos necesaria para realizar dicha evaluación.

En base a la definición del BEA y a los resultados obtenidos, se puede concluir lo siguiente:

No se ha podido determinar si el descriptor 8 está en BEA en la DM sudatlán-tica, debido a que los datos obtenidos no son concluyentes.

2.6. Descriptor 9: Contaminantes en pescado y otros productos de la pesca para consumo humano

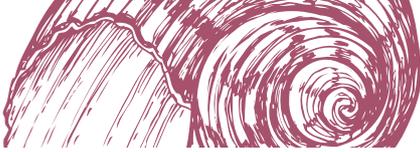
2.6.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados

Área de evaluación

Para proteger a los consumidores, las autoridades sanitarias llevan a cabo diferentes programas de seguimiento de las concentraciones de contaminantes regulados en productos de consumo humano. Actualmente, estos programas son realizados por la Agencia Española de Consumo, Seguridad Alimentaria y Nutrición (AECOSAN) y por las Comunidades Autónomas con competencias de desarrollo normativo y ejecución de las materias relacionadas con la seguridad alimentaria (Ley 17/2011, de Seguridad Alimentaria y Nutrición).

Los datos proporcionados por AECOSAN tienen información del lugar de captura de las muestras de acuerdo con las zonas pesqueras de la FAO. Estas zonas pesqueras son áreas arbitrarias cuyos límites se determinaron de acuerdo con los organismos internacionales de pesca, mientras que los límites de las DM se elaboraron con otros criterios. El resultado es que no todas las muestras pueden ser asignadas inequívocamente a una DM concreta, a pesar de conocer su procedencia.

La DM sudatlántica, está englobada en la zona pesquera FAO *Águas Portuguesas - Este*, "División 27.9.a" (© FAO 1990-2018), pero esta zona pesquera abarca parte de la DM noratlántica y todo el litoral Portugués, por lo que no se han podido obtener datos cuya procedencia sea inequívocamente la DM sudatlántica.



Criterio evaluado

CRITERIO
<p>D9C1: Los niveles de los contaminantes no superan los valores umbral:</p> <ol style="list-style-type: none">Para los contaminantes enumerados en el Reglamento (CE) n.º 1881/2006, los niveles máximos establecidos en ese Reglamento, que corresponden a los valores umbral a los efectos de la presente Decisión.Para los demás contaminantes no enumerados en el Reglamento (CE) n.º 1881/2006, los valores umbral que los Estados miembros establecerán mediante la cooperación regional o subregional.

Elementos evaluados:

La presencia de contaminantes en los organismos marinos consumidos por la población, en concentraciones superiores a los contenidos máximos establecidos en la legislación comunitaria para la protección de la salud pública, puede tener una influencia negativa en la salud de los consumidores y en el uso sostenible de los recursos marinos.

En la actualidad, la reglamentación vigente regula los contenidos máximos permitidos (CMP) para los siguientes contaminantes en organismos procedentes del medio marino:

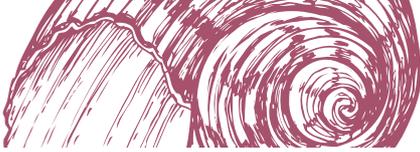
- Metales: plomo (Pb), cadmio (Cd) y mercurio (Hg).
- Suma de Dioxinas (PCDD/F), Suma de Dioxinas y PCBs (Bifenilos policlorados) similares a dioxinas (DL-PCB) y Suma de PCBs no similares a las dioxinas (NDL-PCB) (congéneres 28, 52, 101, 138, 153 y 180).
- Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs): el benzo(a)pireno y la suma de 4 HAPs (benzo(a)pireno, benzo(a)antraceno, benzo(b)fluoranteno y criseno).

2.6.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor

En la Directiva 2008/56/CE no quedaba suficientemente clara la relación entre los descriptores cualitativos para determinar el buen estado medioambiental (anexo I) y las presiones e impactos (anexo III), por lo que se hizo necesario una revisión de la misma que concluyó con la adopción de la Directiva (UE) 2017/845 de la Comisión de 17 de mayo de 2017 por la que se modifica la Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo. En ella se aprueba un nuevo anexo, que sustituye el anexo III de la Directiva 2008/56/CE, en el que se definen las presiones e impactos que afectan al medio marino y su relación con cada uno de los descriptores cualitativos pertinentes.

Las presiones identificadas para el D9 coinciden con las definidas para el descriptor 8, definidas dentro del tema común “Sustancias, basuras y energía”, que son el aporte de otras sustancias (por ejemplo, sustancias sintéticas, sustancias no sintéticas, radionucleidos): fuentes difusas, fuentes puntuales, deposición atmosférica, incidentes graves.

En general, toda la zona costera de la demarcación muestra un número elevado de presiones debido a la presencia de grandes centros industriales, tráfico marítimo o grandes núcleos de población; que emiten al agua o a la atmósfera diferentes sustancias contaminantes y que pueden dar lugar a la disminución de la calidad ambiental de las aguas costeras donde desarrollan su ciclo vital los organismos marinos que son consumidos por la población.



Sin embargo, el incremento de los tratamientos de depuración de aguas residuales domésticas e industriales, la mejora de los procesos de producción industrial, que conlleva una disminución de los aportes desde las fuentes contaminantes, y la gradual disminución, y actualmente prohibición, del uso de la gasolina con plomo, han conseguido la disminución de las concentraciones ambientales de algunos contaminantes.

Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental

Para la evaluación del descriptor 9 se han seleccionado:

- Todos los datos disponibles de aquellos contaminantes para los que la normativa comunitaria en productos de la pesca establece contenidos máximos permitidos (CMP) para salud humana.
- Todos los datos disponibles de aquellas especies marinas de peces, cefalópodos, crustáceos, moluscos bivalvos y algas que se consideran productos de la pesca, recogidos en la naturaleza, cuya procedencia es inequívocamente la DM sudatlántica y que se recogen en el Anexo II del informe “Task Group 9 Contaminants in fish and other seafood (Swartenbroux *et al.*, 2010)”.

Sin embargo, como ya se ha comentado anteriormente, no se dispone de datos que pertenezcan inequívocamente a la DM sudatlántica, lo que imposibilita el análisis y el cumplimiento de los valores umbral establecidos por la legislación vigente.

Teniendo en cuenta la ausencia de datos para la DM, no se puede saber si hay incumplimientos de los criterios del descriptor para los contaminantes estudiados.

2.6.3. Actualización de la definición del Buen Estado Ambiental y conclusiones

La Decisión 2017/848 establece que el grado de consecución del buen estado medioambiental se debe expresar para cada contaminante en cada zona evaluada en función de su concentración en el pescado y marisco, de la matriz utilizada (especies y tejidos), de si se han alcanzado los valores umbral fijados, y de la proporción de los contaminantes evaluados que han alcanzado sus valores umbral correspondientes.

La propuesta es mantener la definición de BEA del primer ciclo de evaluación:

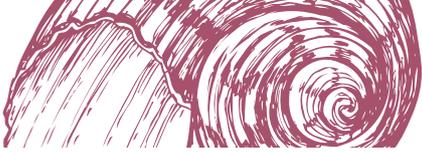
NIVEL DE INTEGRACION 1: Contaminante vs especie

* Nivel de integración 1a: Este nivel de integración está referido a las proporciones de indicadores (número de individuos de una especie y sitio) que deberían estar por debajo del valor umbral, para decidir si se cumple o no el BEA. Como valor umbral (VU-1a) se propone seguir utilizando el 95% (frecuencia de individuos de una especie/sitio que presenta concentraciones de cada contaminante legislado inferiores a los CMP).

*Nivel de integración 1b: Total de contaminantes vs especie.

Este nivel de integración está referido a las proporciones de indicadores (número de contaminantes/especie) que cumplen el BEA al nivel de integración 1a para decidir si se cumple o no el BEA al nivel de integración 1b. Se propone mantener el valor umbral (VU-1b) de $n < 2$, donde n es el número de contaminantes legislados que no cumplen el BEA para una especie dada. Esto significa, que una especie que supere el CMP en dos contaminantes no cumpliría el BEA. Dado que actualmente existen 6 contaminantes legislados para peces, crustáceos, cefalópodos y algas y 8 contaminantes para moluscos bivalvos, para una especie, al nivel de integración 1b, el BEA se alcanzará cuando:

- Más del 66.6% de los contaminantes legislados no superan sus respectivos CMP en peces, crustáceos, cefalópodos y algas: VU-1b propuesto = 70%.



-Más del 75% de los contaminantes legislados no hayan sobrepasado sus respectivos CMP en moluscos bivalvos: VU-1b propuesto = 80 %.

Los VU-1b propuestos pueden variar si se amplía el grupo de contaminantes legislados para alguna especie o grupo taxonómico, por lo tanto, deberán someterse a revisión si se producen cambios a nivel normativo en el futuro.

*NIVEL DE INTEGRACION 2: Total especies vs categoría (grupo(s) taxonómico(s) legislado).

Este nivel de integración está referido a la proporción de indicadores (número de especies/grupo taxonómico legislados (peces, crustáceos, cefalópodos, bivalvos y algas)) que cumplen el BEA al nivel de integración 1b, para decidir si se cumple o no el BEA al nivel de integración 2. Se propone un valor umbral (VU-2) del 95% (frecuencia de especies/grupo taxonómico legislados que cumplen el BEA). En cada demarcación marina, el número de especies por grupo taxonómico legislados destinadas a consumo humano difiere. Al igual que en el anterior ciclo de evaluación, en la presente actualización tampoco se ha podido determinar el número exacto de especies marinas destinadas a consumo humano, por lo que no se ha podido realizar la valoración al nivel de integración 2.

Dado que actualmente existen 5 grupos taxonómicos con contaminantes legislados (peces, crustáceos, bivalvos, cefalópodos y algas) el BEA para cada categoría (grupo taxonómico) al nivel de integración 2 se alcanzará cuando:

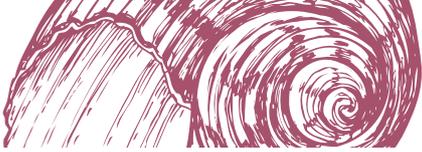
- Más del 95% del porcentaje de especies de peces cumplan el BEA según el nivel de integración 1b.
- Más del 95% del porcentaje de especies de crustáceos cumplan el BEA según el nivel de integración 1b.
- Más del 95% del porcentaje de especies de bivalvos cumplan el BEA según el nivel de integración 1b.
- Más del 95% del porcentaje de especies de cefalópodos cumplan el BEA según el nivel de integración 1b.
- Más del 95% del porcentaje de especies de algas cumplan el BEA según el nivel de integración 1b.

NIVEL DE INTEGRACION 3: Total especies por categorías vs demarcación

Este nivel de integración está referido a las proporciones de indicadores (total de especies integradas por categorías (grupo taxonómico) en la demarcación), que cumplen el BEA al nivel de integración 2, para decidir si se cumple o no el BEA al nivel de integración 3. Se propone un valor umbral (VU-3) del 95%. Cada una de las cinco categorías evaluadas en el nivel de integración 2 (peces, crustáceos, bivalvos, cefalópodos y algas) contribuyen en un 20% a la determinación del BEA para el total de las demarcaciones. Se propone mantener el criterio de asignar el mismo peso a cada una de las categorías, sin embargo, esta propuesta deberá ser revisada en el futuro y el peso de cada categoría deberá ponderarse, cuando exista información nueva (p. ej. si hubiera cambios en el número de especies incluidas en cada categoría).

Conclusiones de la evaluación

Debido a que en el presente ciclo de evaluación no se dispone de datos para realizar la evaluación del buen estado ambiental, no es necesario aplicar los niveles de integración definidos en el pasado ciclo.



En el presente ciclo de evaluación, como se ha comentado, al no disponerse de datos, no se puede realizar la valoración del buen estado ambiental. Por esta razón, no se puede valorar con certeza si se cumple el BEA del descriptor 9 en la demarcación.

El principal problema detectado para realizar correctamente la valoración de estado actual del descriptor 9 en la demarcación es la ausencia de datos. Para el siguiente ciclo de evaluación, sería muy conveniente que:

- Se dispusiera de datos de todos los contaminantes legislados para los productos de la pesca.
- El periodo evaluado fuera suficiente para el estudio de tendencias y representativo del periodo estudiado.
- El número de especies analizadas fuera representativo del total de especies destinadas al consumo humano.
- Se dispusiera de datos de especies de todos los grupos taxonómicos legislados.
- Se dispusiera de información detallada de las zonas de captura, caladeros o estaciones de muestreo específicos dentro de la demarcación para asegurar la trazabilidad del origen de las muestras.

2.7. Descriptor 10: Basuras Marinas

2.7.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados

Elementos evaluados:

- **Basuras en playas:**

En la DM sudatlántica se ha aplicado el programa de seguimiento BM-1, por el MITECO de basuras en playas en estas 3 playas:

- Castilla (Huelva)
- Castilnovo (Cádiz)
- Valdevaqueros (Cádiz)

En ellas se ha realizado un total de 70 campañas de muestreo en las anualidades comprendidas entre 2013 y 2018, en las que se han analizado datos de abundancia, composición (categorías de residuos) y origen, se han obtenido los objetos más frecuentes y se han realizado análisis de tendencias por origen, y composición para los objetos más frecuentes.

- **Basuras flotantes y basuras en fondos:**

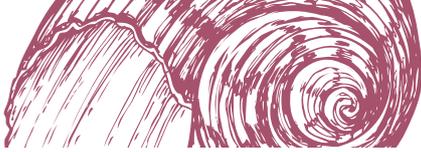
En el marco del Programa de seguimiento BM-2 (basuras flotantes), el IEO ha realizado un muestro único en 2018, en el que se ha medido la densidad (nº objetos/km²). Se ha calculado la densidad media de basuras flotantes y su distribución espacial en la DM. Para realizar el muestreo se elaboraron unos estadillos para la recogida de información sobre basura flotante por parte de observadores de aves y mamíferos marinos.

En el Programa de seguimiento BM-3 (basuras en fondos) todavía no se han obtenido resultados.

- **Microplásticos en playas:**

Se ha aplicado el programa de seguimiento BM-6 de las EEMM en la playa de Castilnovo (Cádiz).

Se ha evaluado el número de partículas de microplásticos contenidas en el centímetro más superficial de la arena de las playas, donde se recogen sobre la línea de la última marea 5 réplicas dentro de un marco de 0,5 x 0,5 m. Se calcula su concentración expresada como nº de partículas por kg de arena y nº de



partículas por m². Se han realizado 5 campañas de muestreo y cuantificación en otoño y primavera, contándose con resultados desde el otoño de 2016 hasta el otoño de 2018. La evaluación ha estado basada en un análisis de tendencias para comprobar si dicha cantidad aumenta o disminuye.

Como parámetros adicionales, las partículas se clasifican por su rango de tamaño y forma y, para las de tamaño superior a 1 mm, también su color.

- **Microplásticos en la columna superficial de agua:**

El Instituto Español de Oceanografía comenzó en 2016 un muestreo piloto de microplásticos en la columna superficial de agua en la demarcación sudatlántica, aplicando la metodología del Programa de Seguimiento BM-4 Micropartículas en la columna de agua. Se recolectaron muestras de agua superficial utilizando una red de arrastre de manta con una malla de 333 µm durante agosto de 2016, 2017 y 2018. Este muestreo está englobado en las campañas de evaluación de recursos pelágicos del golfo de Cádiz (ECOCADIZ).

- **Microplásticos en sedimentos:**

No existen datos sobre este parámetro.

Área de evaluación. Criterios e indicadores utilizados:

El área de evaluación comprende la totalidad de la DM sudatlántica.

Los criterios e indicadores utilizados en la actualización de la evaluación se recogen en la tabla siguiente con detalle. Se han empleado los criterios D10C1 y D10C2. Los criterios D10C3 y D10C4 no se han podido utilizar por falta de información.

CRITERIO	INDICADOR	ELEMENTO
Criterio D10C1: La composición, cantidad y distribución espacial de las basuras en la costa, en la capa superficial de la columna de agua y en el fondo marino se sitúan en niveles que no causan daño en el medio ambiente costero y marino.	BM-pla->Basuras en playas (Programa de Seguimiento de las EEMM BM-1) Parámetros medidos: <ul style="list-style-type: none"> - Abundancia de cada tipología de basura marina (nº objetos) - Composición 	Basuras (excepto las micro-basuras), clasificadas según las categorías siguientes: polímeros artificiales, caucho, tela/tejido, papel/cartón, madera transformada/trabajada, metal, vidrio/cerámica, productos químicos, basuras indefinidas y basuras alimentarias.
	BM-flo->Basuras flotantes (Programa de Seguimiento de las EEMM BM-2) Parámetros medidos: <ul style="list-style-type: none"> - Densidad de basura flotante - Composición de basura flotante 	
	BM-fon->Basuras en el fondo marino (Programa de Seguimiento de las EEMM BM-3). (SIN DATOS)	
Criterio D10C2: La composición, cantidad y distribución espacial de las micro-basuras en la franja costera, en la capa superficial de la columna de agua y en el sedimento del fondo marino se sitúan en niveles que no causan	BM-micplaya->Micropartículas de plástico en playas (Programa de Seguimiento de las EEMM BM-6) Microplásticos en playas: <ul style="list-style-type: none"> - Número de partículas de microplásticos contenidas en el centímetro más superficial de la arena de las 	Micro-basuras (partículas < 5mm), clasificadas en las categorías “polímeros artificiales” y “otros”.



<p>daño en el medio ambiente costero y marino.</p>	<p>playas (nº de partículas por kg de arena y nº de partículas por m²)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Rango de tamaño y forma y, para las de tamaño superior a 1 mm, color. <p>BM-mic->Micropartículas en agua y sedimento (Programa de Seguimiento de las EEMM BM-4)</p> <p>Microplásticos en la columna superficial del agua:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Concentración de micropartículas de plástico (<5 mm; mps) y 208 macropartículas (> 5 mm;MPS) por m² <p>Microplásticos en sedimentos:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Concentración de partículas por kg de sedimento 	
<p>Criterio D10C3: La cantidad de basuras y micro-basuras ingerida por los animales marinos se sitúa en un nivel que no afecta adversamente la salud de las especies consideradas. No se ha utilizado este criterio.</p>	<p>BM-bio->Impacto de las basuras en la biota marina</p>	<p>Basuras y micro-basuras clasificadas en las categorías “polímeros artificiales” y “otros”, evaluadas en cualquier especie de los grupos siguientes: aves, mamíferos, reptiles, peces e invertebrados.</p>
<p>Criterio D10C4: El número de individuos de cada especie que se ven afectados adversamente por las basuras, por ejemplo por quedar enredados, otros tipos de lesiones o mortalidad, o efectos sobre la salud. No se ha utilizado este criterio.</p>	<p>BM-bio->Impacto de las basuras en la biota marina</p>	

2.7.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor

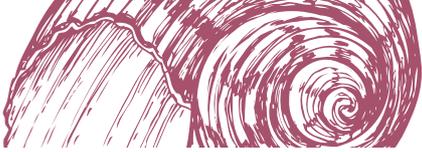
La principal presión relacionada con este descriptor, descrita en Real Decreto 957/2018, de 27 de julio, por el que se modifica el anexo I de la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino, es la de:

- Sustancias, basuras y energía: Aporte de basuras (basuras sólidas, incluidas microbasuras).

La información detallada relativa a esta presión está recogida en el anexo del documento II, en la ficha:

SUD-PSBE-04: Aporte de basuras (basuras sólidas incluidas microbasuras)

Se han identificado además las siguientes presiones relacionadas:



Introducción o propagación de especies alóctonas, al poder actuar las basuras marinas, incluidas las microbasuras, como vector de propagación de especies invasivas (Barnes, 2002; Gregory, 2009).

Aporte de otras sustancias (por ejemplo, sustancias sintéticas, sustancias no sintéticas, radionucleidos): fuentes difusas, fuentes puntuales, deposición atmosférica, incidentes graves. Los plásticos y microplásticos pueden adsorber sobre su superficie determinados contaminantes, además de poder contener en su propia composición química sustancias perjudiciales para el medio ambiente (aditivos).

2.7.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental

La evaluación del estado ambiental se ha realizado por criterios, con los siguientes resultados:

a) D10C1

• Basuras en playas:

Durante los 70 muestreos realizados se hizo un recuento total de 11.022 objetos, con una abundancia media de objetos contabilizados por playa y campaña que asciende a 156 (tablas 13 y 14 de la ficha de evaluación inicial D10 del Anexo. ParteIV).

El número máximo de objetos contabilizados corresponde a las campañas de otoño. En el resto del año la abundancia media es menor y del mismo orden de magnitud. La abundancia media de objetos encontrados por campaña y playa en las 6 anualidades osciló entre 54 y 283. En cuanto a la composición, los objetos de plástico son los más frecuentes (78,6%) y, en mucha menor proporción, los restos de metal (5,2%), papel/cartón (4,8%), objetos o sus fragmentos de vidrio

Los objetos más frecuentes en esta demarcación fueron cabitos, cuerdas o cordeles de plástico de diámetro inferior a 1 cm (ID 32), lo que supone el 22,2 % del total, muy por encima del resto de objetos. Hay una gran variabilidad entre los objetos que han aparecido en esta demarcación. Las botellas y garrafas de bebida de plástico (ID 4), tapas, tapones y corchos de plástico (ID 15), bolsas patatas fritas, envoltorios, palos de chucherías, helados (ID 19) o piezas de plástico incluido plástico no identificables entre 2,5 y 50 cm (ID 46), con porcentajes de entre el 7% y el 5%, son algunos ejemplos.

La mayor parte de las basuras que se encuentran en las playas de la DM sudatlántica están relacionadas con las actividades turísticas (36%) y a continuación con el transporte marítimo o navegación (27%), resultando mucho más escaso el impacto de los residuos procedentes de las actividades pesqueras (5%) o de instalaciones sanitarias (2%). Las basuras marinas de origen desconocido o que se corresponden con más de una fuente resulta no ser mayoritaria (30%).

La serie temporal 2013-2018 de la abundancia de las basuras marinas totales de la DM sudatlántica no muestra una tendencia clara, pudiéndose considerar como que las concentraciones no están en aumento y es similar a un resultado estable.

• Basuras flotantes y basuras en fondo:

En el año 2018 se ha realizado el primer muestreo en el golfo de Cádiz. En la Figura 3 se muestra la densidad de basuras flotantes durante la primera quincena de agosto del 2018.

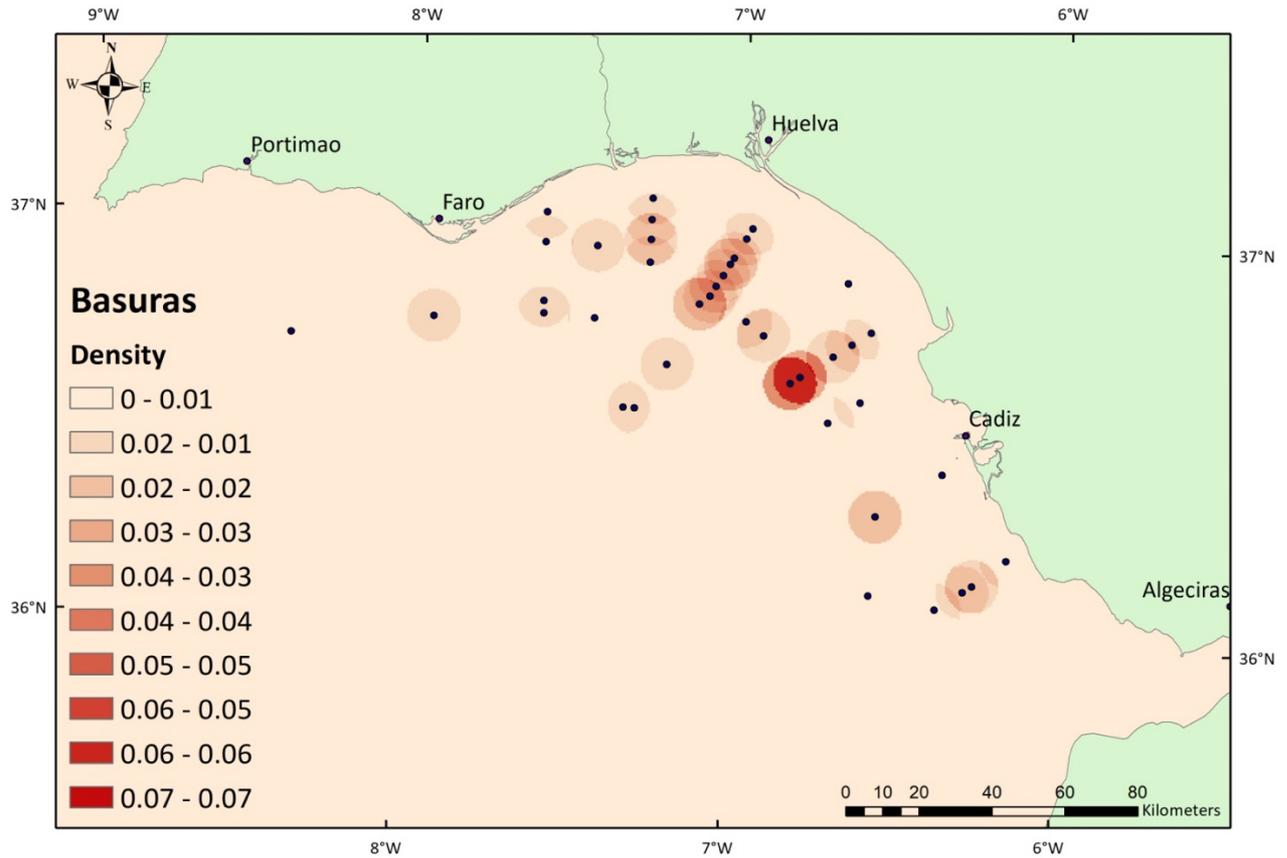


Figura 3. Densidad de basuras flotantes en el golfo de Cádiz evaluada en la campaña ECOCADIZ18 (1-15 Agosto 2018).

b) D10C2

• Microplásticos en playas:

La concentración media obtenida para la playa de esta DM ha sido de 9,7 partículas/kg sms de arena, que equivale a 121,8 partículas/m², con un máximo de 17,3 partículas/kg sms de arena, equivalente a 196,7 partículas/m² y un mínimo de 1,1 partículas/kg sms de arena, equivalente a 12,5 partículas/m². La práctica totalidad de las partículas de microplásticos contabilizadas en la DM sudatlántica fueron de tamaño inferior a 1 mm, siendo las más frecuentes las de tamaño inferior a 200 µm. la mayoría de las partículas contabilizadas se corresponden con fragmentos (46,2%), partículas de poliestireno expandido (33,3%) o fibras o filamentos (14,0%).

Los datos son insuficientes para evaluar el BEA. En ausencia de valores umbrales definidos tal evaluación solo cabe realizarse mediante el análisis de la tendencia y se estima que para el mismo serían necesarios datos correspondientes a un mínimo de 6 años consecutivos.

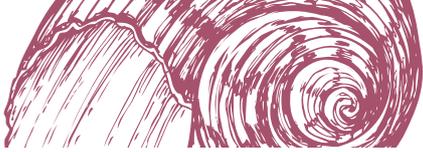
• Microplásticos en la columna superficial de agua:

No se han producido resultados de momento.

• Microplásticos en sedimentos:

No hay resultados.

Los resultados detallados de la actualización de la evaluación se pueden consultar en la ficha de actualización del D10 en el anexo a este documento.



2.7.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones

El BEA se definió en 2012 a nivel de Descriptor 10. Dadas las características específicas de los microplásticos y los efectos ambientales que pueden originar, diferentes a los de la macrobasura, podría resultar de interés en definir un BEA específico a nivel de indicador. Sin embargo, el conocimiento científico actual no es suficiente para poder definir valores o concentraciones umbrales por encima de las cuales pueda sospecharse la existencia de efectos adversos para el medio marino por lo que parece difícil poder proponer una definición alternativa a la existente a nivel de descriptor. Se mantienen por tanto la definición de BEA:

BEA: Aquel en el que la cantidad de basura marina, incluyendo sus productos de degradación, en la costa y en el medio marino disminuye (o es reducido) con el tiempo y se encuentra en niveles que no dan lugar a efectos perjudiciales para el medio marino y costero.

En cuanto a la determinación de si se alcanza el BEA o no se alcanza, únicamente se ha podido analizar en **basuras en playas**, a partir de los datos recabados en el programa de seguimiento BM-1 del Ministerio para la Transición Ecológica. No se observa disminución de la abundancia total de basuras marinas en la serie temporal 2013-2018, **por lo que no se alcanza el BEA**.

La abundancia total del conjunto de residuos higiénicos muestra una tendencia creciente. También muestran esta tendencia los objetos de vidrio y de cerámica y los fragmentos de plásticos entre 2,5 cm y 50 cm de tamaño (en la mayor de sus dimensiones). Algunos objetos de plástico de un solo uso, como son envases de comida o bolsas de la compra, muestran una tendencia probablemente creciente. Sin embargo la categoría plásticos en su conjunto no muestra una tendencia clara.

Basuras flotantes y en fondo: Datos insuficientes para evaluar el BEA.

Microplásticos en playas: Datos insuficientes para evaluar el BEA. En ausencia de valores umbrales definidos tal evaluación solo cabe realizarse mediante el análisis de la tendencia y se estima que para el mismo serían necesarios datos correspondientes a un mínimo de 6 años consecutivos.

Microplásticos en columna superficial y sedimento: Datos insuficientes para evaluar el BEA.

Afección de basuras y microbasuras en especies marinas: Datos insuficientes para evaluar el BEA.

Las conclusiones de la actualización de la evaluación del D10 son:

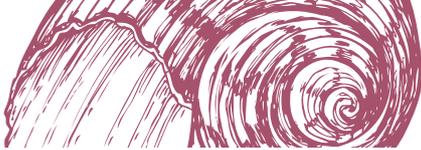
- No existe una tendencia clara en las basuras en playas, pudiéndose considerar que las basuras no están en aumento.
- Todavía no hay datos suficientes para establecer una tendencia en microplásticos en playas.
- En el resto de indicadores analizados la información es insuficiente para determinar una tendencia clara.

Atendiendo al indicador basuras en playas, único actualmente con información suficiente para evaluar el buen estado ambiental, la DM sudatlántica no alcanza el BEA para el Descriptor 10.

2.8. Descriptor 11: Ruido

2.8.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados

El Descriptor 11, es un descriptor en desarrollo en todos los niveles, por tanto, en la DM sudatlántica para la actualización de la evaluación inicial en el segundo ciclo de estrategias marinas, se ha realizado una aproximación parcial al descriptor con los datos disponibles.



Crterios e indicadores utilizados

CRITERIO	INDICADOR	PARAMETROS
<p>D11C1: La distribución espacial, la extensión temporal y los niveles de las fuentes de sonido impulsivo antropogénico no superan los niveles que puedan afectar adversamente a las poblaciones de animales marinos.</p>	<p>RS-IMP, Ruido Impulsivo: Proporción de días y su distribución a lo largo de un año natural en zonas de una determinada superficie, así como su distribución espacial, en los que las fuentes sonoras antropogénicas superen niveles que puedan producir en los animales marinos un impacto significativo, medidos en la banda de frecuencias de 10 Hz a 10 kHz como nivel de exposición sonora (en dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \cdot \text{s}$) o como nivel de presión sonora de pico (en dB re 1 μPapico) a un metro.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Identificador de la actividad/evento - Tipo de fuente de ruido - Fechas de operación - Nivel de la fuente (o proxy) - Ciclo de trabajo - Duración de la transmisión - Espectro de la fuente de ruido (banda de frecuencia) - Directividad de la fuente de ruido - Profundidad de la fuente de ruido - Velocidad de la plataforma para fuentes de ruido móviles
<p>D11C2: La distribución espacial, la extensión temporal y los niveles de sonido continuo antropogénico de baja frecuencia no superan los niveles que puedan afectar adversamente a las poblaciones de animales marinos.</p>	<p>RS-amb</p> <p>Media trimestral del nivel de sonido recibido (RL dB re 1 μPa) en cada celda de una malla de 1x1 minutos en el año 2016 en las frecuencias de 63 y 125 Hz.</p> <p>% de la superficie de la demarcación marina en la que se superan los valores umbral de 100-a 130 dB (63 Hz y 125 Hz)</p>	<p>La estimación de los niveles de sonido RL se ha realizado en base a una modelización para todo el ámbito de la demarcación utilizando datos de densidad de tráfico marítimo para la anualidad 2016 evaluados a partir de datos AIS suministrados por SASEMAR.</p>

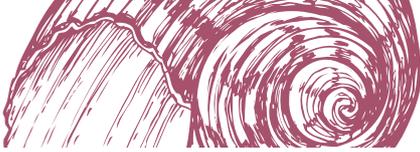
2.8.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor

La principal presión relacionada con este descriptor, según el Anexo I de la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, es el aporte de sonido antropogénico (impulsivo, continuo).

2.8.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental

Para el **D11C1**, se han analizado los datos aportados por los promotores de las actuaciones realizadas en la DM sudatlántica, generadoras de ruido impulsivo. Esta información está registrada en el registro de ruido impulsivo. Se ha desarrollado una primera versión preliminar del registro de actividades generadoras de ruido impulsivo. Esta aplicación sirve para dar soporte al subprograma RS.1 de ruido impulsivo para evaluar el indicador RS-IMP (indicador 11.1.1 de la Decisión 2010/477/EU).

Para implementar el registro de fuentes de ruido impulsivo se ha creado una hoja de cálculo mediante el uso de EXCEL (versión 2013). Además, se han implementado “macros” para automatizar las tareas y cálculos que se realizan. En la hoja de cálculo se han habilitado diferentes pestañas en las que poder



registrar, almacenar y evaluar cada una de los eventos generadores de ruido impulsivo. Para el cálculo del valor del indicador, RS-IMP se han considerado como actividades relevantes para la evaluación del indicador aquellas cuyo nivel de la fuente sobrepasa los umbrales determinados en la Guía Metodológica [Dekeling *et al.*, 2014]. Actualmente esta herramienta se ha rellenado parcialmente con datos de 2014 y principio de 2015.

Por el momento, se ha creado un registro que está parcialmente relleno y que gracias a un contrato que el Ministerio para la Transición Ecológica licitará en 2019, se podrán concretar las siguientes tareas:

- Desarrollo de la herramienta apropiadamente
- Rellenar los datos desde marzo de 2015 a la actualidad
- Calcular el indicador
- Generación de mapas ilustrativos
- Apoyar la revisión de la evaluación inicial y de las estrategias marinas en su conjunto
- Revisar el diseño inicial del programa de seguimiento en vista a la luz de la nueva Decisión de la Comisión Europea
- Asesorar a los técnicos y dirigentes sobre el ruido impulsivo, incluyendo posibles medidas necesarias

Para el **D11C2**, Actualmente, y a efectos de la evaluación que se lleva a cabo en el presente documento, se ha utilizado la metodología que se describe a continuación. Se trata de una metodología preliminar que, con los datos actuales, nos da una primera aproximación al indicador de ruido continuo en la demarcación. Por otro lado, se está trabajando a nivel nacional en el desarrollo del indicador a través de medidas in situ y la aplicación de modelización tridimensional en línea con las recomendaciones del grupo europeo sobre ruido (TG Noise). Se espera que los resultados de estos trabajos, realizados en colaboración con el Instituto Español de Oceanografía, sirvan de base en el futuro para el desarrollo del D11 en las distintas fases de las estrategias marinas.

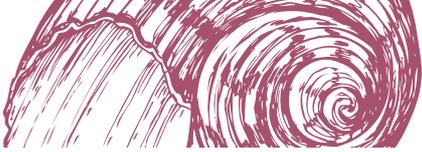
La evaluación espacial del ruido en la demarcación marina sudatlántica se ha realizado sobre una malla de cálculo equirectangular en latitud y longitud que la cubre completamente. La malla se ha realizado en tres resoluciones: 15', 5' y 1', con celda de origen cuya latitud y longitud mínimas son grados enteros.

La evaluación temporal se ha hecho en base a la consideración de las 4 estaciones del año 2016.

La evaluación del ruido ambiente submarino se ha realizado a partir de datos de densidad de tráfico marítimo utilizando datos AIS (Sistema de Identificación Automática) actualmente de uso obligado como medida de seguridad en un amplio rango de embarcaciones. El tráfico marítimo se ha parametrizado en términos de densidad, número de barcos por *unidad de celda de malla* con lo que los resultados son directamente aplicables al estudio del ruido subacuático generado por el tráfico marítimo.

En base a la metodología descrita en el apartado anterior se han realizado una serie de mapas que ilustran los niveles medio de ruido recibido RL en cada una de las celdas de la DM sudatlántica con una resolución de 1x1 minuto y para cada una de las estaciones del año 2016.

En la ficha de evaluación inicial del descriptor 11 del anexo pueden consultarse los datos completos.



2.8.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones

Debido a la falta de datos y a que los valores umbral aún no han sido establecidos, la definición del Buen Estado Ambiental para el descriptor 11 se mantiene por el momento en línea con la establecida por la decisión 2017/848 para los criterios de este descriptor:

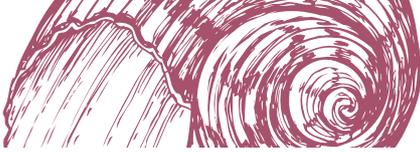
El descriptor 11 se considera en Buen Estado Ambiental cuando:

La distribución espacial, la extensión temporal y los niveles de las fuentes de sonido impulsivo y continuo de baja frecuencia, de origen antropogénico, no superan los niveles que puedan afectar adversamente a las poblaciones de animales marinos.

La falta de definición de BEA en la actualidad no permite realizar una evaluación sistemática. Sin embargo, en lo referente al ruido continuo, se han producido avances significativos en la metodología, con lo que se han podido obtener unos mapas de ruido continuo orientativos que nos permiten dar una primera idea de evaluación del estado actual.



DESCRIPTORES DE ESTADO



3. DESCRIPTORES DE ESTADO

En este apartado se analizan los descriptores relacionados con los elementos pertinentes de los ecosistemas: grupos de especies de aves, mamíferos, reptiles, peces y cefalópodos (descriptor 1), hábitats pelágicos (descriptor 1), hábitats bentónicos (descriptores 1 y 6) y ecosistemas, incluidas las redes tróficas (descriptores 1 y 4).

En este segundo ciclo de las estrategias marinas, en la DM sudatlántica sólo ha podido actualizarse la evaluación del estado de los grupos funcionales de aves marinas, reptiles y mamíferos marinos. La evaluación del estado del grupo funcional peces se ha realizado sólo parcialmente y los grupos funcionales de cefalópodos y hábitats pelágicos no han podido evaluarse. El estado de los hábitats bentónicos se ha evaluado a través del descriptor 6.

3.1. Descriptor 1: Biodiversidad

ESPECIES

3.1.1. Aves marinas

3.1.1.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados

Área de evaluación la DM sudatlántica no alberga una gran diversidad de aves marinas nidificantes, aunque las numerosas zonas húmedas del litoral sí son un enclave importante para un buen número de Charadriiformes. De entre ellos, destaca el charrancito *Sternula albifrons*, que concentra en esta Demarcación un altísimo porcentaje de la población ibérica. La ausencia de programas de seguimiento de la especie dificulta el análisis y, aunque actualmente sí se obtiene información relativa al tamaño poblacional, los datos históricos no permiten una evaluación objetiva. Es preciso recalcar que la franja costera se ve sometida a importantes presiones de origen antrópico, particularmente la explotación del acuífero del Guadalquivir y la presión urbanística.

Por su parte, las aguas de la DM sí acogen concentraciones importantes de otras especies, siendo de particular interés la críticamente amenazada pardela balear *Puffinus mauretanicus* y la pardela cenicienta *Calonectris diomedea*. La elevada productividad de la zona supone una importante fuente de alimento para estas especies inmediatamente después de su época de reproducción, por lo que es posible que se produzcan capturas accidentales en artes de pesca. Teniendo en cuenta que se trata de especies muy longevas y con una productividad anual muy baja, cualquier amenaza sobre la supervivencia adulta supone un impacto potencial considerable y es necesario que se desarrolle un programa de monitoreo asociado para evaluar las consecuencias.

Elementos de evaluación seleccionados

De forma similar a lo que ocurre en la DM del Estrecho y Alborán, no hay muchas especies que se reproduzcan en la zona, pero sus aguas sí albergan especies de interés, como se ha comentado en el apartado anterior. De este modo, se incluyen de nuevo las pardelas balear y cenicienta, pero en este caso acompañadas del charrancito común (Tabla 8). La pardela cenicienta se añade respecto a la Evaluación de 2012, por considerarse necesario monitorear la mortalidad asociada a capturas accidentales en artes de pesca. Se excluye una especie previamente incluida, el alcatraz atlántico (*Morus bassanus*), y sigue sin incorporarse otra especie de interés potencial pero sin datos adecuados disponibles, el Negrón común (*Melanitta nigra*). En el caso del negrón, a pesar de que en el pasado se producían concentraciones importantes de la especie durante los meses invernales, este fenómeno ya no se da actualmente, siguiendo un proceso de rarificación general de varias especies de aves acuáticas boreales en el sur de Europa. Por su parte, la necesidad de llevar a cabo muestreos en alta mar para evaluar la abundancia de alcatraz atlántico en invierno dificulta sobremanera la obtención de datos con regularidad. Se considera prioritario centrar los esfuerzos de monitoreo en las especies nidificantes (en este caso el charrancito) y enfocar las acciones de manejo a evitar las capturas accidentales, que en la presente Evaluación cuentan con criterio propio.

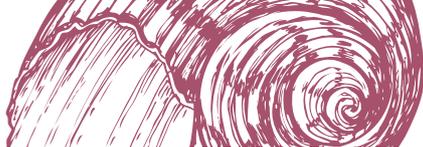


Tabla 8. Listado de especies usadas como elementos de evaluación en la DM sudatlántica, y correspondencia con los grupos de aves definidos en la Decisión (UE) 2017/848.

Nombre común	Nombre científico	Grupo según Decisión (UE) 2017/848
Pardela cenicienta	<i>Calonectris diomedea/borealis</i>	Aves que se alimentan en la superficie
Pardela balear*	<i>Puffinus mauretanicus</i>	Aves que se alimentan de especies pelágicas
Charrancito común	<i>Sternula albifrons</i>	Aves que se alimentan en la superficie

*La pardela balear se asigna indistintamente al grupo de aves que se alimentan en la superficie y al de aves que se alimentan de especies pelágicas. Según recomendación de la Comisión Europea para la actualización de las Estrategias Marinas en 2018, en este caso se debe usar una sola definición, tal como aparece en la Tabla. Pero, en contra de la recomendación específica para esta especie, se ha optado por asignarla al grupo de aves que se alimentan de especies pelágicas, pues se considera que es más acorde con su ecología trófica.

En relación a los grupos de especies, tal como se discute en el Documento Marco, las definiciones acordadas a nivel europeo (descritas en la Decisión (UE) 2017/848) no parecen particularmente adecuadas en el ámbito español. Por ello, no se ha planteado una integración a nivel de grupos de especies. Aun así, en la Tabla 8 se indican los grupos a los que correspondería cada especie usada como elemento de evaluación, siempre de acuerdo a las directrices dictadas por la UE.

En el caso específico de la DM sudatlántica, la fuerte humanización de la franja costera no deja prácticamente lugar para las aves “limícolas” (entendidas en sentido amplio, tal como se definen en la Decisión (UE) 2017/848), y las especies asignadas a este grupo presentes en la Demarcación Marina lo hacen asociadas a zonas húmedas, más que al medio marino. Paralelamente, como se ha comentado, en la actualidad no existen concentraciones importantes de especies fitófagas o que se alimentan de especies bentónicas (en especial el negrón común) que permitan obtener datos significativos.

Así, los grupos potencialmente evaluables en la DM serían las aves que se alimentan de especies pelágicas (la pardela balear) y las aves que se alimentan en la superficie (pardela cenicienta y charrancito común) (Tabla 8). Ambas especies de este último grupo presenta ecologías extremadamente dispares, por lo que se considera poco apropiado centrar la atención en los grupos de especies, y se opta por seguir incidiendo a nivel de especies.

Criterios aplicables al grupo aves

La descripción detallada de los criterios empleados para la evaluación del grupo aves puede consultarse en el documento marco. Aquí se muestran los criterios empleados para cada elemento de evaluación en la DM sudatlántica (Tabla 9), y se comentan brevemente algunas particularidades de cada uno de ellos.

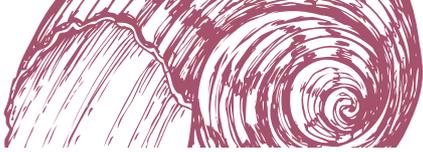


Tabla 9. Criterios empleados para cada una de los elementos de evaluación considerados en la DM SUD. Los colores indican la disponibilidad de datos en cada caso (verde = datos adecuados; naranja = datos parciales; rojo = datos insuficientes; se indica con un guion aquellos casos en los que no aplica, o se ha considerado innecesario evaluar un determinado criterio). En el caso del criterio D1C3, se desglosa la información para los dos parámetros principales considerados, éxito reproductor y supervivencia adulta.

Especie	D1C1	D1C2	D1C3		D1C4
			Éxito Reproductor	Supervivencia adulta	
<i>Calonectris diomedea/borealis</i>	rojo	-	-	-	-
<i>Puffinus mauretanicus</i>	rojo	-	-	-	-
<i>Sternula albifrons</i>	-	verde	rojo	-	-

Criterio D1C1 – capturas accidentales (primario)

A pesar de que se incluyeron dos especies en este criterio y de que se trata en ambos casos de especies sensibles (en el caso de la pardela balear, la especie está catalogada como en peligro crítico), la información disponible es muy limitada y no permite alcanzar conclusiones. El subprograma ABIES-SUD-AV-4_Interaccionpesca, fue diseñado para dar respuesta a este criterio y su aplicación es urgente para alcanzar los objetivos ambientales asociados.

Criterio D1C2 – abundancia (primario)

Tal como se indica en el documento marco, a la hora de evaluar por este criterio se ha prestado mayor atención a las especies diurnas, que en este caso es el charrancito común. Actualmente se dispone de datos razonablemente buenos relativos a la abundancia de la especie, pero el valor de referencia proviene de un periodo con series temporales discontinuas y unos resultados difícilmente comparables. Es necesario comentar que tan solo una fracción de la población se reproduce en ambientes eminentemente marinos, mientras que otra parte significativa lo hace en zonas húmedas alejadas del litoral. Teniendo en cuenta el carácter errático de los charadriformes, se requiere de un seguimiento del total de la población para evaluar posibles movimientos entre núcleos no necesariamente asociados a una tendencia. Para ello, es necesario desplegar el subprograma ABIES-SUD-AV-1_Censoscolonias.

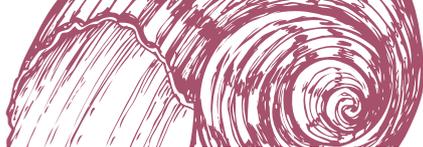


Tabla 10. Valores umbral empleados para evaluar el buen estado ambiental en base al criterio de abundancia, para las especies evaluadas. Se indica el valor de referencia, calculado como la mediana más alta en un periodo de 6 años consecutivos con datos disponibles ("periodo valor referencia"). También se indica el porcentaje respecto al valor de referencia que se usa para determinar si se cumple BEA o no, según las especies (80% en especies que ponen un solo huevo, y 70% en el resto). Según las especies, la evaluación se ha realizado a nivel global de la demarcación marina, o para colonias concretas.

Especie	Área de evaluación	Valor de referencia (parejas)	periodo valor de referencia	% para establecer umbral	valor umbral
<i>Sternula albifrons</i>	SAT	3.000	1996	70%	2.100

Criterio D1C3 – parámetros demográficos (secundario)

La presencia de importantes colonias de charrancito común ofrece una buena oportunidad para incluir esta especie en este criterio, tal y como ya se hizo en la Evaluación de 2012. Sin embargo, el subprograma ABIER-SUD-AV-2.Productividad, que debería garantizar la obtención de datos significativos con la regularidad requerida, todavía no se ha aplicado. Por ello, actualmente no se dispone de información suficiente para alcanzar un diagnóstico.

Criterio D1C4 – rango de distribución (secundario)

No se incluyó ninguna especie para este criterio.

En la evaluación inicial de las estrategias marinas se tuvo en cuenta a las aves para la evaluación de tres descriptores distintos: biodiversidad (descriptor 1), redes tróficas (descriptor 4) y basuras marinas (descriptor 10). En esta evaluación la atención se ha centrado en el descriptor de biodiversidad, pero la información aportada por las aves sigue siendo potencialmente adecuada para contribuir a la evaluación de los otros dos descriptores planteados en 2012. De cara al segundo ciclo, se prevé la puesta en marcha de un programa de aves orilladas, coordinado por SEO/BirdLife, que podría aportar información relevante sobre contaminación por plásticos en el futuro.

Así mismo, las aves marinas pueden ser particularmente adecuadas para aportar información sobre la abundancia de sus presas principales, y como tales pueden contribuir al descriptor 3 (especies explotadas comercialmente). Y, también importante, la obligación de desembarque que reducirá la disponibilidad de descartes para las aves marinas, un recurso ampliamente usado en la región (Arcos *et al.*, 2008). Sin embargo, hay numerosos factores que deben tomarse en consideración, y que por ahora no permiten una evaluación adecuada, tal como se discute para el grupo aves en el documento marco.

3.1.1.2. Principales presiones e impactos de la demarcación marina que afectan al grupo aves

La Tabla 11 resume las distintas presiones identificadas, y la intensidad con la que afectan a las distintas especies usadas como elementos de evaluación, matizando en la medida de lo posible para adaptarla a la demarcación marina. Como zona de alimentación importante para especies particularmente sensibles, se considera que las capturas accidentales deben contemplarse como particularmente peligrosas.

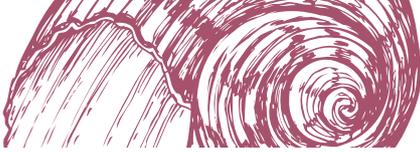
En este caso, además, sería necesario evaluar el impacto de las obras de dragado del Puerto de Huelva y la gestión posterior del material extraído del fondo marino. Teniendo en cuenta que esta acción se está desarrollando dentro de una zona declarada como ZEPA, el impacto en especies dependientes de unas condiciones de disponibilidad de alimento estables podría ser notable.



Por último, el elevado tráfico marítimo de la zona aconseja que se tomen todas las medidas posibles para evitar vertidos de petróleo u otras sustancias contaminantes, a pesar de que históricamente la zona no concentra muchos accidentes de este tipo.

Tabla 11. Presiones que afectan a cada especie en la DM sudatlántica. En amarillo se señalan aquellas que tienen algo de incidencia, en naranja aquellas que tienen bastante incidencia y en rojo aquellas cuyo impacto pone en serio riesgo la supervivencia de las poblaciones.

Tema		Presión	<i>Calonectris diomedea borealis</i>	<i>Puffinus mauretanicus</i>	<i>Sterna albifrons</i>
Biológicas		Introducción o propagación de especies alóctonas (depredadores introducidos)			Alto
		Perturbación de especies (por ejemplo, en sus zonas de cría, descanso y alimentación) debido a la presencia humana.			Bastante
		Extracción o mortalidad / lesiones de especies silvestres, incluidas especies objetivo y no objetivo (mediante la pesca comercial y recreativa y otras actividades) - Capturas accidentales	Bastante	Alto	
		Extracción o mortalidad / lesiones de especies silvestres, incluidas especies objetivo y no objetivo (mediante la pesca comercial y recreativa y otras actividades) - Sobrepesca	Alto	Bastante	Alto
Físicas		Perturbaciones físicas del fondo marino (temporales o reversibles)		Bastante	
		Cambios de las condiciones hidrológicas (aporte de ríos/condiciones oceanográficas)	Bastante	Bastante	Bastante
Sustancias, basuras y energía		Aporte de otras sustancias (por ejemplo, sustancias sintéticas, sustancias no sintéticas, radionucleidos): fuentes difusas, fuentes puntuales, deposición atmosférica, incidentes grave.	Bastante	Bastante	Bastante
		Aporte de basuras (basuras sólidas, incluidas microbasuras.) - ingestión/enredos	Bastante	Bastante	



3.1.1.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental

La información detallada se presenta por fichas elaboradas para cada especie, en el anexo de este informe general. Se resume a continuación la información obtenida para las distintas especies, por criterios.

Criterio D1C1 – capturas accidentales

A nivel de capturas accidentales la información para esta demarcación marina es escasa. Encuestas realizadas en 2012 apuntan a una cierta incidencia del palangre de superficie, que queda confirmada por algunas capturas de pardela cenicienta registradas por el programa de observadores del IEO a bordo de este tipo de arte (García-Barcelona *et al.*, 2013). Las encuestas también indican capturas en bajo número en arrastreros y cerqueros, aparentemente poco importantes, mientras que no existen datos para las artes de palangre demersal, que potencialmente podría afectar a las dos especies de pardela planteadas como elemento de evaluación (SEO/BirdLife, 2012). Es pertinente comentar que, en el caso de la pardela balear, un reciente estudio demográfico demostraba este impacto al estimar en un 14% el declive anual de la especie, y relacionaba las capturas accidentales con el 45% de la mortalidad adulta, pasando a ser la amenaza de mayor importancia (Genovart *et al.*, 2016). Parte de ese impacto es factible que se produzca en la DM sudatlántica, por lo que es crucial que se establezcan programas de monitoreo enfocados a dar respuesta a este criterio, para poder adaptar e implementar medidas de mitigación en caso de ser necesarias.

Criterio D1C2 – abundancia

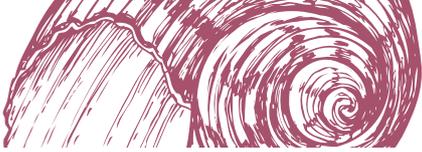
Charrancito común (*Sternula albifrons*)

Durante el periodo comprendido en la presente evaluación, la especie parece haberse mantenido estable, con las oscilaciones típicas del orden charadriformes. No es posible comparar con periodos anteriores debido a la escasa disponibilidad de datos, pero a priori no se detectan cambios significativos con respecto al anterior periodo. En este sentido, se considera que todavía no se tiene la suficiente información para alcanzar un diagnóstico sólido, pero si los censos anuales que actualmente se llevan a cabo tienen continuidad, la siguiente evaluación sí permitiría una primera aproximación. Es interesante comentar parece que la especie podría haber sido más común en los noventa, con cifras que no se han vuelto a alcanzar (máximo de 3.000 parejas en 1996). Si se utilizan estos máximos como valores de referencia y nos ceñimos a la definición de BEA, actualmente no se estaría alcanzando el BEA.

Criterio D1C3 – parámetros demográficos

Charrancito común (*Sternula albifrons*)

Se dispone de unos datos de éxito reproductor procedentes de los muestreos llevados a cabo por la Junta de Andalucía, pero éstos son anormalmente bajos. Al no conocerse la metodología de muestreo ni el rango geográfico, esta información ha sido contrastada con investigadores locales, que comentan que debe tratarse de resultados parciales que no reflejan la situación de la especie en conjunto. Por ello, estos datos no han sido utilizados para el análisis de este criterio. Tampoco se dispone de datos relativos al resto de parámetros demográficos. En definitiva, en la presente evaluación no es posible evaluar el BEA, debido a que no se están llevando a cabo unos programas de seguimiento enfocados a dar respuesta a la estrategia marina. Sería recomendable que esta situación se revertiera en el futuro, pues se trata de una demarcación con muy pocos indicadores útiles como fuente de datos.



3.1.1.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones

Las definiciones de buen estado ambiental para los criterios del descriptor 1 en aves son:

D1C1: Capturas accidentales: Los niveles de capturas accidentales deben ser anecdóticos o inapreciables, y en ningún caso deben afectar negativamente a la dinámica poblacional de las especies afectadas, teniendo en cuenta el impacto acumulado de todas las modalidades de pesca, períodos y regiones.

No se propone valor umbral, si bien se propone que las capturas deberían “acercarse a cero”. La valoración de si esta premisa se cumple se deja a criterio experto.

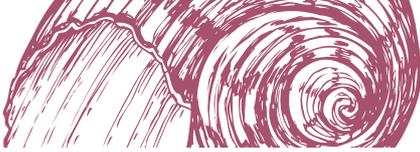
Tal como se argumenta en el documento marco para el grupo aves, se considera que el BEA no debe limitarse a la definición del criterio (“La tasa de mortalidad por especie derivada de las capturas accidentales se sitúa por debajo de los niveles que pueden poner la especie en riesgo, de modo que su viabilidad a largo plazo está asegurada”), ya que es extremadamente complejo poder evaluar impactos poblacionales, y además no se tienen en cuenta posibles efectos acumulativos. Además, se debería hacer lo posible por minimizar la mortalidad por actividades antropogénicas incluso cuando los impactos a nivel poblacional fueran irrelevantes, especialmente si se trata de especies amenazadas; así lo contempla el plan de acción europeo para reducir las capturas accidentales de aves (Comisión Europea, 2012).

En aquellos casos en los que la información disponible indica que hay (o podría haber) efectos poblacionales, debería indicarse que no se cumple el BEA. En otros casos, donde se conozca la ocurrencia de capturas con una mínima regularidad, pero sin poder establecerse impactos poblacionales, solo debería contemplarse la aceptación del BEA si se toman medidas eficaces para reducir al mínimo estas capturas. Ante la falta de un valor explícito de referencia, la evaluación puede realizarse en base a criterio experto, tomando en consideración toda la información disponible en cada caso.

D1C2: AL población estará en BEA si se encuentra por encima del 80% de su valor de referencia (valor umbral) en especies que ponen un solo huevo, o del 70% en especies que ponen más de un huevo, se alcanza el BEA.

Se define el valor umbral como el 80% (70 % en sps que ponen más de un huevo) del valor de referencia, calculado como la mediana más alta de cualquier período de 6 años de seguimiento

La anterior definición de BEA permitía un declive leve pero sostenido en el tiempo que podía desembocar en la desaparición paulatina de algunas colonias sin que se dejara de cumplir el BEA. Con esta nueva definición este problema desaparece. La extrema dificultad de censar las colonias reproductoras hace poco adecuado censar toda la población de pardela cenicienta o cualquier otro procelariforme, siendo más adecuado el uso de parámetros demográficos para evaluar tendencias. Los censos a menudo se basan en métodos indirectos, sujetos a sesgos potenciales importantes, por lo que no es recomendable usarlos para el establecimiento de tendencias. Sin embargo, existe la posibilidad de establecer zonas “control”, en colonias de estudio, donde se pueda revisar de un año a otro el número de nidos ocupados. En el caso de la DM noratlántica y debido a que las colonias son nuevas este seguimiento se realiza para toda la población por lo que se puede establecer este tipo de evaluación. En cualquier caso, no debe olvidarse que esta aproximación es menos adecuada que la de estudios demográficos, aunque también es más sencilla y puede ser válida siempre que las zonas control sean muestreadas de igual modo cada año.



D1C3: Las características demográficas de la población no ponen en peligro su viabilidad a largo plazo, de forma que los parámetros reproductivos y los valores de supervivencia adulta así lo indiquen.

Valor umbral

- Supervivencia adulta: 0,99

Los parámetros demográficos más relevantes son aquellos relacionados con la productividad (éxito reproductor y ocurrencia de fracaso reproductor generalizado) y la supervivencia adulta. Los primeros son además los más fáciles de medir, y permiten evaluar efectos a nivel poblacional a corto y medio plazo, especialmente aquellos relacionados con la disponibilidad de alimento, si bien tienen un menor impacto sobre la dinámica poblacional a medio y largo plazo, siempre que no se prolonguen excesivamente en el tiempo las condiciones adversas. Por su parte, la supervivencia adulta es más difícil de medir, pero aporta información más fidedigna sobre el estado de la especie y sus tendencias poblacionales, especialmente en relación a factores de amenaza que puedan causar mortalidad directa. Los valores de referencia se toman a partir de ICES (2017), y se han adaptado teniendo en cuenta las particularidades de la especie, contando con el asesoramiento de expertos.

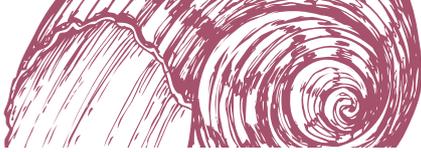
Para el criterio D1C4 se mantiene como en el primer ciclo:

No ha desaparecido ninguna colonia que cumpla criterios de IBA en el año 2020, y en caso de desaparecer colonias que no cumplan dichos criterios, la desaparición no afecta a más del 5% de la población regional.

La ausencia de datos de la presente DM hace que no sea posible dar un diagnóstico que integre los distintos criterios de cada especie. En la Tabla 12 se muestran aquellos indicadores seleccionados para los que sería recomendable obtener datos en el futuro.

Tabla 12. Resumen de la actualización del BEA en la DM sudatlántica por criterios y especies, así como de forma integrada. Verde = BEA positivo; Rojo = BEA negativo; Gris = datos insuficientes. En ámbar se plantean los casos intermedios o inciertos. Las celdas vacías son aquellas para las que no se ha planteado la evaluación.

Especie	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	Integración
<i>Calonectris diomedea borealis</i>		-	-	-	
<i>Puffinus mauretanicus</i>		-	-	-	
<i>Sternula albifrons</i>	-			-	



3.1.2. Mamíferos marinos

3.1.2.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados

Área de evaluación

La DM sudatlántica, ubicada en el sector sureste de la península ibérica, conecta el mar Mediterráneo con el océano Atlántico. La abundancia de los recursos marinos está relacionado con las características batimétricas de la plataforma continental y su pendiente, la presencia de un clima cálido-templado, la existencia de proceso oceanográfico como *upwelling* y el enriquecimiento producido de salidas de ríos importantes como el Guadalquivir y Guadiana (González-Vila y Gonzalez-Pérez, 2004; Ramos *et al.*, 2012).

El golfo de Cádiz está considerado como un hábitat importante para las poblaciones de mamíferos marinos (Rivilla y Alís, 2004), contándose hasta 24 especies de cetáceos entre residentes y migratorios. Las 8 especies consideradas comunes son: la marsopa común (*Phocoena phocoena*), el delfín común (*Delphinus delphis*), el delfín listado (*Stenella coeruleoalba*), el delfín mular (*Tursiops truncatus*), el calderón común (*Globicephala melas*), el calderón gris (*Grampus griseus*), el cachalote (*Physeter macrocephalus*) y el rorcual común (*Balaenoptera physalus*). Entre las especies ocasionales se cuenta con: lo zifio de Cuvier (*Ziphius cavirostris*), el cachalote pigmeo (*Kogia breviceps*), el rorcual aliblanco (*Balaenoptera acutorostrata*), el rorcual norteño (*Balaenoptera borealis*) y la ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*). Hay registro de presencias también del delfín de hocico blanco (*Lagenorhynchus albirostris*), delfín de flancos blancos (*Lagenorhynchus acutus*), calderón tropical (*Globicephala macrorhynchus*), orca (*Orcinus orca*), falsa orca (*Pseudorca crassidens*), zifio calderón boreal (*Hyperoodon ampullatus*), zifio de Blainville (*Mesoplodon densirostris*), zifio de Sowerby (*Mesoplodon bidens*), ballena azul (*Balaenoptera musculus*) y ballena franca boreal (*Eubalaena glacialis*).

Las unidades de gestión seleccionadas para cada grupo de especies dentro del elemento “especies de mamíferos marinos” en la DM sudatlántica, son las siguientes:

Odontocetos pequeños:

- UG4-TT aguas plataforma golfo de Cádiz: delfín mular (*Tursiops truncatus*) que habita en las aguas de la plataforma continental del golfo de Cádiz.
- UG10-DD población atlántica: delfín común (*Delphinus delphis*) que habita en aguas costeras y aguas contiguas del golfo de Cádiz.

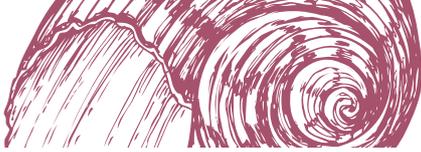
Odontocetos de aguas profundas:

- UG18-00 golfo de Cádiz y aguas contiguas: orca (*Orcinus orca*) que habita en el golfo de Cádiz y aguas contiguas.

Misticetos:

- UG22-BP población atlántica: rorcual común (*Balaenoptera physalus*) que pasa por el golfo de Cádiz en sus rutas migratorias.

Se han recopilado 49 de trabajos publicados en revistas científicas en el periodo de estudio 2011-2018, susceptibles de contener información relevante referida a las 4 Unidades de Gestión, UG, consideradas para la DM sudatlánticas. Además, se revisaron 2 comunicaciones a congresos, conferencias, 5 informes de proyectos, 11 informes anuales digitales de varamientos, 3 tesis doctorales o de master, 2 artículos científicos publicados en libros. Además, se revisaron 23 artículos científicos, y 2 informes de proyectos anteriores al 2011 con información sobre rorcuales comunes en el Atlántico, por ser una especie anteriormente no considerada como UG en la DM noratlántica. En total se han recopilado y revisado 95 documentos, disponibles todos ellos en soporte digital. 28 documentos fueron publicados anteriormente al 2011, 10 fueron publicados en 2011, 7 en 2012, 12 en 2013, 10 en 2014, 9 en 2015, 10 en 2016, 3 en 2017 y 6 en 2018. En cuanto a la distribución de los documentos por especies en las revistas científicas posteriores al 2011, 24 contienen información sobre delfín mular, 17 sobre delfín común, 19 sobre orcas y 18 sobre rorcual común. Por último, en cuanto a la temática de los documentos, 7 versan sobre



conservación, 4 sobre contaminantes, 7 sobre dieta, 12 sobre distribución y abundancia, 6 sobre ecología, 2 sobre genética, 6 sobre interacción con pesca/acuicultura, 5 sobre isotopos, 2 sobre modelización, 3 sobre monitorización, 3 sobre varamientos, 1 sobre acústica, 6 sobre comportamiento y estructura social e 4 sobre hábitat.

Para los datos referidos a varamientos se solicitó la base de datos del portal web BEVACET (Figura 4) y se contó con registros aportados por el Figura 5. Distribución temporal del número de varamientos de especies de mamíferos marinos en la DMSUD DM sudatlántica durante el periodo 2011-2017. Datos proporcionados por la comunidad de Andalucía correspondientes a las provincias de Cádiz (izda) y Huelva (drcha). BNI: Ballena no identificada, CNI: cetáceo no identificado, DNI: delfín no identificado y ZNI: zifio no identificado.

También se han consultado los informes anuales de la Junta de Andalucía en su página web (Junta de Andalucía, 2017). En el caso de la base de datos BEVACET, a pesar de que existe un campo para las interacciones humanas, solo existen 2 registros de delfines listados en la localidad de Tarifa con indicios compatibles con diagnóstico de muerte por captura accidental en artes de pesca. Los datos aportados por la comunidad autónoma de Andalucía solo tienen 9 registros de especies varadas con indicios compatibles con diagnóstico de muerte por captura accidental en artes de pesca en la provincia de Cádiz; 6 registros de delfín común, 2 registros de delfín listado y 1 registro de calderón gris.

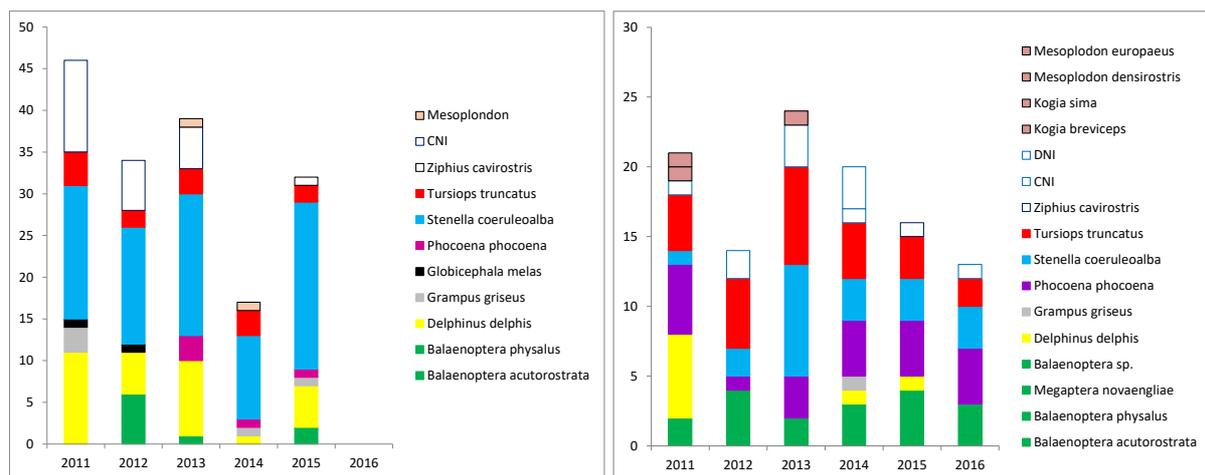


Figura 4. Distribución temporal del número de varamientos de especies de mamíferos marinos en la DM sudatlántica durante el periodo 2011-2017. Datos obtenidos de la base de datos BEVACET correspondientes a las provincias de Cádiz (izda) y Huelva (drcha). CNI: cetáceo no identificado, O: otros, Sb: Steno bredanensis, MN, Megaptera novaengliae.

Si se comparan todas las gráficas se observa claramente como los datos, a pesar de no ser coincidentes al 100% presentan una similitud elevada tanto en cobertura temporal como en el número de registros de animales varados por especie y año. Aun así se recomienda seguir avanzando en el diseño e implantación un sistema efectivo para poder acceder a esta importante fuente de información, que requiere apoyar y potenciar las actuaciones de las diferentes Redes de Varamientos. Además, se deberían aportar los mecanismos necesarios para que las propias Redes de Varamientos sean las entidades encargadas de aportar la información de manera continua y actualizada.

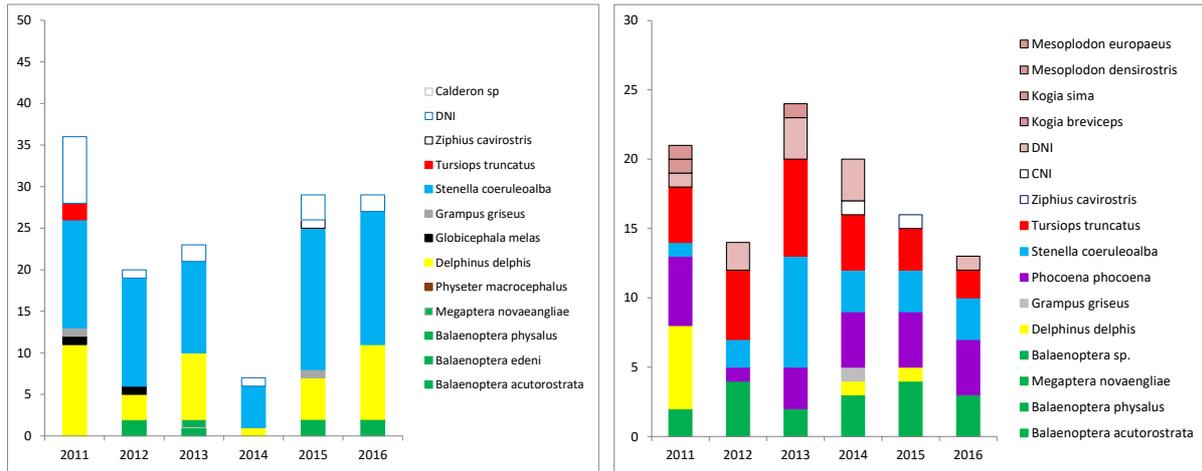
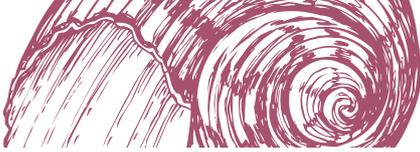


Figura 5. Distribución temporal del número de varamientos de especies de mamíferos marinos en la DMSUD DM sudatlántica durante el periodo 2011-2017. Datos proporcionados por la comunidad de Andalucía correspondientes a las provincias de Cádiz (izda) y Huelva (drcha). BNI: Ballena no identificada, CNI: cetáceo no identificado, DNI: delfín no identificado y ZNI: zifio no identificado.

Crterios aplicables para el descriptor 1 mamíferos marinos

La determinación de si se alcanza o no el BEA para el grupo de mamíferos marinos se realizará a partir de la evaluación del BEA definido para cada criterio del descriptor 1 Biodiversidad. En coordinación con los expertos de cada demarcación marina y con los expertos del proyecto MISTIC SEAS II, se ha decidido utilizar para la actualización de la EI y la definición del BEA en la DM sudatlántica utilizar todos los criterios indicados en la Decisión (UE) 2017/848 de la Comisión para el grupo de mamíferos marinos.

- D1C1: Mortalidad por captura accidental.
- D1C2: Abundancia de la población.
- D1C3: Características demográficas de la población.
- D1C4: Rango y patrón de distribución de la población.
- D1C5: Hábitat de la especie.

3.1.2.2. Principales presiones e impactos de la DM sudatlántica que afectan al grupo mamíferos marinos

Las principales presiones e impactos identificadas en el documento de EI del BEA como factores que afectan en menor o mayor medida al grupo de mamíferos marinos se encuentran resumidas en forma de tabla en el Anexo 1 del documento Programas de medidas (MAGRAMA, 2015). A la hora de evaluar las presiones e impactos en este segundo ciclo de evaluación del estado ambiental, se ha adaptado la nomenclatura a las recomendaciones de la Directiva 2017/845 de la Comisión.

Durante la revisión de la información recopilada en el segundo ciclo de evaluación, no se ha encontrado ningún estudio que avale un cambio de calificación de la importancia de las presiones identificadas para las diferentes especies de mamíferos marinos, en relación a las calificadas durante el primer ciclo. Por este motivo, para la actualización de la evaluación de las presiones se ha utilizado las mismas calificaciones que las presentes en las tablas del Anexo 1 del documento Programas de medidas, adaptando la nomenclatura a lo establecido en la Directiva (EU) 2017/845 de la Comisión tal y como se ha descrito en la Tabla 3 del Documento marco.



En la Tabla 13 resumen el resultado de la actualización del grado de importancia de cada una de las presiones y amenazas para cada UG de la DM sudatlántica a partir de las tablas de presiones incluidas en el Anexo 1 de documento programa de medidas (MAGRAMA, 2015). La presión que ha sido detectada como la mayor amenaza para los pequeños odontocetos de la DM sudatlántica es la “Extracción o mortalidad/lesiones de especies silvestres”, seguido en importancia por “Aportes de sustancias, basuras y energías”, “Perturbación de especies” y “Generación de energía renovables y no renovables”. En el caso de los odontocetos de buceo profundo, en el que solo está la UG18-00 golfo de Cádiz y aguas contiguas, el “Transporte marítimo” ha sido identificado como la presión más importante, seguida de “Perturbación de especies”, “Aporte de ruido antropogénico” y “Aportes de sustancias, basuras y energías”. Por último, en el caso de los mysticetos las dos presiones que más importancia tienen son “Transporte marítimo” y “Aportes de sustancias, basuras y energías”.

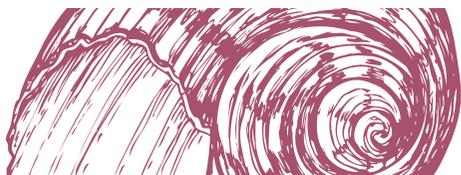


Tabla 13. Presiones de las UGs y grupos definidos para la DM sudatlántica. Importancia baja (*), importancia media (**) e importancia alta (***). Modificada de Anexo I, Programa de medidas (MAGRAMA, 2015).

Presiones Directiva (EU) 2017/845	PEQUEÑOS ODONTOCETOS (PO)			MISTICETOS	
	UG4:TT aguas plataforma golfo de Cádiz	UG10: DD población atlántica	UG18: OO golfo de Cádiz y aguas contiguas	PO	UG22: BP población atlántica
Extracción o mortalidad/lesiones de especies silvestres (mediante la pesca comercial y recreativa y otras actividades)	**	***	*	***	*
Transporte marítimo	*	*	***	***	***
Perturbación de especies (por ejemplo, en sus zonas de cría, descanso y alimentación) debido a la presencia humana	***	*	**	***	*
Aporte de sonido antropogénico (impulsivo, continuo)	**	*	**	**	*
Pesca y marisqueo (profesional, recreativa)	*	**	**	*	*
Aporte de otras sustancias (por ejemplo, sustancias sintéticas, sustancias no sintéticas, radionucleidos): fuentes difusas, fuentes puntuales, deposición atmosférica, incidentes graves	***	*	**	***	**
Aporte de basuras (basuras sólidas, incluidas microbasuras)	*	*	**	*	*
Aporte de materias orgánicas: fuentes difusas y fuentes puntuales	***	*	**	***	*
Generación de energías renovables (energía eólica, undimotriz y mareomotriz), incluida la infraestructura	***	*	*	***	*
Generación de energías no renovables	***	*	*	***	*



3.1.2.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental

A continuación se presentan los resultados de la actualización de la EI y del BEA para cada criterio y UG seleccionada.

Delfín mular (*Tursiops truncatus*) UG4-TT aguas plataforma golfo de Cádiz

Criterio D1C1- Mortalidad por captura accidental

Por falta de información robusta sobre este criterio, en el momento de elaborar el documento de la EI y definición del BEA, no se pudo realizar la evaluación para el delfín mular en la DM sudatlántica. El diagnóstico de evaluación del estado para el criterio “1.3. Condición de la población” en el caso del delfín mular fue de “**No se puede diagnosticar por falta de información robusta**”.

Vázquez *et al.* (2014) en una revisión bibliográfica sobre captura accidental indican que entre 1996 y 2013 el 6,2% de los delfines mulares varados en la DM sudatlántica presentaron indicios compatibles con captura accidental. No existe ningún registro de varamientos de delfines mulares con signos compatibles con captura accidental en la base de datos BEVACET para el área de Cádiz y Huelva. En la base de datos proporcionada por la comunidad autónoma de Andalucía en el periodo comprendido entre 2011-2017, existe un registro de delfín mular en Rota con diagnóstico compatible con captura accidental. En los informes anuales sobre cetáceos varados que la Junta de Andalucía publica desde el 2008 publica anualmente en su página web, e indica que entre el 2008 y 2017 se atendieron un total de 304 varamientos de cetáceos en la DM sudatlántica, sin muchas fluctuaciones a lo largo de los años (media de 29 individuos varados al año, SE: 2,6). El delfín mular (*Tursiops truncatus*) resultó ser la especie con mayor número de registros con 72 varamientos (Junta de Andalucía, 2017). En general, se observó que al menos un 57% de los 53 ejemplares de cetáceos estudiados murieron por causas de origen natural, destacando las enfermedades infecciosas de origen vírico, bacteriano y fúngico. Un 9 % se vieron afectados por causas de origen antrópico (interacción humana), como captura accidental con artes de pesca y colisiones con embarcación. Las capturas accidentales parecen constituir una amenaza sobre todo para el delfín común, el delfín listado y el delfín mular. Uno de los cuatro ejemplares de delfín mular varados en el golfo de Cádiz y, luego necropsiados, reveló interacciones con artes de pesca.

Torres *et al.* (2013) puso en evidencia que en el golfo de Cádiz la intensiva explotación pesquera compuestas principalmente de arrastreros, cerqueros y embarcaciones artesanales ejerce un alto impacto en la mayoría de los grupos vivos del ecosistema, tanto que el golfo de Cádiz se puede considerar un ecosistema notablemente estresado, que muestra las características de un área altamente explotada. Las pesquerías, en particular las de arrastre de fondo, ejercieron grandes impactos en sus principales especies objetivo de la red alimentaria (Torres *et al.*, 2013).

Lassalle *et al.* (2012) y Santos *et al.* (2013b) sugirieron la existencia de una superposición sustancial entre las principales especies de presa/forraje de cetáceos y las principales especies objetivo y áreas explotadas por las pesquerías en aguas del Atlántico ibérico, indicando cierto grado de competencia por los recursos.

En este contexto, los autores Goetz *et al.* (2015) evaluaron los patrones de ocurrencia de cetáceos y las preferencias de hábitat utilizando un enfoque de investigación cooperativa que involucró la participación de diferentes partes interesadas (pescadores, observadores de pesca, autoridades pesqueras, científicos), así como la combinación de fuentes de datos oportunistas (observaciones a bordo de buques pesqueros y entrevistas). Los delfines mulares que se encontraban con mayor frecuencia en aguas costeras poco profundas, fueron avistados en su mayoría cerca de artes de pesca costeros, como redes de deriva, dragas y redes de cerco.

Como indica el documento de las Evaluación Inicial (EI) y del Buen Estado Ambiental (BEA), es fundamental continuar con las evaluaciones de causa de muerte de la especie para identificar posibles nuevas presiones e impactos y evaluar los efectos de las ya identificadas, como la captura accidental, poniéndola en relación con los datos demográficos y de abundancia de la especie. Lamentablemente, los únicos indicadores de referencia sobre la tasa de captura accidental en esta demarcación proceden de datos indirectos. Además, por la falta de información reciente sobre tasas de supervivencia y mortalidad y de un estudio más extenso sobre las causas de la muerte de los cetáceos varados, ya que es muy bajo el



porcentaje de necropsias efectuadas, se desconoce la verdadera presión de la captura accidental sobre esta especie, así como los valores umbrales a partir de los cuales se deberían aplicar las medidas correctoras para alcanzar el BEA. Por tanto, no puede realizarse la evaluación del estatus del criterio D1C1 para la UG4-TT aguas plataforma golfo de Cádiz.

Criterio D1C2- Abundancia de la población

En el documento de EI y definición del BEA se incluye una estima de abundancia para el delfín mular que se correspondería con el área de la UG4-TT aguas plataforma golfo de Cádiz en 343 individuos (CV: 0,16; 95%IC: 300-562) entre 2009-2010 (Bramanti y Sagarminaga, 2013).

Estos mismos autores (Bramanti y Sagarminaga, 2013), en el marco del proyecto INDEMARES obtuvieron una estima orientativa y preliminar de la abundancia de delfines mulares oceánicos con datos recopilados entre el 2009 y 2010, de 4391 individuos (CV: 0,33; 95%IC: 2.373-8.356). A pesar de contar con estos valores de estimas de abundancia, el diagnóstico de evaluación del estado para el criterio “1.2. Tamaño poblacional” en el caso del delfín mular de la DM sudatlántica fue de **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**. En Julio 2016 se llevó a cabo el proyecto SCANS-III *Small Cetaceans in European Atlantic waters and the North Sea* (Hammond *et al.*, 2017) para obtener información sobre la distribución y la abundancia de cetáceos en las aguas de la plataforma continental del Atlántico oriental europeo. La falta de avistamientos registrados en el bloque AA, que se corresponde con las aguas del golfo de Cádiz español y portugués no permitió obtener alguna estima de abundancia para esta especie.

Por lo tanto, no se dispone de datos para poder actualizar las estimas previas y comprobar el estado actual de dicha población (UG4-TT aguas plataforma golfo de Cádiz) en esta área evaluando si se mantienen tendencias positivas, estables o sin disminuciones significativas en su abundancia.

Criterio D1C3- Características demográficas de la población

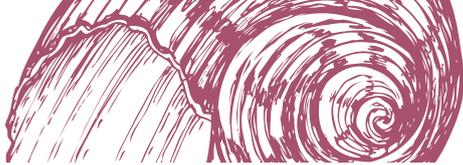
En el año 2012, cuando se recopiló la información para el documento de la EI y definición del BEA, se desconocían por completo las características demográficas de la población del delfín mular de la DM sudatlántica, así como el modelo de estructura social. En ese documento se hizo referencia a características demográficas generales y no específicas, procedente de estudios llevados a cabo en otras áreas. Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.3. Condición de la población” en el caso del delfín mular como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

Por no haber disponible información sobre la estructura por tallas o clases de edad, proporción de sexos, tasa de natalidad, de mortalidad y de supervivencia, resulta imposible evaluar el estatus del BEA para el criterio D1C3.

Criterio D1C4- Rango y patrón de distribución de la población

En el documento de la EI y definición del BEA, se modeló la distribución espacial de la especie en la DM sudatlántica, en base a covariables fisiográficas, oceanográficas y geográficas (directrices de la Decisión de la Comisión 2012/477/EU), utilizando la información de muestreos realizados por las asociaciones CAPMA, CIRCE, EBD-CSIC y Alnitak. Se distinguieron dos unidades de gestión bien diferenciadas por sus patrones de distribución. Por un lado, se identificaron los delfines mulares costeros, que ocupan áreas más costeras en aguas de menos de 50 metros a lo largo de toda la plataforma de la demarcación, y por el otro los delfines mulares oceánicos, distribuidos en aguas más profundas y correspondientes a fondos con grandes pendientes (circundantes las chimeneas de Cádiz).

Las diferencias significativas entre perfiles de isotopos estables y marcadores genéticos de las poblaciones de delfines mulares del mediterráneo y del atlántico (Natoli *et al.*, 2005; Borrell *et al.*, 2006) situaron la frontera entre ambas poblaciones en un área comprendida entre el golfo de Cádiz y Valencia (Borrell *et al.*, 2006). El análisis genético de muestra de piel procedentes de individuos de las aguas



peninsulares, baleares e isla de Alborán restringieron esa área de frontera entre Almería-Oran (Natoli et al., 2005), mientras se encontró una “frontera difusa” a uno y otro lado el estrecho de Gibraltar con cierto grado de estructuración, pero sin identificar la existencia de poblaciones diferentes (García Tiscar, 2010). Las muestras genéticas, además, parecieron indicar, que la población mediterránea se originó a partir del ecotipo pelágico del Atlántico que posteriormente adoptó hábitos costeros (Natoli A., 2000).

Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.1. Distribución de las especies” en el caso del delfín mular como “No se puede diagnosticar por falta de información robusta”. Durante el Taller de expertos celebrado en la sede central del IEO en Madrid el 7 de mayo de 2014 se indicó como única unidad de gestión para esta área solamente los delfines mulares costeros.

La comparación filogeográfica y de la estructura poblacional del delfín mular del Atlántico Norte y del Mediterráneo indican que estas poblaciones constituyen probablemente una metapoblación única, con poblaciones pelágicas que actúan como fuentes genéticas para las costeras. La estructura genética actual parece ser el resultado de una distribución estocástica de la variación genética del Atlántico (Gaspari et al., 2015).

Un estudio multidisciplinar reciente (Giménez *et al.*, 2018), identificó la población de mulares del golfo de Cádiz como una unidad ecológica de gestión separada de la del estrecho de Gibraltar, basándose en la falta de animales recapturados fotográficamente entre las dos áreas, y por diferencias significativas en sus markers ecológicos (composiciones isotópicas y niveles de concentración de algunos POPs). Por otro lado, no fueron notadas diferencias en la estructura genética entre los delfines mulares del Golfo y del Estrecho. Esto podría atribuirse o a un flujo genético entre los delfines de las dos áreas inexistente, pero con diferenciación demasiado reciente para ser detectada, o de forma alternativa, a que los individuos podrían formar una población panmictica, con entonces un flujo genético suficientemente alto para evitar la diferenciación genética. Así mismo, se diferenciaron gracias a análisis genéticos (Fernández *et al.*, 2011b) y a isótopos estables (Fernández *et al.*, 2011a), la población del norte de España (Galicia) con la del resto de la costa atlántica de la península ibérica.

La actualización de la información sobre la distribución de esta población costera sería entonces indispensable para detectar eventuales tendencias en los rangos de movimientos e identificar los límites temporales y espaciales de presencia de esta unidad de gestión, diferenciándola del resto de las poblaciones del estrecho de Gibraltar, del Mediterráneo y del resto de la península Ibérica atlántica.

Criterio D1C5- Hábitat de la especie

En el documento de la EI y definición del BEA se incluyen datos de uso del hábitat diferenciado entre la población costera y población oceánica de delfines mulares. Los datos utilizados para el análisis de uso de hábitat procedieron de muestreos realizados por diferentes entidades en actividad en las aguas andaluzas (CAPMA, CIRCE, EBD-CSIC y AinItak). La distribución espacial, se modelizó con el software MAXENT utilizando datos de presencia/ausencia en base a una serie de covariables oceanográficas, geográficas y fisiográficas (temperatura superficial del mar, clorofila, batimetría, pendiente, etc.). Los resultados evidenciaron un uso del hábitat muy diferenciados entre dos poblaciones de delfines mulares, una en aguas someras y otra en aguas más profundas. La distribución de los delfines mulares costeros se vio mayormente explicada por la batimetría del fondo (95%), encontrándose en aguas de menos de 50 metros a lo largo de toda la plataforma continental del golfo de Cádiz. Los delfines oceánicos se identificaron por su distribución relacionada a pendiente del fondo (explicada por un 35%), clorofila (29%) y batimetría (22%), encontrándose en aguas profundas de gran pendiente, en correspondencia con las chimeneas de Cádiz. En el documento de EI del BEA no existe información específica sobre el estatus ambiental del criterio D1C5 para la UG4-TT aguas plataforma golfo de Cádiz.

Baron *et al.* (2015) realizaron el primer estudio en su género analizando biopsias de delfinidos del sur de la península ibérica, comparando la bioacumulación y la biomagnificación de los clásicos (PBDEs) y alternativos (HNs, HBB, PBEB, DBDPE, HBCD) pirorretardantes juntos a los MeO-OBDEs producidos naturalmente. Los delfines mulares del golfo de Cádiz enseñaron los valores más altos de contaminación sea antropogénica sea natural ($n = 20$; PBDEs = 813; MeO-PBDEs = 775; HBCD = 51 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lw), en algunos



ejemplares con niveles superiores a los límites reportados en literatura (1.500 ng/g lw) (Hall *et al.*, 2003), representando un alto riesgo de salud que afecta a nivel endocrino. Los valores de concentración así obtenidos pueden considerarse valores comparativos de base para futuros estudios de monitorización de tendencias en los impactos antropogénicos en la DM sudatlántica.

Jepson *et al.*, (2016) publicaron los resultados de un estudio a gran escala sobre el impacto de PCB en los delfines de las aguas europeas, identificando el sur de la península ibérica como un *hotspot* de concentración de PCB. Los niveles encontrados en los delfines mulares fueron muy superiores a los normales límites de toxicidad para la especie, y entre los más altos registrados globalmente en cetáceos (Aguilar y Borrell, 1994).

Giménez *et al.*, (2017) señalan la importancia de monitorear los cambios temporales en la dieta de delfines mulares para detectar cambios en los ecosistemas del golfo de Cádiz, área altamente explotada por la pesca, además de comprender los procesos dinámicos de las interacciones tróficas para determinar el impacto de los cambios antropogénicos en este ecosistema marino. Con este fin, estos autores estudiaron los contenidos estomacales de 13 delfines mulares procedentes de animales varados en el golfo de Cádiz entre el 2010 y 2013 y se analizaron biopsias para isótopos estables. El análisis del contenido estomacal mostró una predominancia del congrio común (*Conger conger*) y merluza europea (*Merluccius merluccius*) entre las especies ingeridas. No obstante, al haberse detectado también 35 especies diferentes de peces e invertebrados en los estómagos de los ejemplares examinados, los delfines mulares pueden ser considerados depredadores generalistas en esta área (Giménez *et al.*, 2017). Por el contrario, el análisis de isótopos estables en 51 delfines mulares biopsiados en esta demarcación indicó que la dieta asimilada se constituía sobre todos de *Sparidae sp.* (raspallón *Diplodus annularis* y mojarra *Diplodus bellottii*, borriquete *Plectorhinchus mediterraneus*, y breca *Pagellus erythrinus*) y un mixto de otras especies incluidas caballas (*Scomber colias*, *S. japonicus* y *S. scombrus*), congrio, cinta (*Cepola macrophthalmia*) y sardina (*Sardina pilchardus*). Giménez *et al.*, (2017) explican que estos resultados contradictorios podrían reflejar diferencias en la resolución temporal y taxonómica de cada enfoque, pero también evidenciar las potenciales diferencias entre las dietas ingeridas y asimiladas.

Actualmente, considerando los altos niveles toxicológicos encontrados y la fuerte presión de eutrofización y de pérdida o degradación de hábitat sobre esta especie, se concluye que el estatus del criterio D1C5 para la UG4-TT aguas plataforma golfo de Cádiz es **“NO ESTÁ EN BEA”**.

INTEGRACIÓN DE TODOS LOS CRITERIOS PARA EL DELFÍN MULAR Y CONCLUSIÓN SOBRE EL BEA.

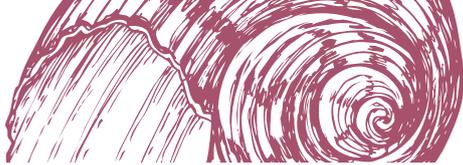
En el caso de la UG4-TT aguas plataforma golfo de Cádiz, salvo para el caso del criterio D1C5 que se considera que **“NO ESTÁ EN BEA”**, la evaluación para el resto de criterios no se ha podido desarrollar por la falta de datos. Por lo tanto, de acuerdo con el método OOA0, el resultado integrado para esta UG es que **NO ESTÁ EN BEA**.

Delfín común (*Delphinus delphis*)- UG10-DD población atlántica

Criterio D1C1- Mortalidad por captura accidental

Entre de las presiones antropogénicas que pueden afectar el delfín común en la DM sudatlántica, se ha identificado la captura accidental como el principal factor causal de presión con nivel de “importancia alta”. Sin embargo, en el documento de la EI y definición del BEA no existe información específica sobre el estatus ambiental sobre la captura accidental para la UG10-DD población atlántica. Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.3. Condición de la población” en el caso del delfín común como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

Vázquez *et al.* (2014) en una revisión bibliográfica sobre captura accidental indican que entre 1996 y 2013 el 5,4% de los delfines comunes varados en la DM sudatlántica presentaron indicios compatibles con captura accidental. No existe ningún registro de varamientos de delfines comunes con signos compatibles con captura accidental en la base de datos BEVACET para el área de Cádiz y Huelva. En la base de datos proporcionada por la comunidad autónoma de Andalucía en el periodo comprendido entre 2011-2017 (Junta de Andalucía, 2017), existe un registro de delfín común en Chipiona con diagnóstico compatible con



captura accidental. En los informes anuales sobre cetáceos varados que la Junta de Andalucía publica desde el 2008 publica anualmente en su página web, e indica que entre el 2008 y 2017 se atendieron un total de 304 varamientos de cetáceos en la DM sudatlántica, de los cuales, 34 fueron del delfín común (*Delphinus delphis*).

En general, se observó que al menos un 57 % de los 53 ejemplares de las diferentes especies de cetáceos estudiados murieron por causas de origen natural, destacando las enfermedades infecciosas de origen vírico, bacteriano y fúngico. Un 9 % se vieron afectados por causas de origen antrópico (interacción humana), como captura accidental con artes de pesca y colisiones con embarcación. Las capturas accidentales parecen constituir una amenaza sobre todo para el delfín común, el delfín listado y el delfín. Uno de los dos ejemplares de delfín común varados en el golfo de Cádiz y luego necropsiados, reveló interacciones con artes de pesca.

Torres *et al.* (2013) puso en evidencia que en el golfo de Cádiz la intensiva explotación pesquera compuestas principalmente de arrastreros, cerqueros y embarcaciones artesanales ejerce un alto impacto en la mayoría de los grupos vivos del ecosistema, tanto que el golfo de Cádiz se puede considerar un ecosistema notablemente estresado, que muestra las características de un área altamente explotada. Los autores concluyen que, las pesquerías, en particular las de arrastre de fondo, ejercieron grandes impactos en sus principales especies objetivo de la red alimentaria

Lassalle *et al.* (2012) y Santos *et al.* (2013b) sugirieron la existencia de una superposición sustancial entre las principales especies de presa/forraje de cetáceos y las principales especies objetivo y áreas explotadas por las pesquerías en aguas del Atlántico ibérico, indicando cierto grado de competencia por los recursos.

En este contexto, los autores Goetz *et al.* (2015) evaluaron los patrones de ocurrencia de cetáceos y las preferencias de hábitat utilizando un enfoque de investigación cooperativa que involucró la participación de diferentes partes interesadas (pescadores, observadores de pesca, autoridades pesqueras, científicos), así como la combinación de fuentes de datos oportunistas (observaciones a bordo de buques pesqueros y entrevistas).

Los delfines comunes se observaron con mayor frecuencia en las aguas cercanas a los límites profundos de la plataforma (≈ 200 m), aunque también se observaron en pequeños grupos en aguas más costeras (Goetz *et al.*, 2015), con patrones de presencia y distribución probablemente vinculados al rango de profundidad de sus presas principales, donde es probable interactúen con el arrastre, el palangre, las pesquerías polivalente de alta mar, así como con la pesca costera de cerco (Méndez-Fernández *et al.*, 2012; Méndez-Fernández *et al.*, 2013; Santos *et al.*, 2013a). La captura accidental de delfines comunes en redes de arrastre ha sido reportada por Aguilar (1997), López *et al.* (2003), Fernández-Contreras *et al.* (2010) y Goetz *et al.* (2015).

Como se indica en el documento de la EI y del BEA, es fundamental continuar con las evaluaciones de causa de muerte de la especie para identificar posibles nuevas presiones e impactos y evaluar los efectos de las ya identificadas, como la captura accidental, poniéndola en relación con los datos demográfico y de abundancia de la especie. Un conocimiento detallado de los patrones de presencia y distribución de los cetáceos en relación con las variables ambientales y las actividades de pesca pueden ayudar a identificar puntos críticos de conflictos entre cetáceos y pesquerías (Torres *et al.*, 2013) y, por lo tanto, ayudar la evaluación de las interacciones cetáceos-pesquerías (MacLeod *et al.*, 2008). Lamentablemente, por la falta de información sobre tasas de sobrevivencia y mortalidad, así como un estudio más extenso de las causas de la muerte de los cetáceos varados, siendo el porcentaje de necropsias efectuadas todavía muy baja, se desconoce la verdadera presión de la captura accidental sobre esta especie, así como los valores umbrales a partir de los cuales se deberían aplicar las medidas correctoras para alcanzar el BEA.



Criterio D1C2- Abundancia de la población

Por falta de información sobre la abundancia del delfín común en la DM sudatlántica en el momento de la elaboración del documento de la EI y definición del BEA, no se pudo evaluar el estatus del BEA para el criterio “1.2. Tamaño poblacional” que se consideró como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

En la actualidad todavía no se poseen estima de abundancia de la especie para la DM sudatlántica. Los proyectos realizados en el área pertenecen a proyectos dedicados y sistemáticos, desarrollados a grande escala en las aguas de la plataforma continental del Atlántico oriental europeo para obtener información sobre la distribución y la abundancia de cetáceos en estas áreas: SCANS II en el 2005 (Hammond *et al.*, 2013) y SCANS III, en el 2016 (Hammond *et al.*, 2017).

En el marco del proyecto SCANS II, el área del estudio del bloque W contiene la DM sudatlántica se extendió por 138.639 km², comprendiendo las aguas de la plataforma atlántica francés y española hasta el golfo de Cádiz. La estima de abundancia para el delfín común fue de 18.039 animales por km² (CV: 0,23) con una densidad de 0,130 individuos por km² (Hammond *et al.*, 2013). En el marco del proyecto SCANS III, el diseño de muestreo permitió dividir el área del bloque W a bloques más pequeños. La abundancia del delfín común en el bloque AA, que incluye aguas de la plataforma sur de Portugal y el golfo de Cádiz, se estimó en 18.458 animales (CV: 0,64; IC: 3.297 – 51.064) y densidad de 1.536 individuos por km² (Hammond *et al.*, 2017). Los pocos avistamientos registrados en el área, no permitieron obtener estimas muy robustas, presentando un IC muy grande, demasiado amplio para poder tomarlo como estima de referencia para medidas de conservación y para evaluación futuras del estatus de BEA de la especie.

Criterio D1C3- Características demográficas de la población

En el año 2012, cuando se recopiló la información para el documento de la EI y definición del BEA, se desconocían por completo las características demográficas de la población del delfín común de la DM sudatlántica. En ese documento se hizo referencia a características demográficas generales y no específicas, procedente de estudios desarrollados en áreas diferentes.

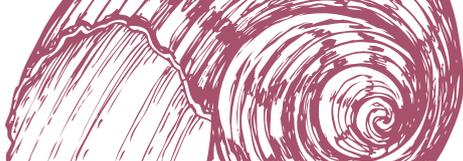
La inicial evaluación del estatus del BEA para el criterio “1.3. Condición de la población” en el caso del delfín común de la DM sudatlántica, fue **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

La falta de nueva información producida desde entonces sobre la estructura por tallas o clases de edad, proporción de sexos, así como tasa de natalidad, de mortalidad y de supervivencia, hace haya sido imposible valorar el estatus del criterio D1C3 para la UG10-DD población atlántica.

Criterio D1C4- Rango y patrón de distribución de la población.

En el documento de la EI y definición del BEA, se incluyen datos de distribución de los delfines comunes en la DM sudatlántica procedentes de un análisis conjunto a partir de muestreos realizados por diferentes entidades en actividad en las aguas andaluza (CAPMA, CIRCE, EBD-CSIC y Alnitak). Los datos de presencia/ausencia se relacionaron a una serie de covariables oceanográficas y geográficas y fisiográficas (temperatura superficial del mar, clorofila, batimetría, pendiente, etc.). La especie resultó preferir aguas someras de menos de 50 metros a lo largo de toda la plataforma continental del golfo de Cádiz, mientras estaría completamente ausente en aguas más profundas. Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.1. Distribución de las especies” en el caso del delfín mular como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

Por otro lado, el delfín común es una especie altamente móvil capaz de dispersión a larga distancia, confirmada por la falta de estructura poblacional fuerte observada entre las poblaciones del Atlántico norte y sur (Natoli *et al.*, 2006). A pesar de la presencia del estrecho de Gibraltar, las características oceanográficas del mar de Alborán son similares a las del océano Atlántico Norte Oriental. El frente de Almería-Orán, situado a 350 km en el mar Mediterráneo, representa una frontera poblacional y cambio oceanográfico real entre el oeste y el este del Mediterráneo (y del Atlántico) indicando la presencia inesperada de una población genéticamente diferenciada y discreta en ambas zonas. Mientras los delfines



comunes en el este del Mediterráneo se encuentran sobre todos en aguas costeras poco profundas, en las aguas del Atlántico y del Mediterráneo oeste generalmente se observan en aguas abiertas de la plataforma continental (López *et al.*, 2004; Cañadas *et al.*, 2005) y pueden haberse adaptado a hábitats similares, lo que puede facilitar el movimiento de individuos entre estas dos poblaciones (Natoli *et al.*, 2006).

Amaral *et al.* (2007) examinaron la estructura poblacional del delfín común en el noreste Atlántico mediante la comparación de secuencias de ADN de dos regiones mitocondriales (región de control y gen del citocromo b). En el análisis de las poblaciones del noreste Atlántico, encontraron evidencia de la existencia de algún nivel de diferenciación genética.

Por la falta de nueva información producida desde entonces específica por esta área que pueda mejor identificar los rangos de movimientos y los límites temporales y espaciales de presencia de esta unidad de gestión, diferenciándola del resto de las poblaciones del estrecho de Gibraltar, del mediterráneo y del resto de la península Ibérica atlántica, no ha sido posible evaluar el estatus del criterio D1C4 para la UG10-DD población atlántica.

Criterio D1C5- Hábitat de la especie

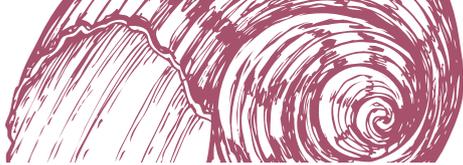
En el documento de la EI y definición del BEA se incluyen datos de uso del hábitat de delfines comunes procedentes de muestreos realizados por diferentes entidades en actividad en las aguas andaluzas (CAPMA, CIRCE, EBD-CSIC y Alnitak). La distribución espacial, se modelizó con el software MAXENT utilizando datos de presencia/ausencia en base a una serie de covariables oceanográficas y geográficas y fisiográficas (temperatura superficial del mar, clorofila, batimetría, pendiente, etc.). La distribución resultante de esta especie estaría explicada por un 68% por la batimetría del fondo, y en concreto en aguas somera de menos de 50 metros a lo largo de toda la plataforma continental del golfo de Cádiz, mientras estaría completamente ausente en aguas más profundas. Por otro lado, los estudios de (Natoli *et al.*, 2005; Natoli *et al.*, 2008) ponen en evidencia diferentes preferencias respecto al hábitat entre las aguas del Atlántico y del Mediterráneo oeste (aguas abiertas) y el este del Mediterráneo (aguas costeras poco profundas), explicadas como diferente explotación de recursos en las dos áreas (Natoli *et al.*, 2005). En el documento de EI del BEA no existe información específica sobre el estatus ambiental del criterio D1C5 para la UG10-DD población atlántica.

Recientemente, Baron *et al.*, (2015) realizaron el primer estudio en su género analizando biopsias de delfinidos del sur de la península ibérica, comparando la bioacumulación y la biomagnificación de los clásicos (PBDEs) y alternativos (HNS, HBB, PBEB, DBDPE, HBCD) piretardantes juntos a los MeO-OBDEs producidos naturalmente. Los delfines comunes del golfo de Cádiz enseñaron valores de contaminación ($n = 15$; PBDEs = 203; MeO-PBDEs = 225; HBCD = 30 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lw) inferiores a los encontrados en los delfines mulares de la misma área, pero parecidos a los registrados en los calderones comunes analizados. Por lo tanto, los valores de concentración así obtenidos pueden considerarse valores comparativos de base para futuros estudios indispensable para monitorizar eventuales cambios en los impactos antropogénicos en el área.

Marçalo *et al.* (2018) estudiaron la dieta de los delfines comunes en las aguas del noratlántico portugués y si esta se fue modificando paralelamente a la disminución de la sardina (*Sardina pilchardus*) y el aumento de la caballa del Atlántico (*Scomber colias*) y jurel (*Trachurus spp.*). Los resultados del análisis de los contenidos estomacales de 150 individuos varados entre 2010 y 2013, indican que a pesar de que la sardina sigue siendo la presa favorita se detecta un descenso de la presencia de esta presa, en consonancia con el reciente reclutamiento deficiente de la población. Los autores estimaron la cantidad de sardinias consumidas por el delfín común y concluyeron que, a pesar de las severas cuotas de captura de sardinias, la biomasa total eliminada por las pesquerías fue cinco veces mayor que la eliminación estimada por los delfines comunes.

La evaluación del estado del criterio D1C5 para la UG10-DD población atlántica, no ha podido realizarse ya que los datos con los que se contaba no fueron suficientes.

INTEGRACIÓN DE TODOS LOS CRITERIOS PARA EL DELFÍN COMÚN Y CONCLUSIÓN SOBRE EL BEA



En el caso de la UG10-DD población atlántica, no se pudo evaluar ninguno de los criterios debido a la falta de datos, por tanto tampoco ha sido posible aplicar el método de integración.

Orca (*Orcinus orca*) UG18-00 Golfo de Cádiz y aguas contiguas

Criterio D1C1- Mortalidad por captura accidental

En el documento de EI y definición del BEA la captura accidental debida a interacción con pesquería no se identificó como una de las presiones que esta especie podría sufrir en la DM sudatlántica. Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.3. Condición de la población” como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

La presa principal de las orcas (*Orcinus orca*) en el estrecho de Gibraltar y aguas adyacentes es el atún rojo (*Thunnus thynnus*). La pesquería española y marroquí de palangre para el atún comenzaron a operar en el estrecho de Gibraltar en 1994 (Srouf, 1994; De la Serna *et al.*, 2004), solo durante el verano (julio - agosto). Las orcas han estado interactuando con esta pesquería desde al menos 1999, y su distribución espacial y temporal está claramente relacionada con la presencia de barcos de palangre en el área durante los meses de verano (de Stephanis *et al.*, 2008; Esteban *et al.*, 2013).

Esteban *et al.* (2013) y Esteban *et al.* (2016b), describieron de forma detallada, las dos diferentes estrategias de alimentación de las cinco grupos de orcas estacionalmente residentes en estas aguas. Mientras todas cazan activamente en primavera, persiguiendo de forma cooperativa los atunes de uno en uno hasta su agotamiento (Guinet *et al.*, 2007), solamente dos interactúan con la pesquería de palangre (Esteban *et al.* 2013). En este último caso, las orcas patrullan el área de los barcos hasta que encuentran un pez enganchado en una línea y lo depredan antes de que los pescadores puedan traer el atún a la superficie (de Stephanis *et al.*, 2008; Esteban *et al.*, 2013), pudiendo provocar conflictos con los pescadores locales y causando hasta 14% de pérdidas a los mismos (Esteban *et al.*, 2016b). Diversos comentarios de casos de matanza de orcas por parte de pescadores en los últimos años se quedan como voces no confirmadas (Cañadas y de Stephanis, 2006), y todavía no se han registrado alguna muerte directa de estos animales debida a pescadores o artes de pesca.

Vázquez *et al.* (2014) en una revisión bibliográfica sobre captura accidental no encuentran en la DM sudatlántica ningún varamiento de orca con indicios compatibles con captura accidental entre 1996 y 2013. No existe ningún registro de varamientos de orcas ni en la base de datos BEVACET ni en la base de datos proporcionada por la comunidad autónoma de Andalucía en el periodo comprendido entre 2011-2017. En la recopilación de cetáceos varados proporcionada de la Junta de Andalucía en su informe anual de varamientos (Junta de Andalucía, 2017), tampoco hay registro de algún varamiento de orcas entre 2008 y 2017 a lo largo de toda la costa andaluza.

Por otro lado, las heridas causadas por anzuelos y líneas podrían llegar a causar daños graves en estos animales, sobre todos si acompañadas de infecciones o en el caso de individuos débiles. Sin embargo, la falta de observaciones directas y de información suficiente disponible no permite evaluar la real existencia y la entidad de este tipo de problema.

A raíz de los estudios publicados posteriormente, que han confirmado la evaluación inicial, se considera el estatus del BEA para el criterio D1C1 para la UG18-00 golfo de Cádiz y aguas contiguas **“ESTÁ EN BEA”**.

Criterio D1C2- Abundancia de la población

En el documento de EI y definición del BEA no se pudo evaluar el estatus del BEA sobre la abundancia de la UG18-00 golfo de Cádiz y aguas contiguas. Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.2. Tamaño de la población” como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

La presencia de las orcas en el estrecho de Gibraltar y aguas adyacente está relacionada con la de su presa principal, el atún rojo (*Thunnus thynnus*) (García Tiscar, 2009; Esteban *et al.*, 2013). Cinco grupos bien diferenciadas han sido identificadas en el golfo de Cádiz durante los meses de primavera (Guinet *et*



al., 2007; Esteban *et al.*, 2016a) y dos en el estrecho de Gibraltar durante los meses de verano (Esteban *et al.*, 2016a; Esteban *et al.*, 2016c).

Para el año 2011, la estima de abundancia actualizadas, a través de técnica de fotoidentificación, fue de aproximadamente 39 individuos, pertenecientes a todas las 5 grupos: 18 individuos en el grupo A, nueve en el B, seis en el C y otros 6 en el D, siendo un total de 21 individuos en el golfo de Cádiz (B, C, D) (Esteban *et al.*, 2016a; Esteban *et al.*, 2016b). La población parecía ser estable con estimas anuales ligeramente en aumento desde el 2005 (32 animales) por el nacimiento de nuevas crías, sin embargo, la población realmente estaba envejeciendo, al no sobrevivir las crías que nacieron después del 2007, después de su primer año de vida (Esteban *et al.*, 2016b). Actualmente parece que esta tendencia está cambiando ya que, después del 2011 se ha observado que 8 de las 10 crías nacidas consiguieron superar el primer año de vida (Otero *et al.*, 2018).

La abundancia de las orcas en las aguas del sur ibérico es en general extremadamente baja y al igual que otras poblaciones pequeñas, muestra tasas de crecimiento muy bajas, casi nulas en el caso de la comunidad del golfo de Cádiz.

La información disponible y específica sobre las orcas del golfo de Cádiz (grupos que no interaccionan con la pesquería) es muy limitada en comparación con los datos que se han producidos por las orcas residentes en el Estrecho. Las aguas más tranquilas de verano para muestreos científicos, la presencia de embarcaciones de *whale-watching* que pueden servir de plataformas de estudio oportunista y el rango de distribución relacionado a la presencia de las artes de pesca para el atún rojo, hacen el acceso y estudio de esta comunidad mucho más fácil.

Considerando entonces la falta de seguimiento sistemático de la comunidad de orcas en la DM sudatlántica, el número tan exiguo de individuos que la constituye, y los índices de crecimientos poblacionales prácticamente nulos (Esteban 2008, 2016a), la evaluación del estatus del BEA para el criterio D1C2 para la UG18-00 golfo de Cádiz y aguas contiguas que **NO ESTÁ EN BEA**.

Criterio D1C3- Características demográficas de la población

En el documento de EI y definición del BEA, se describen detenidamente las características demográficas de las orcas del golfo de Cádiz – estrecho de Gibraltar, siendo esta última entre las más estudiadas de las aguas españolas. Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.3. Condición de la población” como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

Además, se considera que los valores de las características demográficas a tomarse como referencias para estudios comparativos futuros deberían ser los estimados el estudio Esteban *et al.* (2016b) y no los incluidos en el documento de EI y definición del BEA, por no diferenciar entre la comunidad del estrecho de Gibraltar y del golfo de Cádiz, y por proceder de informes internos (únicos disponibles en aquel momento) y no de trabajos publicados en revistas científicas.

Esteban *et al.* (2016b) analizaron datos procedentes de avistamientos de la subpoblación de orcas del estrecho de Gibraltar y aguas adyacentes entre los años 1999 y 2011 con el fin de estimar las características demográficas en función de las dos técnicas de alimentación usada: caza activa sin interacción con la pesquería (NO INT) correspondientes a las orcas del golfo de Cádiz, o depredando en las artes de pesca (INT), correspondientes a las orcas del estrecho de Gibraltar. Los resultados pusieron en diferencias como el comportamiento de alimentación influyó en los parámetros vitales de los animales, tanto que las estimas demográficas entre INT y NO INT enseñaron diferencias significativas en muchos aspectos. Las tasas de supervivencia en los adultos presentaron valores similares a los encontrados en otras poblaciones (Olesiuk *et al.*, 2005; Kuningas *et al.*, 2013; Matkin *et al.*, 2014), pero más altas en los individuos que interaccionan con las artes de pesca (0,991, SE: 0,011) respecto a los que no (0,901, SE: 0,050). Esteban *et al.* (2016b) solo se pudo estimar la supervivencia juvenil para los individuos que interactúan en 0,966 (SE = 0,024), porque solo se observaron un juvenil y una cría entre los individuos que no interactúan. Cuando en el 2005, la pesquería de atún rojo con palangre se volvió inoperativa o con poco esfuerzo pesquero, la tasa de supervivencia de los neonatos bajó hasta cero: ninguna de las crías INT



sobrevivió después de 2005. Esteban *et al.* (2016b) estimó la tasa de parto se en 0,22 (SE: 0, 02) para los individuos que interactúan, significativamente mayor de la estima producida por los que no interactúan (0,02, SE: 0,01). Mientras que la tasa de partos para los INT fue similar a otras poblaciones de orcas (Matkin *et al.*, 2014; Tixier *et al.*, 2014) la tasa de partos para NO INT fue incluso más baja que los individuos no depredadores en las Islas Crozet (Tixier *et al.*, 2014), una población que se considera tener una tasa reproductiva muy baja. El intervalo de parto, que solo se pudo calcular para los grupos INT del estrecho de Gibraltar, fue de 7 años y la tasa de crecimiento de la población fue positiva en el 4% para los individuos INT, mientras no se observó algún crecimiento en el caso de los individuos NO INT (Esteban *et al.*, 2016b). Estas diferencias en los parámetros demográficos fueron relacionadas por los autores al acceso de atunes más grandes a través de la depredación por parte de las orcas del estrecho de Gibraltar. Esteban *et al.* (2016b) concluye que las orcas necesitarían más atún para cubrir sus necesidades energéticas diarias mientras cazan activamente. La técnica de alimentación por interacción con pesquería resulta entonces más eficaz, en términos de energía adquirida a menor esfuerzo, y más ventajosa por favorecer mejores tasas de supervivencia y reproducción. Las orcas del golfo de Cádiz, entonces, resultaron estar justo por debajo de la tasa de crecimiento estable, con casi ningún reclutamiento en 12 años y una menor supervivencia de los adultos, lo que las pone en mayor riesgo debido a la ya muy baja cantidad de animales que componen esta comunidad, 21 individuos (Esteban *et al.*, 2016b)..

La población de orcas del estrecho de Gibraltar – golfo de Cádiz se caracteriza por tener una estructura social matriarcal muy fuerte, estable, bien estructurada, con interacciones entre diferentes grupos sociales. En Esteban *et al.* (2016c), se identificaron 5 grupos, 4 de los cuales (A1, A2, B, y C) presnetaron asociaciones entre ellos y ningún tipo de contacto con el quinto (D). La grupo A era el único que a principio de los años 2000 interactuaba con la pesquería de palangre. Luego se separó en dos grupos socialmente diferenciadas (A1 y A2), cada un manteniendo esa misma estrategia de alimentación en las aguas del estrecho de Gibraltar (Esteban *et al.*, 2016a). Los autores del trabajo propusieron que la estructura social en esta subpoblación sea el resultado combinado de parentesco materno y comportamiento de alimentación. Los autores observaron que todos los miembros de las mismos grupos actúan siguiendo la misma estrategia de alimentación. Todos los individuos de los grupos A1 y A2 se observaron cazando atún activamente, así como interactuando con la pesquería de palangre anualmente durante el verano. Los grupos B, C y D fueron vistas en el golfo de Cádiz solamente cazando activamente: los grupos C y D solo en primavera, mientras que el grupo B tanto en primavera como en verano. Las diferencias en las estrategias de alimentación se atribuyeron a una combinación de transmisión vertical y horizontal con individuos que alinean su comportamiento con el de otros miembros del grupo (Boyd y Richerson, 1985). En particular, todos los miembros del grupo A interactuaban con la pesquería de palangre ya en 1999, lo que indica que este comportamiento se extendió por toda el grupo en menos de una generación después de que la pesquería de palangre comenzara en 1995 (Esteban *et al.*, 2016c). La uniformidad dentro de cada grupo y diferenciación entre los diferentes grupos en este comportamiento de reciente adquisición es consistente (pero no prueba de) con la transmisión selectiva a través del aprendizaje social (Galef, 1992).

En correspondencia de la disminución del stock de atún rojo entre el 1980 y 1990, cuando alcanzaron la mitad del tamaño del stock inicial (Taylor *et al.*, 2011), algunas orcas pueden haber aprovechado la oportunidad de superar la baja abundancia de atún a través de la depredación directa en las pesquerías de palangre. Sin embargo, cuando las poblaciones alcanzaron sus niveles más bajos en 2005 (Taylor *et al.*, 2011), ni si quiera los grupos depredadores pudieron hacer frente a la disponibilidad muy baja de presas, y como resultado, el reclutamiento de nuevos individuos iniciado anteriormente se detuvo. Si las hembras preñadas y lactantes no tenían acceso a suficientes atunes para satisfacer sus necesidades energéticas, la privación de alimentos promovería el metabolismo de reserva de lípidos, liberando a la circulación contaminantes (O'Shea y Brownell Jr, 1994; Aguilar *et al.*, 1999). Esto podría ser descargado en las crías a través de la lactancia y afectar así la supervivencia de la descendencia. Por otra parte, la reestructuración del grupo debido a su división en dos A1 y A2, y la adquisición por ambas de la técnica de alimentación individual directamente en los palangres podría representar un signo de una fuerte plasticidad de comportamiento y adaptabilidad a las nuevas condiciones ambientales (Esteban *et al.*, 2016c).

Los resultados proporcionados en especial por los autores Esteban *et al.*, 2106a, b, c, identificaron entonces la comunidad de orcas en las aguas del golfo de Cádiz como una UG caracterizada por una fuerte criticidad en termino de parámetros demográficos, sin indicios actualmente conocidos de una próxima e



inminente recuperación, sobre todo considerando la progresiva disminución de su alimento principal y los gastos energéticos necesarios para su adquisición. Por esta razón, se considera que la unidad de gestión UG18-00 golfo de Cádiz y aguas contiguas **NO ESTÁ EN BEA**.

Criterio D1C4- Rango y patrón de distribución de la población

En el momento de elaborar el documento de EI y definición del BEA, no se pudo evaluar este criterio por falta de información sobre. Durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas se diagnosticó el estado para el criterio “1.1. Distribución de las especies” en el caso del rorcual común como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

Mientras las orcas se observan en primavera sobre todos localizadas en el golfo de Cádiz (Guinet *et al.*, 2007; Garcia Tiscar, 2009), en verano se registran principalmente en el estrecho de Gibraltar. En los últimos años los resultados de nuevos estudios publicados proporcionaron, por un lado información valiosa sobre la distribución de las orcas de las aguas del sur ibérico y, por otro abriendo muchos y nuevos interrogantes.

Estudios genéticos demostraron que las orcas que estacionalmente residen en las aguas del estrecho de Gibraltar y del olfo de Cádiz son significativamente diferentes de otras poblaciones en el Atlántico nororiental (Mar del Norte, Islandia y Noruega), y genéticamente pertenecientes a la misma población que las orcas muestreadas en las islas Canarias (Foote *et al.*, 2011). En realidad, la comparación de las fotografías de los individuos vistos en las aguas sur de la península ibérica y las de Canarias pudo comprobar que no se registraron recapturas, y que por lo tanto no están relacionadas socialmente. Sin embargo, sí existen recapturas de algunos individuos de las orcas del estrecho de Gibraltar y del golfo de Cádiz que han sido fotografiados en Galicia (Mártinez-Cederia, com. per.) y Euskadi (Louzao, com.per.). Además, las diferencias encontradas en las proporciones de isótopos estables de carbono y nitrógeno (Garcia Tiscar, 2009) y la carga parasitaria (Mackenzie, 1999; Dwyer y Visser, 2011) entre las poblaciones del estrecho de Gibraltar e de las Islas Canarias sugiere que se trata de poblaciones no cohesivas que se mueven en ambientes ecológicos totalmente distintos (Esteban *et al.*, 2016c). La revisión del material genético, llevada a cabo por Esteban *et al.* (2016c), reveló que la falta de haplotipos motogénomicos compartidos entre los individuos encontrados en Canarias y los del sur Ibérico indica que hubo poca o ninguna migración femenina entre los grupos, y que cualquier migración tiene que ser vía flujo génico a través machos durante raras asociaciones a corto termino (Hoelzel *et al.*, 2007; Pilot *et al.*, 2010; Foote *et al.*, 2011). El análisis de parentesco tampoco detectó parientes cercanos entre ellos, y bajo flujo genético (Esteban *et al.*, 2016c). Por lo tanto, las orcas que reside estacionalmente en las aguas del golfo de Cádiz y del estrecho de Gibraltar se encuentra aisladas y por eso diferenciadas reproductivamente, socialmente y ecológicamente de resto de las poblaciones del noratlántico, tanto que, a fines de conservación, pueden considerarse una subpoblación independiente (Foote *et al.*, 2011; Esteban *et al.*, 2016c).

Por otro lado, dentro de dicha subpoblación se distinguieron dos comunidades de orcas diferenciadas por rango de distribución espacial y temporal. Mientras que en los meses de primavera las orcas visitan las aguas del Golfo de Cádiz, en los meses de verano se pueden encontrar en correspondencia de las aguas del estrecho de Gibraltar (de Stephanis *et al.*, 2008; Esteban *et al.*, 2013; Esteban *et al.*, 2016a; Esteban *et al.*, 2016b; Esteban *et al.*, 2016c). La presencia de un grupo (B) que se vió en ambas áreas (Esteban *et al.*, 2016a), hace que la distinción de esta sub-población en dos comunidades geográficamente distintas en dos demarcaciones diferentes sea mucho más compleja y no limitante.

Las orcas del golfo de Cádiz y aguas contiguas (incluyendo el estrecho de Gibraltar) se describe como una sub-población pequeña, con un rango de distribución limitado y también localizado en áreas de grande impacto antropogénicos, de la que se conoce solamente su presencia en estas aguas durante una ventana de tiempo muy estrecha sin conocer la extensión verdadera de su rango de distribución durante los otros meses del año. Además, son pocos los estudios exclusivos realizados sobre la comunidad del golfo de Cádiz. Todos esos aspectos hacen que la actual información no sea suficiente para poder evaluar el estatus de las orcas (UG18-00 golfo de Cádiz) en la DM sudatlántica.



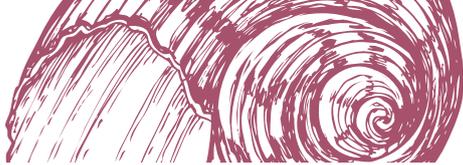
Criterio D1C5- Hábitat de la especie

En el documento de EI y definición del BEA, se utilizó la información procedente de los muestreos realizados por las asociaciones CAPMA, CIRCE, Fundación Loro Parque, La Universidad Autónoma de Madrid, UAM, y la EBD-CSIC, para modelar la distribución espacial de la especie en la DM sudatlántica, en base a covariables fisiográficas, oceanográficas y geográficas (directrices de la Decisión de la Comisión 2012/477/EU). Se analizó su presencia en los dos momentos coincidentes con la caza que desarrollan las orcas en la región, es decir, entre los meses de febrero y junio (primavera), y entre junio y noviembre (verano-otoño). Durante la primavera, la batimetría del fondo y su orografía resultaron ser la covariante que mejor explican la distribución de la especie (47% y 22% respectivamente), encontrándose una mayor densidad en concurrencia de cañones submarinos. Durante el verano, la distribución de las orcas en el golfo de Cádiz estaría mayormente explicada por la clorofila y pendiente del fondo (46% y 33%, respectivamente), con densidad más elevada en correspondencia de montañas submarinas donde el cambio brusco de profundidad atrae los atunes a la superficie (De la Serna *et al.*, 2004) y la concentración de clorofila atrae a su vez a las gambas rojas o camarones.

Esteban *et al.* (2013) estudiaron la distribución de las orcas en las aguas del sur ibérico modelizando datos de 11.276 avistamientos registrados entre 2002 y 2012 con diferentes variables ambientales, tanto en primavera como en verano. Los resultados respaldan los estudios anteriores (de Stephanis *et al.*, 2008), describiendo la presencia de esta especie sobre todos en el área del golfo de Cádiz en primavera y en el estrecho de Gibraltar en verano. Además, los autores identificaron áreas de alta densidad también en las aguas marroquí y del sur de Portugal en primavera. Los modelos obtenidos evidenciaron como la distribución de la especie se encuentre estrictamente relacionada a la presencia y movimiento del atún rojo del Atlántico. En primavera, cuando el atún rojo entra en el mar Mediterráneo (Cetti, 1777; Sella, 1929; Rodríguez-Roda, 1964) las orcas se localizan de forma preferencial en coincidencia de aguas de profundidad entre 0 y 950 m con un patrón de aumento lineal hacia aguas menos profundas y entre 8,58 y 48W, en coincidencia de cañones submarinos. La técnica de caza observada por parte de las orcas se reconduce a un modelo de verdadera “persecución”. Las orcas se quedan a profundidad relativamente someras en el golfo de Cádiz, en correspondencia de los cañones esperando la llegada de un banco de atunes, para luego perseguirle activamente y en cooperación hasta el agotamiento físico de la presa (Guinet *et al.*, 2007). En contras, en primavera-verano, la distribución de la orca se restringe más bien dentro del Estrecho, en coincidencia con regreso del atún rojo al océano Atlántico (Lozano, 1958; Aloncle, 1964; Rodríguez-Roda, 1964; de Stephanis *et al.*, 2008) y con el inicio anual de la actividad pesquera de palangre (Srour, 1994; De la Serna *et al.*, 2004).

En el documento de EI y definición del BEA, se identificó un exhaustivo listado de amenazas a que esta población puede estar sometida, desde las muchas formas de degradación de su medio, incluyendo el deterioro de su hábitat, cambios en la disponibilidad de presas, incremento de la exposición a contaminantes e interacción con el hombre. A pesar de que se describió el hábitat de residencia de esta población como en estado crítico por sus fuertes presiones, durante el proceso de desarrollo de los programas de medidas la única presión que se calificó como de importancia alta fue “Colisión con barcos”.

Recientes estudios toxicológicos pusieron en evidencia la fuerte presión de los contaminantes sobre esta comunidad. Jepson *et al.* (2016) Publicaron los resultados de un estudio a gran escala sobre el impacto de PCB en las orcas y otros delfines de las aguas europeas, identificando el sur de la península ibérica como un *hotspot* de concentración de PCB. Los niveles encontrados en las orcas del estrecho de Gibraltar y aguas adyacentes fueron muy superiores a todos los límites de toxicidad conocidos para mamíferos marinos para la especie, y entre los más altos registrados globalmente en cetáceos (Aguilar y Borrell, 1994). Las concentraciones medias encontradas en las hembras adultas de las orcas del estrecho de Gibraltar y aguas adyacentes (215,4 µg/kg lw) fueron superiores a los valores registrados en hembras de la Columbia Británica (Ross *et al.*, 2000; Houde *et al.*, 2005). Cuando una hembra se reproduce los niveles de PCBs normalmente disminuyen drásticamente debido al descarga maternal durante la gestación y lactancia (Kannan *et al.*, 2000; Wells *et al.*, 2005; Borrell y Aguilar, 2007). Las altas concentraciones encontradas en las hembras de las orcas son consistentes con casos de fracaso reproductivo por lo menos en algunos individuos o por re-acumulación a través de dieta en algunas post-parturientes y senescencia reproductiva (Ross *et al.*, 2000).



Un estudio aún más alarmante de (Desforges *et al.*, 2018) predice el colapso global de la población de orcas por contaminación por PCB, describiéndola como una de las especies de mamíferos más contaminada al mundo. A pesar de la prohibición casi global de los PCB hace más de 30 años, las orcas ilustran a nivel mundial la persistente presencia de este contaminante, con concentraciones de PCB tan altas como 1.300 mg / kg lw (Krahn *et al.*, 2004). Los valores más bajos se registraron en la Antártida, <10 mg / kg lw (Krahn *et al.*, 2008), mientras los más altos, por encima de 500 mg / kg lw, se registraron en individuos cerca de las áreas altamente industrializadas del estrecho de Gibraltar, Reino Unido, y del Pacífico nororiental (Ross *et al.*, 2000; Krahn *et al.*, 2007; Jepson *et al.*, 2016). Considerando los efectos negativos que los PCB pueden tener en estos animales, limitando su éxito reproductivo y, en consecuencia, reducir también la descarga materna de PCB, el pronóstico de los modelos elaborado por los autores para los próximos 100 años predice que las poblaciones de orcas cerca de las regiones industrializadas, y aquellas que se alimentan en niveles tróficos altos, independientemente de la ubicación, tienen un alto riesgo de colapso de la población. A pesar de que este estudio enseñe una tendencia preocupante para esta especie, los resultados cuantitativos deben considerarse con cautela, ya que los modelos utilizados para las predicciones no son muy robustos.

Por otro lado, el atún muestreado en el área presentó altos niveles de contaminantes (Sprague *et al.*, 2012) y, por lo tanto, las orcas ya se alimentan principalmente de animales ya contaminados.

El agotamiento de la presa, definido en la primera evaluación del estado ambiental de la especie en la demarcación de importancia baja, representa realmente una presión de gran gravedad para las orcas del estrecho de Gibraltar y aguas adyacentes. La conservación de estos animales depende también de la disponibilidad adecuada de su alimento. El stock de atún rojo ha disminuido en las últimas dos décadas, y aunque parece que se está recuperando en los últimos años (ICCAT, 2014) gracias a la introducción de nuevas medidas de gestión. El agotamiento de la presa puede obligar a los animales a pasar más tiempo buscando alimento, lo que podría provocar estrés energético y nutricional y la consiguiente reducción de las tasas reproductivas y el aumento de las tasas de mortalidad. Cualquier disminución en la abundancia de atún podría poner esta subpoblación en mayor riesgo.

El estrecho de Gibraltar es una zona con tráfico marítimo intenso, por presencia constante y en continuo aumento de barcos comerciales, de embarcaciones dedicadas al avistamiento de cetáceos, de ferris y barcos deportivos, con la consecuente presión que todo esto pueda tener sobre la especie. Además, como resultado del intenso tráfico marítimo, el estrecho de Gibraltar es un área de alto ruido con valores que rondan los 112,5 dB re: 1 μ Pa rms, 10–585 Hz (Castellote *et al.*, 2012a). Esto puede afectar la distribución y la disponibilidad del atún, siendo este muy sensible al ruido a que reacciona con una respuesta de escape similar al comportamiento antidepredador (Sarà *et al.*, 2007). El ruido también podría afectar las comunicaciones de las orcas y su capacidad para cazar activamente (Foote *et al.*, 2004; Williams *et al.*, 2014).

Considerando el efecto acumulativo de todas las presiones identificadas en esa área, algunas de las cuales enseñan niveles muy preocupantes para la supervivencia y éxito reproductivo de esta, ya pequeña, comunidad de orcas, se necesitan acciones urgentes para asegurar su conservación. La evaluación del estado para el criterio D1C5 de la UG18-00 golfo de Cádiz y aguas contiguas es que **NO ESTA EN BEA**.

INTEGRACIÓN DE TODOS LOS CRITERIOS PARA LAS ORCAS Y CONCLUSIÓN SOBRE EL BEA

En el caso de la UG10-00 ORCA atlántica 3 criterios han sido evaluados como “NO ESTA EN BEA”. Por lo tanto, de acuerdo con el método OOA0, el resultado integrado para la UG18-00 golfo de Cádiz y aguas contiguas es que **NO ESTÁ EN BEA**.



Rorcual común (*Balaenoptera physalus*) -UG22-BP población atlántica

Criterio D1C1- Mortalidad por captura accidental

En el documento de EI del BEA no existe información específica sobre el estatus ambiental para el criterio D1C1 de la UG22-BP población atlántica. Los datos de los que se dispone sobre las presiones antropogénicas que pueden afectar el rorcual común (*Balaenoptera physalus*) en la DM sudatlántica no indican interacción con pesquería en relación a capturas accidentales.

Vázquez *et al.* (2014) en una revisión bibliográfica sobre captura accidental indican que entre 1996 y 2013 el 15,4% de los rorcuales comunes varados en la DM sudatlántica presentaron indicios compatibles con captura accidental. No existe ningún registro de varamientos de rorcuales comunes con signos compatibles con captura accidental en la base de datos BEVACET para el área de Cádiz y Huelva, ni en la base de datos proporcionada por la comunidad autónoma de Andalucía en el periodo comprendido entre 2011-2017. En los informes anuales sobre cetáceos varados que la Junta de Andalucía publica desde el 2008 publica anualmente en su página web (Junta de Andalucía, 2017), e indica que entre el 2008 y se atendieron un total de 304 varamientos de cetáceos en la DM sudatlántica, de los cuales 6 fueron del rorcual común. Ninguno de los tres individuos necropsiados de esta especie reveló interacción con artes de pesca.

El estatus del criterio D1C1 para la UG22-BP población atlántica no se pudo evaluar ya que los datos disponibles eran insuficientes.

Criterio D1C2- Abundancia de la población

En el documento de EI del BEA del primer ciclo de estrategias, no existe información específica sobre el estatus ambiental del criterio D1C2 para la UG22-BP población atlántica.

Tampoco existe información actualizada sobre este criterio relativo al área de la DM sudatlántica entre 2011 y 2017.

Considerando la falta de información actualmente no puede realizarse una actualización del estado del criterio D1C2 para la UG22-BP población atlántica.

Criterio D1C3- Características demográficas de la población

En el documento de EI del BEA del primer ciclo, no existe información específica sobre el estatus ambiental del criterio D1C3 para la UG22-BP población atlántica.

Tampoco existe información actualizada sobre este criterio relativo al área de la DM sudatlántica entre 2011 y 2017.

Considerando la falta de información actualmente no puede realizarse una actualización del estado del criterio D1C3 para la UG22-BP población atlántica.

Criterio D1C4- Rango y patrón de distribución de la población

En el documento de EI del BEA no existe información específica sobre el estatus ambiental del criterio D1C4 para la UG22-BP población atlántica.

Los resultados de estudios acústicos en la zona parecen indicar que los rorcuales se detectan regularmente en el golfo de Cádiz en invierno (Castellote *et al.*, 2012b). En el reciente estudio de Gauffier *et al.* (2018), se analizaron 15 años de observaciones directas, combinando muestreos de identificación fotográfica realizados desde barcos y desde tierra para caracterizar temporalmente y espacialmente la migración de los rorcuales comunes a través del estrecho de Gibraltar. Estos autores sugirieron una migración bidireccional de una pequeña comunidad de rorcuales comunes a través del estrecho de Gibraltar, con una notable direccionalidad estacional. Todas las ballenas viajaron hacia el océano Atlántico entre mayo y octubre, y el 69% hacia el mar Mediterráneo entre noviembre y abril. Se observaron los



rorcuales jóvenes salir del mar Mediterráneo principalmente entre mayo y julio, sugiriendo que al menos parte de esta comunidad cría en el Mediterráneo.

La falta de información actualizada y los debates todavía en curso sobre los rangos de distribución temporales y espaciales en el área, así como sobre las tendencias de recuperación post-caza ballenera y los efectos constantes del alto tráfico marítimo a que esta población está sometida, hace imposible llegar a ninguna conclusión clara sobre este criterio.

Criterio D1C5- Hábitat de la especie

En el documento de EI del BEA no existe información específica sobre el estatus ambiental del criterio D1C5 para la UG22-BP población atlántica.

En el informe anual de varamiento de la Junta de Andalucía (Junta de Andalucía, 2017), se informa que entre el 2008 y 2017 se registraron 6 varamientos de rorcual común, y que dos de los tres individuos necropsiados de esta especie revelaron como causa de muerte colisión con embarcaciones.

Si bien la incidencia de esta amenaza no parece ser suficiente para que sea un problema a nivel poblacional, la IWC en sus informes anuales dedica una mención especial al estrecho de Gibraltar y sus aguas contiguas, por ser una de las áreas con más alta densidad de tráfico marítimo a nivel mundial, y paralelamente por albergar una alta concentración de biodiversidad de cetáceos (IWC/ACCOBBAMS, 2011).

Debido a la especial sensibilidad de las especies a las colisiones con embarcaciones, al ruido submarino y al intenso tráfico marítimo a través del estrecho de Gibraltar, la especie ha sido reconocida como especialmente vulnerable a choques de barcos y ruido submarino (Laist *et al.*, 2001; Panigada *et al.*, 2006; Castellote *et al.*, 2012b). A estos factores, se añaden como fuente de perturbación, las explosiones sísmicas utilizadas para la exploración de petróleo y gas que pueden también condicionar el normal desarrollo de las actividades de alimentación o de cría (Castellote *et al.*, 2012b). Además, la actividad de observación de cetáceos no regulada y en expansión (Airoldi *et al.*, 1999) y la perturbación acústica relacionada pueden conducir potencialmente a resultados negativos imprevistos.

Debido a su tamaño y su relativa rapidez de nado, los rorcuales comunes grandes no tienen depredadores significativos, a excepción de la orca (*Orcinus orca*), tanto que los signos de sus ataques se pueden ver a menudo marcados en las aletas dorsales.

Todavía se desconocen la real entidad de estas presiones en su conjunto y sus efectos sobre la población de rorcuales comunes en esta demarcación. Mientras algunas se consideran actualmente no peligrosas, como la contaminación y el agotamiento de sus presas, otras en contras han sido evaluada como potencialmente problemáticas, como la colisiones con buques, y finalmente por otras no se tiene información suficiente, como la perturbación causada por el ruido generado por embarcaciones de distintos tipos, la pérdida o degradación del hábitat, los desechos marinos, las enfermedades.

Por ello, siguiendo el principio de precaución, se concluye que el estatus del criterio D1C5 para la UG22-BP población atlántica es **“NO ESTÁ EN BEA”**.

INTEGRACIÓN DE TODOS LOS CRITERIOS PARA EL DELFÍN MULAR Y CONCLUSIÓN SOBRE EL BEA

En el caso de la UG22-BP población atlántica, salvo para el caso del criterio D1C5 (criterio secundario) que se considera que “NO ESTÁ EN BEA”, el resto de criterios evaluados se clasificaron como con “DATOS INSUFICIENTES”. Por lo tanto, la integración de los criterios para esta UG no puede realizarse por falta de datos.

INTEGRACIÓN A NIVEL DE GRUPOS Y DEMARCACIÓN

Teniendo en cuenta las lagunas de información que existen para el grupo de mamíferos marinos, se ha decidido hacer una primera fase de integración para la evaluación del estado ambiental a nivel de cada elemento, mediante la agregación de la información de los diferentes criterios siguiendo en el método OOA0 (Prins *et al.*, 2014) ya que se basa en el principio de precaución. El resultado de la actualización de la EI se resume en la Tabla 14. En cuando a la definición del BEA, se han adoptados nuevas definiciones para cada uno de los criterios en base a las recomendaciones de la Decisión (UE) 2017/848 de la Comisión.



Debido a las grandes lagunas de información se ha decidido no establecer ninguna definición del BEA a nivel de la DM sudatlántica.

Tabla 14. Resumen de la actualización de la EI de los elementos y UGs seleccionadas para la DM sudatlántica. Las UGs con texto rojo se consideraron como “secundarias” (documento Programa de Seguimiento). Para mostrar la conclusión del BEA, tanto para cada criterio como para el resultado del proceso de integración (método OOA: “one out all out), se ha utilizado un código de colores; rojo, “NO ESTÁ EN BEA”, gris, “DATOS INSUFICIENTES” y verde, “ESTÁ EN BEA”.

CARACTERÍSTICA	ELEMENTO	UNIDAD DE GESTIÓN	CRITERIO					
			D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5	UG
ODONTOCETOS PEQUEÑOS	Delfín mular (<i>Tursiops truncatus</i>)	UG4:TT aguas plataforma golfo de Cádiz						
	Delfín común (<i>Delphinus delphis</i>)	UG10: DD población atlántica						
ODONTOCETOS DE AGUAS PROFUNDAS	Orca (<i>Orcinus orca</i>)	UG18: OO golfo de Cádiz y aguas contiguas						
INTEGRACIÓN DEL GRUPO ODONTOCETOS PEQUEÑOS								
MISTICETOS	Rorcual común (<i>Balaenoptera physalus</i>)	UG21: BP población atlántica						
INTEGRACIÓN DEL GRUPO MISTICETOS								
INTEGRACIÓN A NIVEL DE LA DM SUDATLÁNTICA								

En la Tabla 14 se resumen los resultados del proceso de integración a nivel de UG y a nivel de grupo de especies de mamíferos marinos para la DM sudatlántica. De los 3 elementos y 3 UGs que componen el grupo de pequeños odontocetos para la DM sudatlántica, en el caso de la UG4-TT aguas plataforma golfo de Cádiz y la UG18-OO golfo de Cádiz y aguas contiguas el resultado de la integración es “NO ESTÁ EN BEA”. Salvo en el caso del criterio D1C1 de la UG18-OO golfo de Cádiz y aguas contiguas que está calificado como “ESTA EN BEA”, en el resto de criterios para las 3 UGs, no pudo evaluarse debido a que los datos eran insuficientes. El resultado integrado a nivel de grupo de cetáceos pequeños el resultado sería “NO ESTÁ EN BEA”. Por último, en el caso del grupo de los misticetos solo hay 1 elemento (rorcual común) y 1 UG (UG21-BP población atlántica) a evaluar. Salvo en el caso del criterio D1C5 donde la calificación es de “NO ESTÁ EN BEA”, en el resto de criterios la calificación es “DATOS INSUFICIENTES”. Teniendo en cuenta que el único criterio calificado como “NO ESTÁ EN BEA” es un criterio secundario para la UG21-BP población atlántica, la integración no ha podido realizarse ya que no se dispone de los datos suficientes. El resultado de la integración de la evaluación del EA a nivel de la DM sudatlántica es “NO ESTÁ EN BEA”.



3.1.3. Reptiles marinos

3.1.3.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados

Elementos evaluados y áreas de evaluación:

Los reptiles marinos se encuentran representados en Europa únicamente por el grupo funcional de las tortugas marinas. Este grupo es importante por dos motivos. En primer lugar, presentan ciclos biológicos complejos que implican migraciones de miles de kilómetros, así como usos de hábitats muy diferentes. En consecuencia, sus poblaciones son muy vulnerables a la actividad humana. En segundo lugar, varias de las especies presentes en aguas europeas están incluidas anexo II de la Directiva 92/43/CEE, pudiendo incluirse además otras especies relacionadas en el anexo IV de la citada directiva o bien en acuerdos regionales como la Convención de Barcelona y Convención para la Protección del Medio Ambiente Marino del Atlántico del Nordeste (OSPAR, por sus siglas en inglés). El anexo II de la Directiva 92/43/CEE incluye a la tortuga boba, considerada además como especie prioritaria. El anexo IV incluye también a la tortuga verde, la tortuga lora, la tortuga carey y la tortuga laúd. El apéndice II de la Convención de Berna incluye estas mismas especies.

De acuerdo con la información biológica y ecológica disponible, consideramos que sólo tiene sentido incluir a la tortuga boba (*Caretta caretta*) y a la tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*) como especies indicadoras para la evaluación del grupo funcional de tortugas marinas en la DM sudatlántica. No existe nidificación de ninguna especie de tortuga marina en la DM sudatlántica (Carreras *et al.*, 2018), por lo que los únicos hábitats empleados por el grupo funcional en la Demarcación son marinos. Los ejemplares de tortuga boba presentes en la DM Sudatlántica son juveniles e inmaduros procedentes de las tres Unidades Regionales de Gestión, URG definidas para la especie en el Atlántico norte, aunque sólo el 20% procede del Mediterráneo (Monzón-Argüello *et al.*, 2010; Carreras *et al.*, 2006 y 2011; Clusa *et al.*, 2014; Shamblin *et al.*, 2014). Los datos disponibles no permiten conocer con precisión la contribución de las dos URG del Atlántico, pues sólo se han publicado datos obtenidos mediante marcadores mitocondriales incapaces de discriminar entre ellas (Revelles *et al.*, 2007). De todos modos, los modelos de dispersión desde Cabo Verde (Monzón-Argüello *et al.*, 201) sugieren que menos del 20% de las tortugas de dicha población utilizan la DM sudatlántica como zona de alimentación. Los ejemplares de tortuga laúd presentes en la DM sudatlántica son inmaduros y adultos. Los pocos datos de telemetría satelital existentes sugieren que proceden de la URG del Atlántico Nororiental (Eckert, 2006).

Hasta la realización del censo de ACCOBAMS en 2018 no existían más datos sobre la distribución de las tortugas marinas en la DM sudatlántica que los revelados por la telemetría satelital, correspondiente en todos los casos a ejemplares en tránsito hacia otras zonas (Cejudo *et al.*, 2006; Eckert *et al.*, 2006; Eckert *et al.*, 2008). A la falta de la publicación de los resultados definitivos, la información disponible hasta el momento sobre dicho censo (<https://www.accobams.org/wp-content/uploads/2019/04/06-Espagne-IEO-Final-Report-Surface-pelagic-longline-Alboran.pdf>) sugiere una distribución homogénea de la tortuga boba en la DM sudatlántica. En dicho censo no ha detectado la presencia de la tortuga laúd en la DM sudatlántica.



Criterios aplicables para el descriptor

CRITERIO	INDICADOR	ELEMENTO
D1C1: Mortalidad por captura accidental.	NA. Tasa anual de mortalidad	<ul style="list-style-type: none"> tortuga boba (<i>Caretta caretta</i>) tortuga laúd (<i>Dermochelys coriacea</i>)
D1C2: Abundancia de la población.	NA. Densidad de ejemplares por kilómetro cuadrado.	
D1C3: Características demográficas de la población.	CRITERIO SECUNDARIO NO EVALUADO	
D1C4: Rango y patrón de distribución de la población.	NA. Área de la superficie marina donde se detecta cada especie	
D1C5: Hábitat de la especie	NA. La temperatura superficial del mar como indicador de la calidad del hábitat oceánico en la DM sudatlántica.	

Con las matizaciones expuestas a continuación:

Resulta imposible proporcionar un valor umbral para la mortalidad causada por la captura accidental, pues se desconoce qué proporción de los juveniles de cada una de las URG de cada una de las dos especies que penetra en la DM sudatlántica. En realidad, sería mucho más útil estimar directamente la tasa de mortalidad anual y asumir un umbral de 0,2, pues los modelos disponibles para las URG del Atlántico Nororiental y del Mediterráneo de la tortuga boba permiten concluir que una tasa anual de mortalidad inferior a dicho umbral para los juveniles comprendidos entre 40 y 70 cm de longitud curva de caparazón resulta siempre compatible con el crecimiento de la población (Crouse *et al.*, 1987; Heppell *et al.*, 2002 y 2003; Casale y Heppell *et al.*, 2016). No existe ningún modelo demográfico para la tortuga laúd que permita fijar dicho umbral, a menos que se le aplique el mismo que a la tortuga boba.

En cualquier caso, no existen datos que permitan evaluar ni la tasa de mortalidad por captura accidental ni la tasa de mortalidad anual de ninguna de las dos especies (D1C1). Tampoco existen datos que permitan evaluar las características del hábitat (D1C5) de ninguna de las dos especies de tortugas marinas consideradas. Es necesario esperar a la publicación de los resultados finales del censo realizado en 2018 por ACCOBAMS para poder tener la primera estima de densidad (D1C2) de tortugas marinas en la Demarcación, aunque no es posible dar ningún valor de referencia debido a la ausencia previa de datos sobre densidad en la DM. Además, tampoco existe ningún modelo que permita prever la capacidad de carga. Los resultados preliminares del censo realizado por ACCOBAMS en 2018 indican que el área de distribución de la tortuga boba está en consonancia con el área de distribución potencial. Sin embargo, no se detectó ningún ejemplar de tortuga laúd en dicho censo.

El descriptor Biodiversidad (D1) tiene nexos y solapa directamente con los descriptores de basura (D8) y contaminación (D10). Ambos descriptores tienen influencia sobre la salud y estabilidad de las poblaciones de tortugas marinas de la demarcación.



3.1.3.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor

Las principales causas de mortalidad antropogénica de la tortuga boba en la DM sudatlántica son el enmallamiento en redes (trasmallos y redes de enmalle y la captura accidental por pesca de arrastre (Báez *et al.*, 2006; Báez y Silva, 2013). La principal causa de mortalidad antropogénica de la tortuga laúd en la DM sudatlántica es el enredo en cabos de fijación de aparejos de pesca y en enredo en palangre de superficie. No existen datos sobre niveles de contaminantes y sobre la ingesta de plásticos

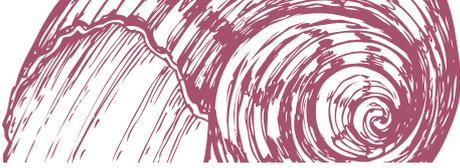
3.1.3.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental

D1C1: no existen datos. Dado el carácter migratorio de las tortugas marinas y las incertidumbres sobre la proporción de ejemplares de cada una de las poblaciones fuerte que utilizan la DM sudatlántica, resulta imposible ofrecer un valor umbral para la tasa de mortalidad de cada especie derivada de las capturas accidentales. En cambio, los modelos disponibles para la UGR del Atlántico Nororiental de la tortuga boba permiten concluir que una tasa anual de mortalidad inferior a 0,2 para los juveniles comprendidos entre 40 y 70 cm de longitud curva de caparazón resulta siempre compatible con el crecimiento de la población (Crouse *et al.*, 1987; Heppell *et al.*, 2002 y 2003). Además, indican que una tasa anual de mortalidad comprendida entre 0,2 y 0,3 puede ser aceptable en ciertos supuestos (Crouse *et al.*, 1987; Heppell *et al.*, 2002 y 2003). En consecuencia, el elemento del criterio debe ser la tasa de mortalidad anual y el valor umbral debe ser 0,2. No existe ningún modelo demográfico para la tortuga laúd, por lo que no resulta posible establecer un valor umbral independiente para esta especie, a menos que se le aplique el mismo que a la tortuga boba.

D1C2 No existe ningún modelo ecológico que permita determinar la capacidad de carga de ninguna especie de tortuga marina carnívora en sus zonas de alimentación. Tampoco existe ningún modelo que permita conocer qué proporción de ejemplares de cada una de las proporciones fuentes alcanza la DM sudatlántica. En estas condiciones, resulta imposible establecer un valor umbral de densidad. Tampoco se han realizado censos previos que permitan proporcionar un valor histórico de referencia. El censo realizado en 2018 por ACCOBAMS permitirá disponer de un valor de referencia histórico por primera vez para la DM. La frecuencia de varamientos, extraordinariamente elevada en la DM sudatlántica, resulta insuficiente como indicador de abundancia, pues resulta imposible saber si varía temporalmente debido a cambios en la abundancia de tortugas, en su vulnerabilidad a las actividades humanas o ambos factores. Se requieren estimas directas de densidad.

D1C4: Los resultados preliminares del censo realizado por ACCOBAMS en 2018 indican que la tortuga boba aparece en toda la demarcación. En cambio, esos mismos resultados 2018 indican la ausencia de tortuga laúd en toda la DM sudatlántica.

D1C5: la tortuga laúd habita en aguas oceánicas, con preferencia por zonas de elevada productividad y elevada abundancia de zooplancton gelatinoso. La tortuga boba habita tanto aguas oceánicas como neríticas. No existen modelos que permitan definir las características del hábitat para ninguna de ellas en la DM sudatlántica, pues no parecen existir limitaciones de tipo térmico y los únicos datos disponibles obtenidos por telemetría satelital corresponden únicamente a unos pocos ejemplares en tránsito.



3.1.3.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones

Con la información disponible para el período 2012-2018, sólo es posible evaluar el criterio D1C4 y al menos para la tortuga laúd no se alcanzaría el buen estado ambiental. De todos modos, dada la falta de información sobre la tortuga boba, consideramos que no se puede realizar una evaluación.

Como resultado de lo comentado anteriormente, se considera que se alcanza el BEA para el grupo reptiles marinos cuando:

La DM no actúa como sumidero para las poblaciones fuente de ninguna de las especies.

Para ello es necesario poder evaluar, como mínimo, los criterios D1C1 Y D1C4 para cada una de ellas.

Sin embargo para este segundo ciclo de estrategias marinas:

La falta de datos sobre la tasa de mortalidad y el área de distribución impiden rea-lizar la evaluación sobre el estado de las tortugas marinas en la DM sudatlántica. Los datos sobre la calidad del hábitat indican que se alcanzaría BEA para esta especie con respecto al criterio D1C5.

3.1.4. Peces y cefalópodos demersales

3.1.4.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados

Elementos evaluados y áreas de evaluación

Se han evaluado las especies de peces demersales de la plataforma continental considerados bien muestreados en las campañas de evaluación de recursos demersales, los cefalópodos de la plataforma continental considerados bien muestreados en las campañas de evaluación de recursos demersales y los peces en la DM SUD. En el área se cubren los fondos de la plataforma continental del sudoeste de la Península Ibérica desde la desembocadura del Guadiana hasta el Estrecho de Gibraltar, para el periodo 2011-2017.



Criterios aplicables para el descriptor

CRITERIO	INDICADOR	ELEMENTO
D1C1: Mortalidad por captura accidental.	No evaluado	<ul style="list-style-type: none"> • Peces y cefalópodos de la plataforma continental y de aguas profundas no explotados comercialmente
D1C2: Abundancia de la población.	Abundancias y distribuciones de tallas de las especies de peces y cefalópodos en las campañas científicas de evaluación de recursos	
D1C3: Características demográficas de la población.	Distribuciones de tallas por especie	
D1C4: Rango y patrón de distribución de la población.	Distribución de las especies. Rango de distribución. % de presencia de especies bien muestreadas en cuadrículas de 10 × 10 millas.	
D1C5: Hábitat de la especie	No se ha evaluado	

3.1.4.2. Principales presiones e impactos

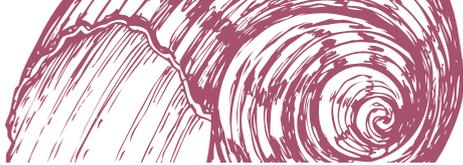
La principal presión identificada que actúe sobre el grupo de peces demersales en la DM SUD ha sido la Extracción y/o mortalidad de especies objetivo y no objetivo debido a la presión pesquera.

3.1.4.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental

Criterio D1C1: Se considera que este indicador se debe aplicar en el caso de especies y stocks no sometidos a capturas por las flotas comerciales, como son los mamíferos marinos, tortugas o aves marinas. Ver explicación más abajo sobre las razones para no aplicarlo en el caso de los peces y cefalópodos demersales de los fondos arrastrables de la plataforma. En el caso de los peces y cefalópodos demersales, seguir lo propuesto en la decisión de la UE sobre criterios aplicables para definir el Buen Estado Medioambiental (BEA), requeriría estimar tasas de captura accidental por la flota para casi todas las especies, puesto que la mayoría están sujetas a captura *accidental* y/o descarte por parte de las flotas pesqueras, especialmente las de arrastre, sin ser objetivo directo de la pesca comercial, de hecho muchas sí están sujetas a venta y aprovechamiento.

Por ello el concepto de captura accidental no se considera aplicable a estas especies y no se considera viable el cálculo de la tasa de mortalidad derivado de las capturas accidentales.

Criterio D1C2: Se han actualizado los resultados obtenidos en la evaluación anterior analizando todos los resultados datos de las campañas realizadas desde 2011 a 2017 en cuanto a abundancia y biomasa de las poblaciones que se consideran muestreadas de forma efectiva por las campañas. Se ha realizado una estimación de los indicadores a partir de los resultados de las campañas del IBTS entre los años 2011 y



2018. En las gráficas de los resultados del anexo IV, se observa, en general, una gran variabilidad temporal, y cómo en bastantes casos se producen importantes cambios de tendencia del primer ciclo al segundo, pero resulta complicado evaluar caso por caso y el ciclo de 6 años comparado con los 20 años del ciclo anterior no facilita sacar conclusiones claras.

Criterio D1C3: Al igual que se hizo en la evaluación inicial a partir de los resultados y muestreos de las campañas de valuación de recursos demersales se estimó el percentil 95% de la distribución de las especies bien muestreadas, tanto las consideradas grandes (el P95% supera los 35 cm, como las pequeñas, el objetivo deseado en este caso es que no se detecte un descenso de las tallas en el P95% de las especies. Como se puede observar en los gráficos correspondientes en el Anexo IV, el P95% de las distribuciones de tallas se mantienen muy estables para el periodo 2011-2017, tanto entre las especies grandes como en las pequeñas, no apreciándose cambios respecto a la primera evaluación.

Criterio D1C4: En el ecotipo de peces para especies vulnerables en el computo global no podemos decir que existan diferencias entre ambos periodos. En el anexo IV, se presentan las gráficas y los resultados para las especies evaluadas. En el ecotipo peces para especies oportunista, solo el caso del *Lesueurigobius friesii* que mostraba una tendencia creciente en el periodo 1993-2011, muestra ahora una tendencia decreciente. Para el resto de las especies o bien permanecen con la misma tendencia creciente o cambian de una tendencia decreciente hacia una tendencia creciente.

Para el ecotipo cefalópodos costeros/de plataforma para especies oportunista solo para las especies del género *Eledone* observamos unas muy ligeras modificaciones. El resto permanecen con las tendencias crecientes en ambos periodos. Para el ecotipo cefalópodos costeros/de plataforma para especies vulnerables sigue mostrando una tendencia creciente.

Criterio D1C5: no evaluado

3.1.4.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y Conclusiones

La definición de BEA, no ha podido actualizarse, por tanto sigue vigente la propuesta en el primer ciclo de estrategias marinas para el Descriptor 1- Peces y Cefalópodos demersales:

Las condiciones necesarias para alcanzar el BEA definidas en la presente evaluación inicial son:

En cuanto al área y patrón de distribución (criterio 1.1), el Buen estado ambiental se puede definir en este grupo, en base a la combinación del estado de las áreas de distribución de las especies consideradas “vulnerables (K estrategias)” y las “oportunistas (r estrategias)”. En las primeras se debe mantener o expandir el área de distribución, y en las segundas mantener (o reducir en algunos casos) su área de distribución. En cuanto a la evaluación en conjunto, el BEA se ha definido como el mantenimiento o incremento del % de cuadrículas con presencia de las especies más representativas de la comunidad demersal. De este modo, una proporción suficiente de especies (variable en función del número de especies analizadas) se comportan de manera similar a lo esperado en un escenario de BEA, de modo que se garantiza que esta proporción no es debido al azar (mediante distribución binomial).

Respecto al tamaño poblacional (criterio 1.2), medido bien por biomasa o por abundancia de la población, o por ambos, se considera que cada una de las especies alcanzan el BEA si:

Las “especies oportunistas” experimentan un valor de biomasa o abundancia con un valor de Z de la serie que tiene que variar entre -1 y +1.

Las “especies vulnerables con tendencia temporal decreciente”: la estimación del valor de $Z \geq ,5$.



Las “especies vulnerables con tendencia temporal estable o creciente” en últimos años: deben mantenerse estables o crecer, es decir $Z \geq -0,5$. A nivel de comunidad, y en los tres casos, un porcentaje de especies, basado en la distribución binomial, deberá de cumplir este criterio individual para asegurar que los resultados no se deben al azar de la variabilidad natural (ver más detalles en apartado 2.3.1).

Además, el percentil 95% de la distribución de tallas del ecotipo peces (medido como estima del indicador 1.3.1) se mantiene, o incrementa, respecto a los valores detectados en la presente evaluación inicial.

En la evaluación de este segundo ciclo para cada uno de los criterios evaluados se concluye que:

D1C2: Datos insuficientes: La evaluación de este indicador requiere un análisis más detallado, puesto que en muchas especies hay gran variabilidad natural, y los cambios de año a año son muy marcados y no fácilmente interpretables en términos claros de tendencia. Si se observa una situación muy similar a la de la primera evaluación, al ser un indicador de estado/tendencias, y ser la situación observada de estabilidad no se puede afirmar ni estar en el BEA ni que la situación esté empeorando respecto a la primera evaluación.

D1C3: al ser un indicador de estado/tendencias, y ser la situación observada de estabilidad no se puede afirmar ni estar en el BEA ni que la situación esté empeorando respecto a la primera evaluación.

D1C4: Se alcanza el BEA para este criterio, definido como el mantenimiento de la situación en cuanto a número de especies que cumplen las tendencias definidas, aunque en el caso de los cefalópodos la tendencia es creciente en la mayoría de las especies, se trata de especies de vida corta en las que la abundancia suele ser muy variable y en pulsos sin que lleguen a presentar problemas para el conjunto del ecosistema.

Para el Descriptor 1- Peces y Cefalópodos demersales en este segundo ciclo, no es posible evaluar si el grupo funcional se encuentra o no en BEA ya que no se ha realizado integración a nivel grupo funcional. Al utilizarse indicadores de tendencia a partir de un umbral fijado por la misma serie histórica, no se detectan cambios que se puedan considerar significativos en cuanto a tendencias que sugieran que la situación sea de alejarse del BEA para un número significativo de especies.



3.2. Descriptor 4: Cadenas tróficas

3.2.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados

El Descriptor 4 de la DMEM y de la Ley 41/2010 de

Los criterios seleccionados por la nueva Decisión para evaluar los cambios en las redes tróficas son los siguientes:

Criterios	Descripción	Indicador relacionado
D4C1 (p)	La diversidad (composición de las especies y su abundancia relativa) del grupo trófico no se ve afectada adversamente por las presiones antropogénicas.	"RT-div" (nuevo) No evaluado. indicador en construcción
D4C2 (p)	El equilibrio de la abundancia total entre los grupos tróficos no se ve adversamente afectado por las presiones antropogénicas.	RT-MTI, RT-Func, HP/RT-lifeform, RT-zoo, RT-BTS No evaluados. indicadores en construcción
D4C3 (s)	La distribución de los individuos por tallas en todo el grupo trófico no se ve afectada adversamente por las presiones antropogénicas	RT-LFI Con la nueva decisión, este indicador ha pasado al D1.
D4C4 (s)	La productividad del grupo trófico no se ve afectada adversamente por las presiones antropogénicas	AV/RT-abu, RT-Fito, RT-ENA No evaluado indicadores en construcción

*Indicadores:

RT-div: Evolución de la diversidad de especies/grupos tróficos

RT-MTI: Cambios en los niveles tróficos de los predadores

RT-Func: Biomasa y abundancia de grupos funcionales

HP/RT lifeform: Cambios en los índices de grupos funcionales del plancton (formas de vida)

RT-zoo: Biomasa, composición de especies y distribución espacial de zooplancton

RT-BTS: Cambios en la biomasa media de especies por nivel trófico

RT-LFI: Proporción de peces grandes

AV/RT-abu: Éxito reproductivo de aves marinas en relación a la disponibilidad de alimento

RT-fito: Producción de fitoplancton

RT-ENA: Análisis de redes ecológicas

D4C1 - Este criterio es nuevo respecto a la anterior Decisión por lo que no ha dado tiempo a desarrollar ningún indicador. Se prevé sin embargo que el trabajo presentado en la DM noratlántica (ver ficha de evaluación inicial D4 DM noratlántica), se pueda desarrollar en la DM sudatlántica en los próximos años.

D4C2 - No existen datos ni personal suficiente para desarrollar el indicador RT-MTI en la DM sudatlántica. Sin embargo se prevé desarrollarlo en los próximos años con la incorporación de personal. Lo mismo ocurre con el indicador RT-Func en fase de desarrollo. Respecto al indicador RT-BTS está en stand-by por no



existir nadie que lo lidere. Los otros dos (HP/RT-lifeform y RT-zoo) son indicadores de hábitats pelágicos y están asimismo en desarrollo.

D4C3 - El indicador de tallas que se desarrolló en la Evaluación Inicial de 2012, "Proporción de peces grandes" (RI-LFI), ha sido transferido al Descriptor 1. Existe otro indicador desarrollado en el ámbito de OSPAR, "Composición de tallas en comunidades de peces", testado en varias regiones OSPAR. Este indicador no se ha evaluado en la DM sudatlántica aunque previsiblemente se desarrolle en los próximos años.

D4C4 - Dentro de este criterio se enmarcan los indicadores de aves marinas (AV/RT-abu). RT-fito corresponde a hábitats pelágicos y está en desarrollo. Respecto al circalitoral sedimentario está el indicador RT-ENA, también en desarrollo. Se espera avanzar a lo largo de los próximos años en la DM sudatlántica.

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. 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 y 6, sobre todo a nivel de ecosistema. 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. Por su parte, la introducción de especies alóctonas (Descriptor 2) puede afectar 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.

Otros aspectos relevantes como 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.

3.2.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor

Varias son las presiones que pueden *a priori* afectar a la estructura y funcionamiento de las redes tróficas. Entre las más destacadas podríamos citar: eutrofización, especies invasoras, presión pesquera, cambio climático. Sin embargo la zona de estudio y el rango de profundidad son factores clave a la hora de evaluar las presiones. La construcción de un puerto por ejemplo, afectará únicamente a las comunidades litorales, mientras que la presión pesquera de arrastreros produce un impacto en los fondos circalitorales sedimentarios.

Estudios recientes en la DM sudatlántica muestran que la principal presión antropogénica que afecta a la riqueza de especies y la diversidad del circalitoral sedimentario es la presión pesquera (Preciado *et al.*, 2019). Se ha observado el efecto negativo de esta actividad pesquera a pequeña escala, combinando datos procedentes de las campañas oceanográficas y datos procedentes de las cajas azules de los barcos arrastreros. Este efecto se traduce en una disminución tanto de la biomasa como del número de especies con el aumento del esfuerzo pesquero. Este efecto negativo se ve reflejado asimismo en las dietas de las principales especies de peces, constatando su transmisión a través de las cadenas tróficas.



3.2.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental

En la DM sudatlántica no han podido evaluarse ninguno de los criterios propuestos para el D4. Actualmente se está trabajando en la construcción de indicadores.

3.2.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones

La definición de BEA, no ha podido actualizarse, por tanto sigue vigente la propuesta en el primer ciclo de estrategias marinas para el Descriptor 4:

- Se mantiene la diversidad, la abundancia y la productividad de los grupos tróficos principales 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 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.

La Evaluación del descriptor 4 no se ha podido actualizar, por falta de datos.

3.3. Descriptor 6: Integridad de los fondos marinos (D1 Biodiversidad-Hábitats bentónicos)

3.3.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados

Elementos evaluados:

Los elementos a evaluar en este descriptor son los hábitats bentónicos, considerados a dos niveles: hábitats especiales (incluidos en directivas o convenios de conservación, o de interés regional) y hábitats predominantes (hábitats a mayor escala, equivalencia EUNIS 3).

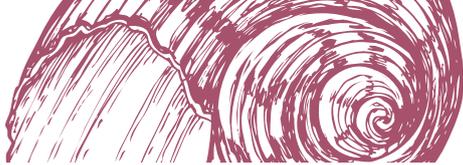


Crterios e indicadores utilizados

Son aplicables todos los criterios. Los indicadores que se utilizarán serán los comunes de OSPAR

CRITERIO	INDICADORES
<p>Criterio D6C1</p> <p>Extensión y distribución espacial de las pérdidas físicas (cambio permanente) del fondo marino natural.</p>	<p>Porcentaje de superficie de la demarcación marina afectada por pérdidas físicas del fondo marino.</p>
<p>Criterio D6C2</p> <p>Extensión y distribución espacial de las presiones de las perturbaciones físicas del fondo marino.</p>	<p>Porcentaje de superficie de la demarcación marina potencialmente afectada por perturbaciones físicas del fondo marino.</p>
<p>Criterio D6C3:</p> <p>Extensión espacial de cada tipo de hábitat afectado adversamente por las perturbaciones físicas a través de la alteración de su estructura biótica y abiótica y de sus funciones (por ejemplo, a través de cambios de la composición de las especies y de su abundancia relativa, de la ausencia de especies particularmente sensibles o frágiles, o de especies que tienen una función esencial, así como de la estructura de tamaños de las especies).</p>	<p>No se ha podido abordar este criterio por no haberse iniciado los programas de seguimiento.</p> <p>Tras el inicio de los PS se aplicarán los indicadores comunes de OSPAR BH1 (composición de especies típicas), BH2 (condición de los hábitats), BH3 (extensión del daño físico) y el indicador candidato BH5 (tamaño de especies indicadoras).</p>
<p>Criterio D6C4:</p> <p>La extensión de la pérdida del tipo de hábitat, resultante de presiones antropogénicas, no supera una proporción especificada de la extensión natural del tipo de hábitat en el área de evaluación.</p>	<p>No se ha podido abordar este criterio por no haberse iniciado los programas de seguimiento.</p> <p>Tras el inicio de los PS se aplicará el indicador candidato BH4 (pérdida de hábitat).</p>
<p>Criterio D6C5:</p> <p>La extensión de los efectos adversos de las presiones antropogénicas en el estado del tipo de hábitat, no supera una proporción especificada de la extensión natural del tipo de hábitat en el área de evaluación.</p>	<p>No se ha podido abordar este criterio por no haberse iniciado los programas de seguimiento.</p> <p>Tras el inicio de los PS se aplicarán el indicador común de OSPAR BH3 (extensión del daño físico)</p>

En este ciclo, se han podido abordar únicamente los descriptores D6C1 y D6C2, debido a que no se han puesto en marcha los programas de seguimiento específicos para los hábitats bentónicos. Sin embargo, se cuenta con la información recabada para evaluar los hábitats de interés comunitario en cumplimiento de la Directiva Hábitats, en cuanto a la distribución de hábitats bentónicas (área, cartografiado), no en cuanto a la condición (especies típicas, diversidad, riqueza, tamaños) Habitats.



3.3.2. Principales presiones que afectan al descriptor

Las principales presiones que afectan a los hábitats del fondo marino (hábitats bentónicos) respecto a este indicador son las obras de infraestructuras y canalizaciones, cableados, etc., en el infralitoral e intermareal y las actividades pesqueras en el circalitoral y batial. Contaminación y basuras marinas en todos los hábitats y zonas pero más incidencia en vertidos puntuales y cerca de núcleos urbanos en el infralitoral. Cambio climático para todos los hábitats y zonas.

Según la ley 41/2010, estas presiones serían:

- Perturbaciones físicas del fondo marino (temporales o reversibles).
- Pérdidas físicas (debido a un cambio permanente del sustrato o la morfología del fondo marino y a la extracción de sustrato del fondo marino)
- Extracción o mortalidad / lesiones de especies silvestres, incluidas especies objetivo y no objetivo (mediante la pesca comercial y recreativa y otras actividades).
- Aporte de otras sustancias (por ejemplo, sustancias sintéticas, sustancias no sintéticas, radionucleidos): fuentes difusas, fuentes puntuales, deposición atmosférica, incidentes grave.
- Aporte de basuras (basuras sólidas, incluidas microbasuras).

3.3.3. Resultados de la actualización de la Evaluación del estado ambiental

Criterio D6C1: En las pérdidas físicas de sustrato marino se consideran el sellado de los fondos marinos y la pérdida de sustrato. La superficie del fondo marino de la DM sudatlántica sellada durante el presente periodo de evaluación es de unos 624.000 m². La ampliación de los puertos, fundamentalmente los puertos de Huelva y Cádiz, es la actividad que ha producido más sellado del fondo marino.

La superficie del fondo marino de la demarcación afectada por la extracción y deposición de sedimentos durante el presente periodo de evaluación es de 1.233.499 m². Las obras de dragado de los puertos es la actuación que más superficie marina ha afectado. En el presente periodo de evaluación no se han creado nuevas playas en la demarcación.

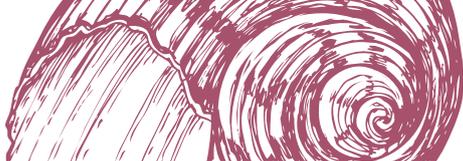
Así, las pérdidas físicas de sustrato marino de la DM sudatlántica durante el periodo 2011-2016 fueron de 1.857.543 m². **El 0,013 % de la superficie de la DM sudatlántica está afectada por alteraciones físicas permanentes.**

Para este criterio, el valor umbral debe ser establecido mediante la cooperación al nivel de la Unión Europea. Esta cuestión se trabajará a través del recién constituido grupo de trabajo D6 de la COM, pero por el momento no se han alcanzado acuerdos. Por tanto, no existe un valor de referencia con el que comparar, por lo que no se puede llegar a una conclusión sobre el criterio, a pesar de que el valor parece ser bastante bajo. Por otro lado, al referirse sólo al periodo de evaluación 2011-2016, no aborda el total de perturbaciones físicas permanentes existentes anteriormente.

Este criterio ha sido analizado a través del análisis de presiones por pérdidas físicas (debido a un cambio permanente del sustrato o la morfología del fondo marino y a la extracción de sustrato del fondo marino), que se puede consultar en el documento II de la Estrategia Marina Sudatlántica.

Criterio D6C2: La superficie mínima del fondo marino de la DMSUD que ha sufrido algún tipo de perturbación durante el presente periodo de evaluación es de 237 km² lo que representa el **1,68% de la superficie de la demarcación**. El fondeo de embarcaciones comerciales es la actividad evaluada (no se ha evaluado la perturbación asociada a la pesca de arrastre) que puede haber provocado más perturbación del fondo marino con una superficie de 163 km², aunque el mayor valor de superficie perturbada corresponde a una probabilidad baja de perturbación. Destacan los puertos de Cádiz y Huelva con una probabilidad moderada de perturbación en áreas extensas así como la desembocadura del Guadalquivir que constituye la zona de fondeo del Puerto de Sevilla.

Este criterio ha sido analizado a través del análisis de presiones por perturbaciones físicas del fondo marino (temporales o reversibles), que se puede consultar en el documento II de la Estrategia Marina



Sudatlántica. Estos resultados no se consideran completos, dado que no se ha analizado la pesca de arrastre, un factor muy relevante para este criterio.

Criterio D6C3: no se ha evaluado

Criterio D6C4: no se ha evaluado

Criterio D6C5: no se ha evaluado

Por el momento, y hasta que se pongan en marcha los programas de seguimiento específicos, se está trabajando en la recopilación de la información existente sobre la presencia de hábitats bentónicos. La principal recopilación se ha realizado como consecuencia de las obligaciones de reporting a la comisión europea respecto a la directiva 1992/43/CEE del consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Directiva de Hábitats). En este contexto se ha organizado la información existente relacionada con los hábitats 1170. Arrecifes, 1180. Estructuras submarinas causadas por emisiones de gases y 8330. Cuevas marinas sumergidas o semisumergidas, presentes en las 3 regiones biogeográficas en las que se sitúan las aguas marinas de España, una de ellas el Atlántico Nordeste, que abarca la DM sudatlántica.

Una de las principales fuentes de información ha sido el IEO. De todos los datos solicitados, solo hemos recibido información cartográfica. Los proyectos que se han desarrollado en los últimos años han estado enfocados en la identificación y el cartografiado de los hábitats bentónicos, no existiendo por lo tanto información relacionada con la estructura y funciones de los hábitats bentónicos, así como con las perspectivas futuras o el estado de conservación.

-Cartografía de la Evaluación Inicial de las Estrategias Marinas

-Cartografía del proyecto EuSeaMap2

-Cartografía de las zonas INDEMARES

-Cartografía de El Cachucho

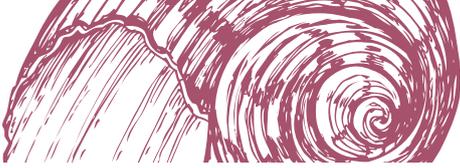
-Cartografía del Cañón de la Gavieta.

-Cartografía de las cuevas marinas sumergidas o semisumergidas en las ZECs marinas de Canarias

-Cartografía realizada en el marco de diversas campañas oceanográficas realizadas por el IEO (DEMERSALES, ARSA, ECOCÁDIZ, ISUNEPKA, MEDITIS, MEDWAVES)

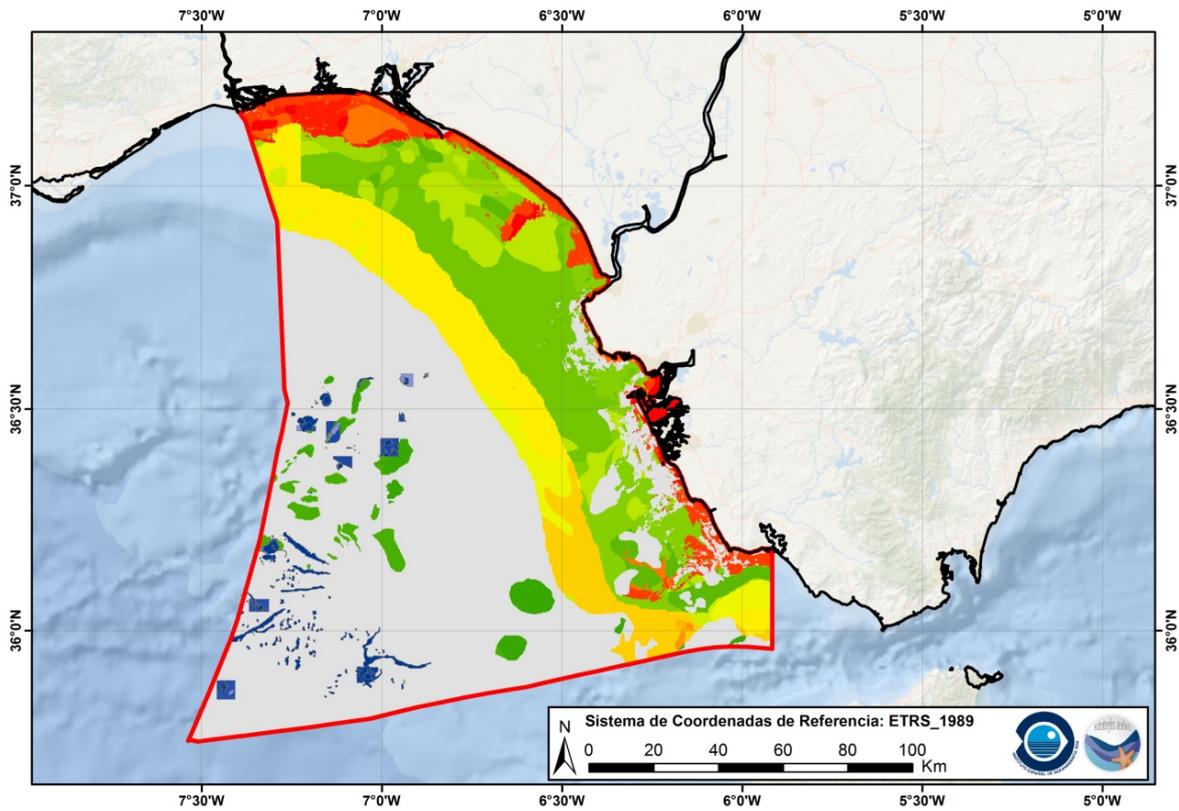
También se ha dispuesto de información útil a través de la información enviada por las Comunidades Autónomas a la DGSCM a través del sistema de "Flujo de datos. Diferentes CCAAs han enviado información relacionada con los hábitats marinos 1170, 1180 y 8330: cartografía en las dos proyecciones (UTM y LAM) e información o datos sobre la cobertura de los hábitats así como las presiones, amenazas y medidas de conservación adoptadas.

Los resultados cartográficos aunando todos estos datos figuran a continuación. Estos mapas permitirán calcular el área de los hábitats predominantes y especiales y permitirán la evaluación del Descriptor 1-habitats bentónicos/descriptor 6 a través de los indicadores BH3 y BH4. Por el momento, y hasta que se pongan en marcha los programas de seguimiento específicos, se está trabajando en la evaluación de los hábitats de acuerdo a lo establecido en la directiva hábitats, cuyos resultados pueden extrapolarse a la evaluación del Descriptor 1-habitats bentónicos/descriptor 6.



CARTOGRAFÍAS DE HÁBITATS BENTÓNICOS A NIVEL EUNIS 3 (HÁBITATS PREDOMINANTES) Y EUNIS 4-6

- DM SUDATLÁNTICA- Hábitats EUNIS 3

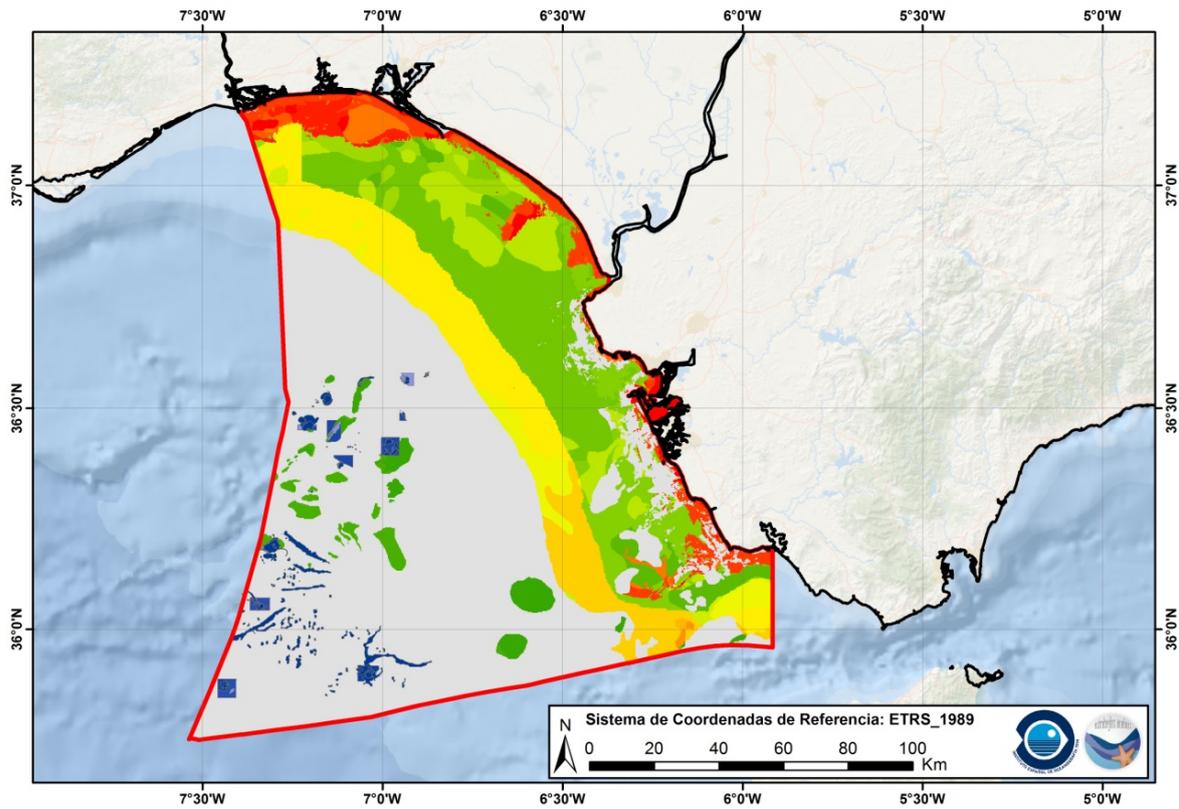


HABITATS

EUNIS Habitat level > 3	Atlantic upper bathyal mixed substrata	Deep-sea mud
Atlantic and Mediterranean high energy circalittoral rock	Atlantic upper bathyal mud	Deep-sea muddy sand
Atlantic and Mediterranean high energy infralittoral rock	Atlantic upper bathyal sand	Deep-sea sand
Atlantic and Mediterranean low energy circalittoral rock	Atlantic upper bathyal sandy mud to muddy sand	Deep-sea sponge aggregations
Atlantic and Mediterranean low energy infralittoral rock	Atlanto-Mediterranean mid bathyal coarse sediment	
Atlantic and Mediterranean moderate energy circalittoral rock	Atlanto-Mediterranean mid bathyal mud	
Atlantic and Mediterranean moderate energy infralittoral rock	Atlanto-Mediterranean mid bathyal sand	
Atlantic lower bathyal seabed	Atlanto-Mediterranean mid bathyal sandy mud to muddy sand	
Atlantic upper bathyal coarse sediment	Atlanto-Mediterranean mid bathyal seabed	



• DM SUDATLÁNTICA- Hábitats EUNIS 4-6



HABITATS

- | | | |
|---|---|---|
| <ul style="list-style-type: none"> EUNIS Habitat levels < 4 Atlantic upper bathyal rock or other hard substrata Atlanto-Mediterranean mid bathyal rock or other hard substrata Circalittoral coarse sediment Circalittoral fine mud Circalittoral fine or muddy sand Circalittoral mixed sediments Circalittoral sandy mud Deep circalittoral coarse sediment | <ul style="list-style-type: none"> Deep circalittoral mixed sediments Deep circalittoral mud Deep circalittoral sand Faunal communities on deep low energy circalittoral rock Faunal communities on deep moderate energy circalittoral rock Infralittoral coarse sediment Infralittoral fine mud Infralittoral fine or muddy sand Infralittoral mixed sediments Infralittoral sandy mud | <ul style="list-style-type: none"> Communities of Deep-sea corals Deep-sea (<i>Lophelia pertusa</i>) reefs Deep-sea bedrock Deep-sea biogenic gravels (shells, coral debris) Deep-sea mud Deep-sea muddy sand Deep-sea sand Deep-sea sponge aggregations Facies of compact muds with <i>Isidella elongata</i> Facies of sandy muds with <i>Thenea muricata</i> Facies with (<i>Pheronema grayi</i>) Seeps in the deep-sea bed |
|---|---|---|



3.3.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones

Para este ciclo no se ha podido actualizar la evaluación ya que no están en funcionamiento los programas de seguimiento, y por tanto no se dispone de los datos necesarios para la evaluación.

Por otro lado, es necesario establecer el BEA de forma que dé respuesta a los nuevos criterios para el D6. Sin embargo, las definiciones han de ser bastante generales puesto que aún no se han establecido valores umbral o de referencia.

- **D6C1:** Las pérdidas físicas de fondos marinos producidas por actividades humanas no alcanzan una extensión espacial que comprometa el mantenimiento de los hábitats bentónicos
- **D6C2:** Los fondos marinos potencialmente afectados por perturbaciones físicas no alcanzan una extensión espacial que comprometa el mantenimiento de los hábitats bentónicos
- **D6C3:** La extensión de cada tipo de hábitat bentónico afectado adversamente por perturbaciones físicas mantiene tendencias negativas o estables de manera que se asegura su conservación
- **D6C4:** La proporción de superficie de pérdida de cada tipo de hábitat bentónico derivada de las presiones antropogénicas, no compromete el mantenimiento del tipo de hábitat
- **D6C5:** La extensión de cada tipo de hábitat en la cual las comunidades bentónicas se mantienen dentro de valores que garantizan su perdurabilidad y funcionamiento se mantiene estable o presenta tendencias crecientes

Para este segundo ciclo de estrategias marinas :

La Evaluación del descriptor 6 no se ha podido actualizar, puesto que la información existente no es suficiente



REFERENCIAS



4. REFERENCIAS

Aves Marinas

El presente listado no pretende ser una revisión exhaustiva de la bibliografía disponible sobre aves marinas en España. Sencillamente se recogen los trabajos relevantes para realizar la evaluación del primer ciclo de Estrategias Marinas para el grupo aves en España, y se indican también otros trabajos relevantes citados en los documentos generales o en las fichas anexas. Para más información sobre aves se puede consultar el documento elaborado para este grupo en la primera evaluación de las Estrategias Marinas de España (Arcos *et al.* 2012a).

Abelló, P. & Esteban, A. 2012. Trawling bycatch does affect Balearic Shearwaters *Puffinus mauretanicus*. *Revista Catalana d'Ornitologia* 28:34-39.

Afán, I., Navarro, J., Cardador, L., Ramírez, F., Kato, A., Rodríguez, B., Ropert-Coudert, Y. & Forero, M. G. 2014. Foraging movements and habitat niche of two closely related seabirds breeding in sympatry. *Marine Biology* 161(3): 657–668.

Afán, I., Navarro, J., Grémillet, D., Coll, M. & Forero, M.G. 2019. Maiden voyage into death: are fisheries affecting seabird juvenile survival during first days at sea? *Royal Society Open Science* 6: 181151.

Álvarez, D. 2015. Análisis de la mortalidad de las poblaciones de cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*) en artes de pesca en la Demarcación Marina Noratlántica. Aplicación 23.06.456D.640. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA).

Arcos, F., Mourinho, J., Martínez Mariño, J.M. y Sierra Abraín, F. (1995). Notas sobre ecología, mortalidad y evolución de las poblaciones de Arao Común (*Uria aalge*) en el suroeste de Galicia. *Chioglossa*, Vol. Esp. 1: 53-59.

Arcos, F., Velando A. & Mourinho, J. 1996. Seabird mortality in fishing gear in Galicia (NW Spain). Poster – Seabird Group Conference. Glasgow.

Arcos, J.M. (comp.). 2011. International species action plan for the Balearic shearwater *Puffinus mauretanicus*. SEO/BirdLife & BirdLife International.

Arcos, J.M., Louzao, M. & Oro, D. 2008. Fishery Ecosystem Impacts and Management in the Mediterranean: Seabirds Point of View. Pp 1471-1479. *In*: J.L. Nielsen, J.J. Dodson, K. Friedland, T.R. Hamon, J. Musick, and E. Verspooor (Eds). *Reconciling Fisheries with Conservation: Proceedings of the Fourth World Fisheries Congress*. American Fisheries Society, Symposium 49, Bethesda, Maryland.

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

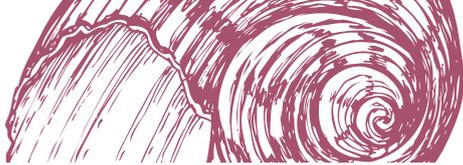
Arcos, J.M., Bécarea, J., Cama, A. & Rodríguez, B. 2012. Estrategias marinas, grupo aves: evaluación inicial y buen estado ambiental. IEO & SEO/BirdLife. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. https://www.miteco.gob.es/es/costas/temas/proteccion-medio-marino/0_Documento%20grupo%20aves_tcm30-130951.pdf

Arcos, J. M., Arroyo, G. M., Bécarea, J., Mateos-Rodríguez, M., Rodríguez, B., Muñoz, A. R., Ruiz, A., De La Cruz, A., Cuenca, D., Onrubia, A. Y Oro, D. 2012. New estimates at sea suggest a larger global population of the Balearic Shearwater *Puffinus mauretanicus*. Pp. 84-94. *In*: Yésou, Baccetalti, N., Sultana, J. (Eds.). *Ecology and Conservation of Mediterranean Seabirds and other bird species under the Barcelona Convention*. Proceedings of the 13th Medmaravis Pan-Mediterranean Symposium. Alghero (Sardinia). 14-17 Oct. 2011. Medmaravis, Alghero. 232 pp.

Arcos, J.M., Alonso, J., López, I. & Mayol, J. 2017. Study, monitoring and conservation of the Balearic shearwater in Spain: an update. Fourth Meeting of the Population and Conservation Status Working Group, ACAP - PACSWG Inf 25 Rev 1.



- Arroyo, G. M., Mateos-Rodríguez, M., Muñoz, A. R., De La Cruz, A., Cuenca, D. & Onrubia, A. 2016. New population estimates of a critically endangered species, the Balearic Shearwater *Puffinus mauretanicus*, based on coastal migration counts. *Bird Conservation International* 26 (1): 87-99.
- Ballesteros-Peigrín, G.A. Belmonte-Serrato, F. y Ibarra-Marinás, D. 2016. Distribución y tendencias de las principales aves acuáticas nidificantes en las encañizadas del Mar Menor (Murcia, SE España). IX Seminario Latino-Americano e V Seminario Ibero-Americano De Geografía Física.
- Bárcena, F., de Souza, J.A., Fernández de la Cigüña, E. y Domínguez, J. 1987. LAS COLONIAS DE AVES MARINAS DE LA COSTA OCCIDENTAL DE GALICIA. CARACTERÍSTICAS, CENSO y EVOLUCION DE SUS POBLACIONES. *Ecología*, Nº 1, 1987. pp. 187-209
- Barros, A., Romero, R., Munilla, I., Pérez, C., Velando, A. 2016. Behavioural plasticity in nest-site selection of a colonial seabird in response to an invasive carnivore. *Biological Invasions*, 10.1007/s10530-016-1205-3
- Bécares, J. y Cama, A. 2013. Huella pesquera en las 39 ZEPA marinas. Acción A10 del proyecto INDEMARES. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA)
- Bécares, J., Arcos, J.M. & Oro, D. 2016. Migración y ecología espacial de la gaviota de Audouin en el Mediterráneo occidental y noroeste africano. Monografía n.º 1 del programa Migra. SEO/BirdLife. Madrid.
- Bertolero, A., M. Genovart, A. Martínez-Abraín, B. Molina, J. Mouriño, D. Oro y G. Tavecchia. 2009. Gaviota cabecinegra, picofina, de Audouin, tridáctila y gavión atlántico en España. Población en 2007 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.
- Boyd, I., Wanless, S. & Camphuysen (Eds.) 2006. Top predators in marine ecosystems: their role in monitoring and management. Cambridge UP.
- Cochrane, S.K.J., D.W. Connor, P. Nilsson, I. Mitchell, J. Reker, J. Franco, V. Valavanis, S. Moncheva, J. Ekebon, K. Nygaard, R. Serrão Santos, I. Naberhaus, T. Packeiser, W. van de Bund and A.C. Cardoso 2010. Marine Strategy Framework Directive. Guidance on the interpretation and application of Descriptor 1: Biological diversity. Report by Task Group 1 on Biological diversity for the European Commission's Joint Research Centre, Ispra, Italy. <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/55daddd2-bfad-40bb-bc1b-97dd0944887c/language-en>
- Codina-garcía, M., Militão, T., Moreno, J., & González-solís, J. 2013. Plastic debris in Mediterranean seabirds. *Marine Pollution Bulletin* 77: 220–226.
- Comisión Europea, 2012. Plan de acción para reducir las capturas accidentales de aves marinas en los artes de pesca. COM(2012) 665 final. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/es/TXT/?uri=CELEX%3A52012DC0665>
- Cortés, V., Arcos, J. M., & González-solís, J. 2017. Seabirds and Demersal longliners in the northwestern Mediterranean: factors driving their interactions and bycatch rates. *Marine Ecology Progress Series* 565: 1–16. <https://doi.org/10.3354/meps12026>
- Cortés, V., García-Barcelona, S. & González-Solís, J. 2018. Sex- and age-biased mortality of three shearwater species in longline fisheries of the Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 588: 229–241
- Croxall, J. P., Butchart, S. H. M., Lascelles, B., Stattersfield, A. J., Sullivan, B., Symes, A., *et al.* 2012. Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conserv. Int.* 22: 1–34.
- Cury, P. M., Boyd, I. L., Bonhommeau, S., Anker-Nilssen, T., Crawford, R. J. M., Furness, R. W., Mills, J. A., Murphy, E. J., Österblom, H., Paleczny, M., Piatt, J. F., Roux, J. P., Shannon, L. & Sydeman, W. J. 2011. Global seabird response to forage fish depletion--one-third for the birds. *Science* 334: 1703–6.
- Fernández Calvo et al, 2017. Seguimiento de la colonia de charrán común (*Sterna hirundo*) de la Bahía de Santander (año 2017). Informe inédito, Sociedad Española de Ornitología.
- Fernández-Calvo, I. C.; de la Puente-Nilsson, J. y González-Sánchez, F. 2015 - Seguimiento de la colonia de charrán común (*Sterna hirundo*) de la Bahía de Santander (año 2015). Informe inédito, Sociedad Española de Ornitología.



- Furness, R.W. & Camphuysen, C.J. 1997. Seabirds as monitors of the marine environment. *ICES Journal of Marine Science* 54: 726–737. 1997
- García, D. 2018. Seguimiento de las colonias de cría de la pardela balear de la Mola de Maó e illa de l'Aire (Menorca), durante la fase previa a la toma de medidas para controlar la presencia de depredadores, en el marco del proyecto Life-PAF INTEMARES (LIFE15 IPE ES 012). INTEMARES. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Informe inédito. 47 pp.
- García-Barcelona, S., Macías, D., Ortiz de Urbina, Estrada, A., Real, R. & Báez, J.C. 2010. Modelling abundance and distribution of seabird by-catch in the Spanish Mediterranean longline fishery. *Ardeola* 57: 65–78.
- García-Barcelona, S., Báez, J.C., Ortiz de Urbina, J.M., Gómez-Vives, M. & Macías, D. 2013. By-catch of Cory's shearwater in the commercial longline fisheries based in the Mediterranean coast and operating in East Atlantic waters: first approach to incidental catches of seabird in the area. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT* 69(4): 1929–1934.
- García-Barcelona, S., Louzao, M., Ortiz de Urbina, J.M., Juste, J., García-Mudarra, J.L., Camacho Vacas, E. & Macías, D. 2016. Importance of genetic analyses to identify the genus *Puffinus*: a massive catch event as a case study. Póster presentado en el *VI International Albatross and Petrels Conference*, Barcelona.
- García-Barcelona, S., Pauly-Salinas, M. & Macías, D. 2017. Updating seabirds bycatch estimates in the Spanish Mediterranean drifting longline fishery: years 2000–2016. ICCAT Ecosystem Subcommittee Meeting, Madrid, 10–14 July 2017. SCRS/P/2017/018.
- Generalitat Valenciana, 2014. Informe sobre seguimiento del paíño europeo *Hydrobates pelagicus* en la Comunidad Valenciana. Año 2014. Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient. Generalitat Valenciana.
- Generalitat Valenciana, 2015a. Informe Técnico 07/2015. Seguimiento de las Especies del Catálogo Valenciano de Fauna Amenazada. Año 2014 y tendencias poblacionales a corto y largo plazo. Servicio de Vida silvestre. Dirección General de Medio Natural. Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient. Generalitat Valenciana.
- Generalitat Valenciana, 2015b. Informe Técnico 10/2015. Censos de Aves Acuáticas Nidificantes en las Zonas Húmedas de la Comunitat Valenciana. Año 2015. Servicio de Vida silvestre. Dirección General de Medio Natural. Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient. Generalitat Valenciana.
- Generalitat Valenciana, 2016. Informe Técnico 13/2016. Censos de Aves Acuáticas Nidificantes en las Zonas Húmedas de la Comunitat Valenciana. Año 2016. Servicio de Vida silvestre. Dirección General de Medio Natural. Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient. Generalitat Valenciana.
- Generalitat Valenciana, 2017. Informe Técnico 06/2017. Censos de Aves Acuáticas Nidificantes en las Zonas Húmedas de la Comunitat Valenciana. Año 2017. Servicio de Vida silvestre. Dirección General de Medio Natural. Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient. Generalitat Valenciana.
- Genovart, M., Arcos, J.M., Álvarez, D., McMinn, M., Meier, R., Wynn, R., Guilford, T. & Oro, D. 2016. Demography of the critically endangered Balearic shearwater: the impact of fisheries and time to extinction. *Journal of Applied Ecology* 53: 1158–1168.
- Genovart, M., Doak, D. F., Igual, J. M., Sponza, S., Kralj, J., & Oro, D. 2017. Varying demographic impacts of different fisheries on three Mediterranean seabird species. *Global Change Biology*: 23(8), 3012–3029.
- Genovart, M., Bécares, J., Igual, J. M., Martínez-Abraín, A., Escandell, R., Sánchez, A., Rodríguez, B., Arcos, J.M. & Oro, D. 2018a. Differential adult survival at close seabird colonies: The importance of spatial foraging segregation and bycatch risk during the breeding season. *Global Change Biology*, (October). <https://doi.org/10.1111/gcb.13997>
- Genovart, M., Oro, D. and Tenan, S. 2018b. Immature survival, fecundity and density-dependence, drive global population dynamics in a long-lived bird. *Ecology*, *in press*.
- Grupo de Ecología y Demografía Animal – Institut Mediterrani d'Estudis Avançats IMEDEA/CSIC. Estudi de la influència de les paparres (*Ornithodoros maritimus*) sobre els paràmetres demogràfics dels fumarells



(*Hydrobates pelagicus*) a la colònia de S'Espartar. Informed'activitats i resultats de la campanya. Octubre 2018

ICES. 2013a. Report of the Workshop to Review and Advise on Seabird Bycatch (WKBYCS), 14–18 October 2013, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2013/ACOM:77. 79 pp. http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Expert%20Group%20Report/acom/2013/WKBYCS/wkbycs_final_2013.pdf

ICES. 2013b. Report of the Joint ICES/OSPAR Expert Group on Seabirds (WGBIRD), 22–25 October 2013, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2013/ACOM:78. 77 pp.

ICES. 2017. Report of the OSPAR/HELCOM/ICES Working Group on Marine Birds (JWG-BIRD), 6–10 November 2017, Riga, Latvia. ICES CM 2017/ACOM:49. 98 pp.

ICES 2018a. ICES Special Request Advice: Azores, Baltic Sea, Bay of Biscay and Iberian Coast, Celtic Seas, Greater North Sea Ecoregions. sr.2018.12 Published 12 July 2018. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.4494>

ICES 2018b. Report of the OSPAR/HELCOM/ICES Working Group on Marine Birds (JWG-BIRD), 1–5 October 2018, Copenhagen. *In prep.*

Igual, J.M., Sanz-Aguilar, A., Payo-Payo, A., Tavecchia, G., Genovart, M. y Oro, D. 2017. Seguimiento de la Pardela cenicienta (*Calonectris diomedea*) en el islote de Pantaleu durante 2017. IMEDEA (CSIC-UIB). Informe inédito

Jiménez, J., Sarzo, B., Pérez, I., Mínguez, Martínez-Abraín, A. 2009. Plan de Acción Aves Marinas Comunidad Valenciana. Treball tècnic de Biodiversitat, nº 2. Conselleria de Medi Ambient, aigua, Urbanisme i Habitatge. Generalitat Valenciana

Laneri, K., Louzao, M., Martínez-Abraín, A., Arcos, J. M., Belda, E. J., Guallart, J., Sánchez, A., Giménez, M., Maestre, R. & Oro, D. 2010. Trawling regime influences longline seabird bycatch in the Mediterranean: New insights from a small-scale fishery. *Marine Ecology Progress Series*, 420, 241–252.

Lloret, J., Palomera, I., Salat, J., & Solé, I. 2004. Impact of freshwater input and wind on landings of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) and sardine (*Sardinapilchardus*) in shelf waters surrounding the Ebro (Ebro) River delta (north-western Mediterranean). *Fisheries Oceanography* 13(2): 102–110.

Louzao, M., Igual, J. M., McMinn, M., Aguilar, J. S., Triay, R., & Oro, D. 2006. Small pelagic fish, trawling discards and breeding performance of the critically endangered Balearic shearwater: improving conservation diagnosis. *Marine Ecology Progress Series* 318: 247–254.

Louzao, M., García, D. & Arcos, J.M. 2016. Conservación Integral de la Pardela Balear *Puffinus mauretanicus* en Pitiüses: uniendo puentes entre los ecosistemas marino y terrestre. SEO/BirdLife, IEO, AZTI-Tecnalia & IRBI. Informe de actualización 2013-2015.

Madroño, A., González, C. y Atienza, J.C. (Eds.). 2005. Libro Rojo de Las Aves de España. Dirección General para la Diversidad-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

MAP & UNEP. 2017. 2017 Mediterranean Quality Status Report. Mediterranean Action Plan (Barcelona Convention) & UNEP. https://www.medqsr.org/sites/default/files/inline-files/2017MedOSR_Online_0.pdf

Meier, R. 2015. The at-sea behaviour and ecology of the critically endangered Balearic shearwater. PhD Thesis, University of Southampton.

Mínguez, E., Pérez, I., Noguera, J.C. y Sanz, A. 2007. Estudio de las poblaciones de paño (*Hydrobates pelagicus*) en islas de la Comunidad Valenciana. Informe Final. Conselleria de Territori i Habitatge. Generalitat Valenciana.

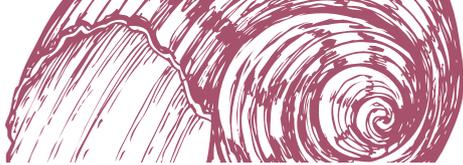
MISTIC SEAS. 2016. MISTIC SEAS - Technical Report 1. 190 pp.

MITECO, 2019. Macaronesian Roof Report (*en prep.*)

Morgan, G., McMinn, M., Wynn, R., Meier, R., Maurice, L., Sevilla, B., Rodríguez, A. & Guilford, T. 2013. Establishing repeatable study plots on Sa Dragonera, Mallorca, to assess population trends of the local breeding Balearic Shearwaters *Puffinus mauretanicus*. *SEABIRD* 26: 32–41



- Munilla, I., Díez, C. & Velando, A. 2007. Are edge bird populations doomed to extinction? A retrospective analysis of the common guillemot collapse in Iberia. *Biological Conservation* 137 (2007) 359–371.
- Munilla, I. 2016. Seguimento das poboacións de aves mariñas no Parque Nacional Marítimo Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia: resultados de 2015 e 2016. Parque Nacional Marítimo e Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia. Informe non publicado. Decembro 2016.
- Munilla, I. 2017. Seguimento das poboacións de aves mariñas no Parque Nacional Marítimo e Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia: resultados de 2017. Parque Nacional Marítimo e Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia. Diciembre 2017.
- Munilla, I., Genovart, M., Paiva, V. H., & Velando, A. 2016. Colony foundation in an oceanic seabird. *PLoS One*, 11(2).
- Navarro, J., Forero, M.G., González-Solís, J., Igual, J.M., Bécarea, J. y K.A. Hobson. 2009. Foraging between two closely related shearwaters breeding in sympatry. *Biology Letters*, 5: 545-548.
- Oro, D., Álvarez, D., & Velando, A. 2018. Complex demographic heterogeneity from anthropogenic impacts in a coastal marine predator. *Ecological Applications*, 28(3), 612-621.
- OSPAR. 2016a. OSPAR CEMP Guidelines – common indicator: marine bird abundance (B1). OSPAR Agreement 2016-09.
- OSPAR. 2016b. OSPAR CEMP Guidelines – common indicators: marine bird breeding success/failure (B3). OSPAR Agreement 2016-09.
- OSPAR. 2017. Intermediate assessment. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/>.
- Paleczny, M., Hammill, E., Karpouzi, V. & Pauly, D. 2015. Population trend of the world's monitored seabirds, 1950-2010. *PLoS One* 10: 1–11.
- Paracuellos, M. y Nevado, J.C. 2010. Culling Yellow-legged Gulls *Larus michahellis* benefits Audouin's Gulls *Larus audouinii* at a small and remote colony. *Bird Study* 57: 26–30
- Payo-Payo, A., Sanz-Aguilar, A. & Genovart, M. 2018. Predator arrival elicits differential dispersal, change in age structure and reproductive performance in a prey population. *Scientific Reports* 8(1)
- Pérez, I. Mínguez, E., Sarzo, B., Villuendas, E., Martínez, A., Oro, D., Carda, J. & Jiménez, J. 2009. Lessons from the management of Audouin's Gull *Larus audouinii* in Eastern Spain (1999-2008): recommended guidelines. Consellería de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda. Generalitat Valenciana. Valencia
- Reyes-González, J. M.; Zajková, Z.; Morera-Pujol, V.; De Felipe, F.; Militão, T.; Dell'Arciccia, G.; Ramos, R.; Igual, J. M.; Arcos, J. M. y González-Solís, J. 2017. Migración y ecología espacial de las poblaciones españolas de pardela cenicienta. Monografía n.º 3 del programa Migra. SEO/BirdLife. Madrid.
- Rodríguez, A., Rodríguez, B., & Nazaret Carrasco, M. 2012. High prevalence of parental delivery of plastic debris in Cory's shearwaters (*Calonectris diomedea*). *Marine Pollution Bulletin* 64: 2219–2223.
- Rodríguez, B., Bécarea, J., Rodríguez, A., & Arcos, J. M. 2013. Incidence of entanglements with marine debris by northern gannets (*Morus bassanus*) in the non-breeding grounds. *Marine Pollution Bulletin* 75: 259–263.
- Rodríguez, A., García, D., Rodríguez, B., Cardona, E., Parpal, L. & Pons, P. 2015. Artificial lights and seabirds: Is light pollution a threat for the threatened Balearic petrels? *Journal of Ornithology* 156: 893–902.
- Rodríguez, A., Holmes, N. D., Ryan, P. G., Wilson, K.-J., Faulquier, L., Murillo, Y., Raine, A.F., Penniman, J.F., Neves, V., Rodríguez, B., Negro, J.J., Chiaradia, A., Dann, P., Anderson, T., Metzger, B., Shirai, M., Deppe, L., Wheeler, J., Hodum, P., Gouveia, C., Carmo, V., Carreira, G.P., Delgado-Alburquerque, L., Guerra-Correa, C., Couzi, F.X., Travers, M. & Le Corre, M. 2017. Seabird mortality induced by land-based artificial lights. *Conserv. Biol.* 31: 986–1001.
- Ruiz A. & Martí R. (Eds.). 2004. La Pardela Balear. SEO/BirdLife-Consellería de Medi Ambient del Govern de les illes Balears. Madrid.



- Sanz-Aguilar, A., Igual, J.M., Tavecchia, G., Genovart, M. y Oro, D. 2016. When immigration mask threats: The rescue effect of a Scopoli's shearwater colony in the Western Mediterranean as a case study. *Biological Conservation* 198 (2016) 33–36.
- Sanz-Aguilar, A., Zuberogoitia, I., Sallent, A., Picorelli, V., Navedo, J., Garaita, R. (in prep.) Paíño europeo (*Hydrobates pelagicus*) en En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Morales, M. B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- SEO/BirdLife 2012a. Encuestas sobre pesca y aves marinas en España Peninsular y Baleares (2012). Informe técnico para el proyecto LIFE+ INDEMARES
- SEO/BirdLife. 2012b. Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.
- SEO/BirdLife. 2019. Censo reproductor de de cormorán moñudo en España, 2017. SEO/BirdLife, Madrid. (*inprep*).
- Tarzia, M. (compiler), Arcos, J.M., Cama, A., Cortés, V., Crawford, R., Morkūnas, J., Oppel, S., Raudonikas, L., Tobella, C. & Yates, O. 2017. Seabird Task Force: 2014-2017. Technical report. <https://save seabirds.files.wordpress.com/2017/09/seabird-task-force-report-2014-2017-lowres.pdf>
- Tobella, C., Badosa, E., Grajera, J., Calderón, R., Turon, F., Alonso, M., y Arcos, J.M. 2018. Impacte de la pesca recreativa sobre el corbmariemplomallatmediterrani (*Phalacrocorax aristotelis desmarestii*): anàlisi i gestió. 1r Congrés d'Ornitologia de les Terres de Parla Catalana. Barcelona.
- Valeiras, X. 2003. Attendance of scavenging seabirds at trawler discards off Galicia, Spain. *Scientia Marina* 67: 77-82.
- Velando, A., Barros, A., Moran, P., Romero, R, Munilla, I, & Piorno, V. (2011). El cormorán moñudo y el visón americano en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia. Proyectos de Investigación en parques nacionales, 2015.
- Zabala J, Zuberogoitia I, Martínez-Climent JA, Etxezarreta J. 2011. Do long lived seabirds reduce the negative effects of acute pollution on adult survival by skipping breeding? A study with European storm petrels (*Hydrobates pelagicus*) during the "Prestige" oil spill. *Mar Pollut Bull* 62:109–115
- Zuberogoitia, I., Zabala, J., Etxezarreta, J., Crespo, A. Burgos, G. & Arizaga, J. 2016. Assessing the impact of extreme adverse weather on the biological traits of a European storm petrel colony. *Popul Ecol* (2016) 58:303–313
- Zuberogoitia, I., Azkona, A., Castillo, I., Zabala, J., Martínez, J. A., & Etxezarreta, J. (2007). Population size estimation and metapopulation relationships of Storm Petrels *Hydrobates pelagicus* in the Gulf of Biscay. *Ringing & Migration* 23: 252-254.
- Zuberogoitia, I., Crespo, A., Burgos, G., Zabala, J., Etxezarreta, J., y Zuberogoitia, J. El Paíño europeo *Hydrobates pelagicus* en Aketx, Bermeo (Bizkaia). 26 años de seguimiento 1989-2014. Diputación Foral de Bizkaia. Informe inédito facilitado por I. Zuberogoitia.

- **Otras fuentes de información**
 - **Información aportada por las Comunidades Autónomas**

Las siguientes Comunidades Autónomas aportaron información sobre aves marinas para la evaluación de las Estrategias Marinas de España, a través del Ministerio de Transición Ecológica (MITECO).

- País Vasco
- Principado de Asturias
- Galicia
- Andalucía
- Región de Murcia
- Comunidad Valenciana
- Catalunya



Así mismo, se ha usado información parcial proporcionada previamente por el Govern Balear

○ **Expertos consultados y que han aportado información**

Además de la información aportada por las CCAA por vías oficiales, y de la bibliografía consultada, los siguientes expertos aportaron información y asesoramiento que contribuyó al proceso de evaluación.

- Gustavo Ballesteros Pelegrín
- David García
- Eva García
- Meritxell Genovart
- José Manuel Igual
- Jordi Muntaner
- Daniel Oro
- Ana Sanz
- Íñigo Zuberogoitia

Mamíferos Marinos:

Ascobans (1997). Cetacean by-catch issues in the ASCOBANS area. . *Unpublished report of the ASCOBANS Advisory Committee working group on by-catch to the Second Meeting of Parties to ASCOBANS.*

Ascobans (2000). Resolution No.3 Incidental Take of Small Cetaceans. . *3rd Session of the Meeting of Parties, pp. 93–96. Bristol.*

Berube, M., Aguilar, A., Dendanto, D., Larsen, F., Di Sciara, G.N., Sears, R., Sigurjonsson, J., Urban-R, J. and Palsboll, P.J. (1998). Population genetic structure of North Atlantic, Mediterranean Sea and Sea of Cortez fin whales, *Balaenoptera physalus* (Linnaeus 1758): analysis of mitochondrial and nuclear loci. *Molecular Ecology*, 7(5): 585-599.

Canadas, A., Burt, L., Macleod, K., Rogan, E., Santos, B., Uriarte, A., Van Canneyt, O., Vazquez, J.A. and Hammond, P. (2009). Abundance and distribution of common dolphins in the offshore NE Atlantic. *Report of the International Whaling Commission 61. 15 pp.*

Cañadas, A., Desportes, G. and Borchers, D. (2004). The estimation of the detection function and $g(0)$ for short-beaked common dolphins (*Delphinus delphis*), using double-platform data collected during the NASS-95 Faroese survey. *Journal of Cetacean Research and Management* 6 (2): 191-198.

Canadas, A., Macleod, K., Mikkelsen, B., Rogan, E., Uriarte, A., Vazquez, J.A., Van-Canneyt, O. and Hammond, P.S. (2011). Estimate of abundance of beaked whales in the Alboran Sea. *Report of the International Whaling Commission SC/63/SM14. 16 pp.*

Díaz-López, B. and Karagouni, N. (2015). Impactan las bateas de mejillones en el uso del hábitat y comportamiento de los delfines mulares? *Poster. VIII Congreso Sociedad Española de Cetáceos. Vigo, 2-4 octubre 2015.*

Díaz-López, B., López, A., Methion, S. and Covelo, P. (2017). Infanticide attacks and associated epimeletic behaviour in free-ranging common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 98 (05): 1159-1167.



Díaz-López, B. and Methion, S. (2017). The impact of shellfish farming on common bottlenose dolphins' use of habitat. *Marine Biology* 164 (4).

FAO Major Fishing Areas. ATLANTIC, NORTHEAST (Major Fishing Area 27). CWP Data Collection. In: FAO Fisheries and Aquaculture Department [online]. Rome. Updated 30 January 2017.

Fernández, A., Edwards, J. F., Rodríguez, F., Espinosa De Los Monteros, A., Herráez, P., Castro, P., Jaber, and J.R., M., V., Arbelo, M. (2005). Gas and fat embolic syndrome involving a mass stranding of Beaked Whales (Family Ziphiidae) exposed to anthropogenic sonar signals. *Veterinary Pathology*, 42: 446-457.

Fernández, R., García-Tiscar, S., Begoña Santos, M., López, A., Martínez-Cedeira, J., Newton, J. and Pierce, G.J. (2011a). Stable isotope analysis in two sympatric populations of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*: evidence of resource partitioning? *Marine Biology* 158 (5): 1043-1055.

Fernández, R., Santos, M.B., Pierce, G.J., Llavona, A., López, A., Silva, M., Ferreira, M., Carrillo, M., Cermeño, P., Lens, S. and Pieltne, S. (2011b). Fine-scale genetic structure of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in Atlantic coastal waters of the Iberian Peninsula. *Hydrobiologia* 670: 111-125.

García-Barón, I., Authier, M., Murcia, J.L., Vázquez, J.A., Santos, M.B. and Louzao, M. (2016). Modelado espacial de la abundancia relativa de rorcual común en la Bahía de Bizkaia. *IX Congreso de la Sociedad Española de Cetáceos-SEC. Las Palmas de Gran Canaria, 28 de septiembre - 2 de octubre de 2016*.

García-Barón, I., Santos, M.B., Saavedra, C., Valeiras, X., García, S. and Louzao, M. (2018). Estimaciones de abundancia de depredadores apicales para determinar áreas clave en el sur del Golfo de Bizkaia. *XI Congreso Sociedad Española de Cetáceos. Bilbao 19-21 octubre 2018*.

García, J.A., Martínez-Cedeira, J., Morales, X. and López, A. (2011). Study on the cetaceans-fisheries interactions in Galician and Cantabrian Sea waters (Northern Spain) through fishing trips. *Poster. 25th European Cetacean Society Conference. Cádiz, Spain, 21-23 March 2011*.

Goetz, S., Read, F.L., Ferreira, M., Portela, J.M., Santos, M.B., Vingada, J., Siebert, U., Marçalo, A., Santos, J., Araújo, H., Monteiro, S., Caldas, M., Riera, M. and Pierce, G.J. (2015). Cetacean occurrence, habitat preferences and potential for cetacean-fishery interactions in Iberian Atlantic waters: results from cooperative research involving local stakeholders. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 25 (1): 138-154.

Goetz, S., Read, F.L., Santos, M.B., Pita, C. and Pierce, G.J. (2014). Cetaceans-fishery interactions in Galicia (NW Spain): results and management implications from a face-to-face interview survey of local fishers. *ICES Journal of Marine Science*, 71(3): 604-617.

Gutiérrez, P., Saavedra, C., Louzao, M., Gerrodette, T., Valeiras, J., García, S. and Santos, M.B. (2016). Predictive distribution habitat models for common dolphin (*Delphinus delphis*) in the N and NW waters of Spain. *Poster. 30th European Cetacean Society Conference. Funchal, Madeira, 14-16 March 2016*.

Gutiérrez, P., Saavedra, C., Louzao, M., Gerrodette, T., Valeiras, J., García, S. and Santos, M.B. (2016). ¿Áreas estables de ocurrencia de delfín común (*Delphinus delphis*) en aguas neríticas del norte y noroeste de la



Península Ibérica? *IX Congreso de la Sociedad Española de Cetáceos-SEC. Las Palmas de Gran Canaria, 28 de septiembre - 2 de octubre de 2016.*

Gutiérrez, P., Saavedra, C., Louzao, M., Gerrodette, T., Valeiras, X., García, S., Pierce, G.J. and Santos, M.B. (2018). Distribución espacial de las principales especies de cetáceos odontocetos de la plataforma continental N y NO de España. *Al Congreso Sociedad Española de Cetáceos. Bilbao 19-21 octubre 2018.*

Hammond, P., Lace, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., Macleod, K., Ridoux, V., Santos, M.B., Scheidat, M., Teilmann, J., Vingada, J. and Øien, N. (2017). Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from SCANS-III aerial and shipboard surveys. *SCANS-III. 40 pp.*

Hammond, P.S., Macleod, K., Berggren, P., Borchers, D.L., Burt, L., Cañadas, A., Desportes, G., Donovan, G.P., Gilles, A., Gillespie, D., Gordon, J., Hiby, L., Kuklik, I., Leaper, R., Lehnert, K., Leopold, M., Lovell, P., Øien, N., Paxton, C.G.M., Ridoux, V., Rogan, E., Samarra, F., Scheidat, M., Sequeira, M., Siebert, U., Skov, H., Swift, R., Tasker, M.L., Teilmann, J., Van Canneyt, O. and Vázquez, J.A. (2013). Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation* 164: 107-122.

Hammond, P.S., Macleod, K., Burt, M., Cañadas, A., Lens, S., Bjarni, M., Rogan, E., Santos, B., Uriarte, A., Van-Canneyt, O. and Vazquez, J.A. (2011). Abundance of baleen whales in the European Atlantic (SC/63/RMP24). *. 63rd Annual Meeting of the International Whaling Commission. Tromsø, Norway 1-12 June 2011.*

Hernández-González, A., Saavedra, C., Gago, J., Covelo, P. and Santos, M.B. (2016). Analysis and quantification of microplastics in the stomachs of common dolphins (*Delphinus delphis*) stranded on the Galicia coasts (NW Spain). *Poster. 30th European Cetacean Society Conference. Funchal, Madeira, 14-16 March 2016.*

Ices (2014). Report of the Workshop to review the 2010 Commission Decision on criteria and methodological standards on good environmental status (GES) of marine waters; Descriptor 4 Foodwebs. *ICES WGMMME meeting report. 26-27 August 2014, ICES Headquarters, Denmark. ICES CM 2014/ACOM:60. 23 pp.*

Iwc (1995). Report of the scientific committee. Annex G. Report of the sub-committee on small cetaceans. *. Report of the International Whaling Commission 45: 165-186.*

Iwc (2000). Report of the IWC-ASCOBANS Working Group on harbour porpoises. *J. Cetacean Res. Manag.* 2, 297-305.

Jepson, P.D., Arbelo, M., Deaville, R., Patterson, I.a.P., Castro, P., Baker, J.R., Degollada, E., Ross, H.M., Herráez, P., Pocknell, A.M., Rodríguez, F., Howie, F.E., Espinosa, A., Reid, R.J., Jaber, J.R., Martin, V., Cunningham, A.A. and Fernández, A. (2003). Gas-bubble lesions in stranded cetaceans. *. Nature* 425: 575-576.

Kuiken, T. (1994). Review of the criteria for the diagnosis of by-catch in cetaceans. Pages 38-43 *Diagnosis of By-Catch in Cetaceans. Proc. 2nd. ECS workshop on cetacean pathology, Montpellier, France.*



Learmonth, J.A., Murphy, S., Luque, P.L., Reid, R.J., Patterson, I.a.P., Brownlow, A., Ross, H.M., Barley, J.P., Begoña Santos, M. and Pierce, G.J. (2014). Life history of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in Scottish (UK) waters. *Marine Mammal Science* 30 (4): 1427-1455.

López, A. (2010). INDEMARES. Informe técnico de campanas Banco de Galicia. *Informe realizado para la Fundación Biodiversidad*.

López, A., Covelo, P., Vázquez, J.A., Martínez-Cedeira, J., Caldas, M., Lago, R., Llavona, A. and Alonso, J.M. (2011a). Bases para a conservación e xestión das especies de cetáceos ameazadas nas augas Atlánticas e Cantábricas. *Eubalaena*, 12. 62 pp.

López, A., Martínez-Cedeira, J., Dios, J.J. and Covelo, P. (2015a). Objetos extraños sobre los cuerpos y en el sistema digestivo de mamíferos marinos en Galicia. *VIII Congreso Sociedad Española de Cetáceos. Vigo, 2-4 octubre 2015*.

López, A., Martínez-Cedeira, J., Palacios, G., Covelo, P., Mariscal, P. and Díaz, J.I. (2015b). Identificación poblacional del delfín mular (*Tursiops truncatus*) en el noroeste y norte peninsular. *XII Congreso de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM). Burgos, 4-7 de diciembre de 2015*.

López, A., Vázquez, J.A., Martínez-Cedeira, J., Cañadas, A., Marcos, E., Maestre, I., Ruano, A., Laria, L., Llavona, A., Macleod, K. and Evans, P.G.H. (2013a). New abundance estimates for harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) and bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in Northern Spanish Cantabrian and adjacent waters of Bay of Biscay (2003-2011). *27th Annual Conference of the European Cetacean Society. Setúbal, Portugal, 8-10 April 2013*.

López, A., Vázquez, J.A., Martínez-Cedeira, J., Cañadas, A., Marcos, E., Maestre, I., Ruano, A., Laria, L., Macleod, K. and Evans, P. (2013b). Estimaciones de abundancia, mediante modelización espacial, de las poblaciones de marsopa común (*Phocoena phocoena*), delfín mular (*Tursiops truncatus*), cachalote (*Physeter macrocephalus*) y rorcual común (*Balaenoptera physalus*) en el norte Peninsular. *XI Congreso de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM). Avilés, 5-8 de diciembre de 2013*.

López, A., Vázquez, J.A., Martínez-Cedeira, J., Maestre, I., Marcos, E., Laria, L., Fernández, M., Díaz, J.I., A, L., Crespo, E. and Cañadas, A. (2011b). Propuesta Planes de Conservación de Cetáceos en la Demarcación Marina Noratlántica. Volumen 2: impactos. En: Bases para el desarrollo de los Planes de Conservación de las especies de cetáceos protegidas en la DMNAT. Informe técnico. CEMMA-INT. MAPAMA. Julio 2012. 93 pp. pp.

López, A., Vázquez, J.A., Martínez-Cedeira, J., Martín, V., Maestre, I., Marcos, E., Laria, L., Fernández, M., Díaz, J.I., Santos, L. and Cañadas, A. (2012). Propuesta Planes de Conservación de Cetáceos en la Demarcación Marina Noratlántica. Volumen 1: marsopa. En: Bases para el desarrollo de los Planes de Conservación de las especies de cetáceos protegidas en la DMNAT. Informe técnico. CEMMA-INT. MAPAMA. Julio 2012. 89 pp. pp.

Louzao, M., García-Barón, I., Martínez, U., Saavedra, C., Astarloa, A., Santos, M.B., Pierce, G.J. and Bora, G. (2017). Uso de campañas anuales de evaluación pesquera para la monitorización de mamíferos marinos. *X Congreso SEC. Valencia, 27-30 septiembre 2017*.



Macleod, K., Brereton, T., Evans, P.G.H., Swift, R. and Vazquez, J.A. (2011). Distribution and abundance of Cuvier's beaked whales in the Canyons of Southern Biscay (SC/63/SM7). *63st Annual Meeting of the International Whaling Commission. Tromsø, Norway 1-12 June 2011.*

Macleod, K., Canadas, A., Lens, S., Rogan, E., Santos, B., Uriarte, A., Van Canneyt, O., Vazquez, J.A. and Hammond, P. (2009). Distribution and Abundance of Fin whales and other baleen whales in the European Atlantic. . *Report of the International Whaling Commission. 14 pp.*

Magrama (2015). ESTRATEGIAS MARINAS - VII. PROGRAMAS DE MEDIDAS.

Marcos-Ipiña, E., Salazar, J.M. and De Stephanis, R. (2014). Estudio de las poblaciones de cetáceos y detección de Zonas Especiales de Conservación para los cetáceos en el entorno marino de Jaizkibel y aguas adyacentes. *Munibe Monographs. Nature Series, 2: 91-99.*

Marcos, E. and Salazar, J.M. (2013). Estudio de las poblaciones de cetáceos en aguas de la costa vasca durante el periodo 2003-2010. *VI Congreso Sociedad Española de Cetáceos. Tarifa, 4-6 octubre 2013.*

Martínez-Cedeira, J. and López, A. (2016). Proxecto Phocoeval: monitorización marítima e aérea da toniña en Galicia. *CERNA, 76: 44-47. pp.*

Martínez-Cedeira, J. and López, A. (2018). Actualización del estado de conservación de la marsopa en las DMNAT y DMSAT y elaboración del borrador del Plan de Conservación. . *Informe realizado para el Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. 217pp.*

Martínez-Cedeira, J., Palacios, G., Covelo, P., Mariscal, P., Díaz, J.I. and López, A. (2013). Fotoidentificación y desplazamientos del delfín mular, *Tursiops truncatus*, en las aguas costeras de Galicia. *XI Congreso de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM). Avilés, 5-8 de diciembre de 2013.*

Martínez-Cedeira, J., Vázquez, J.A. and López, A. (2016). Proyecto PHOCOEVAL: Evaluación y determinación de la categoría de conservación de la marsopa común (*Phocoena phocoena*) en el NW de la península Ibérica. *Memoria Técnica. CEMMA. Fundación Biodiversidad. 136 pp.*

Méndez-Fernandez, P., Bustamante, P., Bode, A., Chouvelon, T., Ferreira, M., López, A., Pierce, G.J., Santos, M.B., Spitz, J., Vingada, J.V. and Caurant, F. (2012). Foraging ecology of five toothed whale species in the Northwest Iberian Peninsula, inferred using carbon and nitrogen isotope ratios. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 413: 150-158.

Méndez-Fernandez, P., Pierce, G.J., Bustamante, P., Chouvelon, T., Ferreira, M., González, A.F., López, A., Read, F.L., Santos, M.B., Spitz, J., Vingada, J.V. and Caurant, F. (2013a). Ecological niche segregation among five toothed whale species off the NW Iberian Peninsula using ecological tracers as multi-approach. *Marine Biology* 160 (11): 2825-2840.

Méndez-Fernandez, P., Webster, L., Chouvelon, T., Bustamante, P., Ferreira, M., González, A.F., López, A., Moffat, C.F., Pierce, G.J., Read, F., Russell, M., Santos, M.B., Spitz, J., Vingada, J.V. and Caurant, F. (2013b).



Evaluación del estado de contaminación de los cetáceos odontocetos del noroeste de la península Ibérica. *VI Congreso Sociedad Española de Cetáceos. Tarifa, 4-6 octubre 2013.*

Mendez-Fernandez, P., Webster, L., Chouvelon, T., Bustamante, P., Ferreira, M., Gonzalez, A.F., Lopez, A., Moffat, C.F., Pierce, G.J., Read, F.L., Russell, M., Santos, M.B., Spitz, J., Vingada, J.V. and Caurant, F. (2014). An assessment of contaminant concentrations in toothed whale species of the NW Iberian Peninsula: part I. Persistent organic pollutants. *Science of the Total Environment* 484: 196-205.

Methion, S. and Díaz-López, B. (2017). Association patterns of resident bottlenose dolphins in the Ría of Arousa, NW Spain. *Poster. Behaviour 2017. 35th International Ecological Conference. Estoril, Portugal, 30 July-4 August 2017.*

Methion, S. and Díaz-López, B. (2018). Abundance and demographic parameters of bottlenose dolphins in a highly affected coastal ecosystem. *Marine and Freshwater Research* 69 (9): 1355.

Methion, S., Díaz-López, B. and Karagouri, N. (2015). Social structure of bottlenose dolphins in The Arousa Firth, Galicia, Spain. *Poster. VIII Congreso Sociedad Española de Cetáceos. Vigo, 2-4 octubre 2015.*

Monteiro, S. (2013). Population Ecology of Long-finned Pilot Whale (*Globicephala melas*) off the Western Coast of the Iberian Peninsula. pp.

Monteiro, S.S., Caurant, F., López, A., Cedeira, J., Ferreira, M., Vingada, J.V., Eira, C. and Méndez-Fernandez, P. (2017). Sympatric *Globicephala* species: feeding ecology and contamination status based on stable isotopes and trace elements. *Marine Ecology Progress Series* 563: 233-247.

OSPAR (2017). Contaminants. Intermediate Assessment 2017. Available at: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/contaminants/>

Pierce, G.J., Santos, M.B., Learmonth, J.A., Smeenk, C., Addink, M., García Hartmann, M., Boon, J.P., Zegers, B., Mets, A., Ridoux, V., Caurant, F., Bustamante, P., Lahaye, V., Guerra, A., González, A., López, A., Alonso, J.M., Rogan, E., Murphy, S., Van Canneyt, O., Dabin, W., Spitz, J., Doemus, G. and Meynier, L. (2005). Bioaccumulation of persistent organic pollutants in small cetaceans in European waters: transport pathways and impact on reproduction. . *Final Report to the European Commission's Directorate General for Research on Project EVK3-2000-00027.*

Prins, T., Borja, A., Simboura, N., Tsangaris, C., Van Der Meulen, M., Boon, A., Menchaca, I. and Gilbert, A. (2014). Coherent geographic scales and aggregation rules for environmental status assessment within the Marine Strategy Framework Directive. Towards a draft guidance. *Deltares/AZTI/HCMR. Deltares/AZTI/HCMR.*

Read, F.L. (2015). Understanding cetacean and fisheries interactions in the North-Western Iberian Peninsula. *PhD Thesis. Universidade de Vigo. 318 pp.*

Read, F.L., Santos, M.B., González, A.F., López, A., Ferreira, M., Vingada, J. and Pierce, G.J. (2013). Understanding harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) and fishery interactions in the north-west Iberian Peninsula. *Final report to ASCOBANS (SSFA/ASCOBANS/2010/4). 40 pp.*



Reboredo-Fernandez, A., Gomez-Couso, H., Martinez-Cedeira, J.A., Caccio, S.M. and Ares-Mazas, E. (2014). Detection and molecular characterization of *Giardia* and *Cryptosporidium* in common dolphins (*Delphinus delphis*) stranded along the Galician coast (Northwest Spain). *Vet Parasitol* 202 (3-4): 132-137.

Rogan, E., Cañadas, A., Macleod, K., Santos, M.B., Mikkelsen, B., Uriarte, A., Van Canneyt, O., Vázquez, J.A. and Hammond, P.S. (2017). Distribution, abundance and habitat use of deep diving cetaceans in the North-East Atlantic. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 141: 8-19.

Ruiz-Sancho, L. (2014). Proyecto mulares. Estudio delfín mular en aguas de Capbreton. *Informe realizado para el Gobierno Vasco. 56 pp.*

Saavedra, C. (2017). Multispecies population modelling of the common dolphin (*Delphinus delphis*), the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) and the southern stock of European hake (*Merluccius merluccius*), in Atlantic waters of the Iberian Peninsula. *PhD Thesis. Universidade de Vigo. 486 pp.*

Saavedra, C., Howell, D., Cerviño, S., Pierce, G.J., Read, F. and Santos, M.B. (2014). Estimation of common dolphin (*Delphinus delphis*) biological parameters for the construction of a population dynamic model: an approximation of the mortality-at-age and the influence of by-catch. *ICES Annual Science Conference. ICES CM 2014/J:11. A Coruña, 14-19 September 2014.*

Saavedra, C., Santos, M.B., Cerviño, S., Pierce, G.J., Read, F., López, A., Gago, J., Howell, D., Gerrodette, T. and Louzao, M. (2015). Evaluación del estado ambiental de la población de delfín común en el N y NW de la península Ibérica. *Comunicación oral. VIII Congreso Sociedad Española de Cetáceos. Vigo, 2-4 octubre 2015.*

Santos, M.B., Macleod, K., Burt, M.L., Cañadas, A., Pierce, G.J., Uriarte, A., Lens, S., Certain, G., Vazquez, J.A., Rogan, E., Van-Canneyt, O. and Hammond, P. (2009). Estimates of pilot whales (*Globicephala* spp.) abundance in offshore waters of the NE Atlantic. *23th Annual Conference of the European Cetacean Society, Istanbul, Turquia.*

Santos, M.B., Saavedra, C. and Pierce, G.J. (2014). Quantifying the predation on sardine and hake by cetaceans in the Atlantic waters of the Iberian peninsula. *Deep-Sea Research Part II: Topical studies in oceanography. Volume 106 (2014): 232-244.*

Swartenbroux, F.; Angelidis, M.; Aulne, M.; Bartkevics, V.; Benedicto, J.; Besada, V.; Bignert, A.; Bitterhof, A.; Kallikainen, A.; Hoogenboom, R.; Jorhem, L.; Jud, M.; Law, R.; Licht Cederberg, D.; McGovern, E.; Miniero, R.; Schneider, R.; Velikova, V.; Verstraete, F.; Vinas, L.; Vlad, S. 2010. Marine Strategy Framework Directive. Task Group 9. Contaminants in fish and other seafood. JRC Scientific and Technical Report. EUR 24339 EN-2010.

Vázquez, J.A., Cañadas, A., Martínez-Cedeira, J., López, A., Tejedor, M., Gauffier, P., Gazo, M. and Brotons, J.M. (2014). Documento técnico sobre la incidencia de la captura accidental de especies de cetáceos amenazadas en artes de pesca. *Informe realizado para el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.*

Vázquez, J.A., Martínez-Cedeira, J., López, A., Cañadas, A., Marcos, E., Maestre, I., Ruano, A., Laria, L., Llavona, A., Macleod, K. and Evans, P. (2013). Abundance estimates for fin whale (*Balaenoptera physalus*) and sperm



whale (*Physeter macrocephalus*) in the North Atlantic Marine Demarcation and adjacent waters of the Bay of Biscay (2003-2011). *SC/65a/012. International Whaling Commission, IWC. Scientific Committee Annual Meeting. Jeju Island, Republic of Korea, 3-15 June 2013.*

Referencias tortugas

- Akçakaya, R., Burgman, M. A., Ginzburg, L.R. (1999) Applied population ecology. Second Edition. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA. xiv + 285 pp.
- Alfaro-Shigueto, J., Dutton, P. H., Van Bresseem, M., Mangel, J. (2007) Interactions between leatherback turtles and Peruvian artisanal fisheries. *Chelonian Conservation and Biology* 1: 129-134.
- Alvarez de Quevedo, I; San Felix, M; Cardona, L. (2013) Mortality rates in by-caught loggerhead turtle *Caretta caretta* in the Mediterranean Sea and implications for the Atlantic populations. *Marine Ecology Progress Series* 489: 225-234.
- Antworth, R. L., Pike, D. A., Stiner, J. C. (2006) Nesting ecology, current status, and conservation of sea turtles on an uninhabited beach in Florida, USA. *Biological Conservation* 130: 10-15.
- Arendt, M., J. Schwenter, B. Witherington, A. Meylan, Saba, V (2013) Historical versus contemporary climate forcing on the annual nesting variability of loggerhead sea turtles in the northwest Atlantic Ocean. *PLoS ONE* 8:e81097.
- Avens, L., Snover, M. L. (2013). Age and Age estimation in Sea Turtles. Pp. 97-133. En: Wyneken, J., Lohmann, K. J., Musick, J. A. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles . Volume III.* CRC Press, Boca Raton.
- Bailey, H., Shillinger, G., Palacios, D., Bograd, S., Spotila, J., Paladino, F., Block, B. (2008). Identifying and comparing phases of movement by leatherback turtles using state-space models. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 356: 128-135.
- Baker, J. D., Littnan, C. L., Johnston, D. W. (2006) Potential effects of sea level rise on the terrestrial habitats of endangered and endemic megafauna in the Northwestern Hawaiian Islands. *Endangered Species Research* 4: 1-10.
- Barreiros, J. P., Barcelos, J. (2001) Plastic Ingestion by a Leatherback Turtle *Derموchelys coriacea* from the Azores (NE Atlantic). *Marine Pollution Bulletin* 42: 1196-1197.
- Barreiros, J. P., Barcelos, J. (2001). Plastic Ingestion by a Leatherback Turtle *Derموchelys coriacea* from the Azores (NE Atlantic). *Marine Pollution Bulletin* 42: 1196-1197.
- Bass AL, Epperly S, Braun-McNeill J. (2006). Green turtle (*Chelonia mydas*) foraging and nesting aggregations in the Caribbean and Atlantic impact of currents and behavior on dispersal. *Journal of Heredity* 97: 346-354.
- Bell, B. A., Spotila, J., Paladino, F., Reina, R. (2003) Low reproductive success of leatherback turtles, *Derموchelys coriacea*, is due to high embryonic mortality. *Biological Conservation* 115: 131-138.
- Benson, S. R., Dutton, P. H., Hitipeuw, C., Samber, B., Bakarbesy, Y., Parker, D. (2007). Postnesting migrations of Leatherback turtles (*Derموchelys coriacea*) from Jamursba-Medi, Bird's Head Peninsula, Indonesia. *Chelonian Conservation and Biology* 6: 150-154.
- Benson, S. R., Tapilatu, R. F., Pilcher, N., Santidrián Tomillo, P., Sarti Martínez, L. (2015). Leatherback Turtle Populations in the Pacific Ocean. Pp. 110-122. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). *The Leatherback Turtle. Biology and Conservation .* Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.
- Binckley, C. A., Spotila, J. R. (2015). Sex Determination and Hatchling Sex Ratios of the Leatherback Turtle. Pp. 84-93. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). *The Leatherback Turtle. Biology and Conservation.* Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.
- Bjorndal, K.A, Bolten, A.B., Moreira, L., Bellini, C., Marcovaldi, M.A. (2006) Population structure and diversity of Brazilian green turtle rookeries based on mitochondrial DNA sequences. *Chelonian Conservation and Biology* 5: 262-268.



- Bjorndal K.A., Bolten, A.B., Chaloupka, M. (2005). Evaluating trends in abundance of immature green turtles, *Chelonia mydas*, in the Greater Caribbean. *Ecological Applications* 15: 304-314.
- Bjorndal K.A., Bolten, A.B., Lagueux, C.J., Chaves, A. (1996) Probability of tag loss in green turtles nesting at Tortuguero, Costa Rica. *Journal of Herpetology* 30: 566-571.
- Bjorndal, K.A., Bolten, A.B., Troeng, S. (2005). Population structure and genetic diversity in green turtles nesting at Tortuguero, Costa Rica, based on mitochondrial DNA control region sequences. *Marine Biology* 147: 1449-1457
- Bjorndal, K.A., Bolten, A.B., Troeng, S. (2005) Population structure and genetic diversity in green turtles nesting at Tortuguero, Costa Rica, based on mitochondrial DNA control region sequences. *Marine Biology* 147: 1449-1457.
- Bjorndal, K.A., Bolten, A.B. (2008) Annual variation in source contributions to a mixed stock: implications for quantifying connectivity. *Molecular Ecology* 17: 2185-2193.
- Bjorndal, K.A., Wetherall, J.A., Bolten, A.B., Mortimer, J.A. (1999) Twenty-six years of green turtle nesting at Tortuguero, Costa Rica: an encouraging trend. *Conservation Biology* 13:126-134.
- Bjorndal, K.A. (1980) Demography of the breeding population of the green turtle, *Chelonia mydas*, at Tortuguero, Costa Rica. *Copeia* 3: 525-530.
- Bjorndal, K.A. (2003) Roles of loggerhead in marine ecosystems. En: Bolten A, Witherington B (editores). *Biology and Conservation of Loggerhead Sea Turtle*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C
- Bjorndal, K. A., Jackson, J. B. (2002). 10 Roles of Sea Turtles in Marine Ecosystems: Reconstructing the Past. *The biology of sea turtles*, 2, 259.
- Blanc, C. P., Fretey, T. (2002). Zoogeographical analysis of the reptile populations of Central Africa and Angola. *Biogeographica*, 78.
- Bolten, A.B. (2003) Active swimmers-passive drifters: the oceanic juvenile stage of loggerheads in the Atlantic system. In: Bolten AB, Witherington BE (eds) *Loggerhead sea turtles*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, pp 63–78
- Bosc, E., Bricaud, A., Antoine, D. (2005). Seasonal and interannual variability in algal biomass and primary production in the Mediterranean Sea, as derived from 4 years of SeaWiFS observations. *Global Biogeochemical Cycles*, 18(1).
- Bourgeois, S., Gilot-Fromont, E., Viallefont, A., Boussamba, F., Deem, S. L. (2009). Influence of artificial lights, logs and erosion on leatherback sea turtle hatchling orientation at Pongara National Park, Gabon. *Biological Conservation* 142: 85-93.
- Bowen, B.W., Bass, A.L., García Rodríguez, A., Diez, C.E., van Dam, R., Bolten, A., Bjorndal, K.A., Miyamoto, M.M., Ferl, R.J. (1996) Origin of hawksbill turtles in a Caribbean feeding area as indicated by genetic markers. *Ecological Applications* 6: 566-572.
- Bowen, B.W., Bass, A.L., Soares, L., Toonen, R.J. (2005). Conservation implications of complex population structure: lessons from the loggerhead turtle (*Caretta caretta*). *Molecular Ecology* 14: 2389-2402.
- Bowen, B.W., Grant, W.S., Hillis-Starr, Z., Shaver, D.J., Bjorndal, K.A., Bolten, A.B., Bass, A.L. (2007) Mixed-stock analysis reveals the migrations of juvenile hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in the Caribbean Sea. *Molecular Ecology* 16: 49-60.
- Bowen, B.W., Kamezaki, N., Limpus, C.J., Hughes, G.R., Meylan, A.B., Avise, J.C. (1994). Global Phylogeography of the Loggerhead Turtle (*Caretta caretta*) as Indicated by Mitochondrial-DNA Haplotypes. *Evolution* 48: 1820-1828.
- Bowen, B.W., Karl, S.A. (2007) Population genetics and phylogeography of sea turtles. *Molecular Ecology* 16: 4886-4907.
- Bowen, B.W., Meylan, A.B., Avise, J.C. (1989) An odyssey of the green sea turtle: Ascension Island revisited. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 86: 573-576.



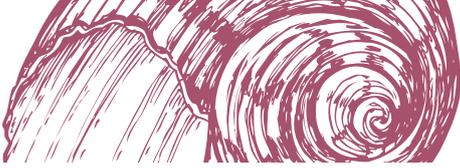
- Bowen, B.W., Meylan, A.B., Ross, J.P., Limpus, C.J., Balazs, G.H., Avise, J.C. (1992). Global population-structure and the natural history of the green turtle (*Chelonia mydas*) in terms of matriarchal phylogeny. *Evolution* 46: 865-881.
- Bowen, B.W., Nelson, W.S., Avise, J. (1993). A molecular phylogeny for marine turtles: trait mapping, rate assessment, and conservation relevance. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 90: 5574-5577.
- Bowen, B. W., Karl, S. A. (2007). Population genetics and phylogeography of sea turtles. *Molecular Ecology* 16: 4886-4907.
- Bowen, B. W., Bass, A. L., Soares, L., Toonen, R. J. (2005). Conservation implications of complex population structure: lessons from the loggerhead turtle (*Caretta caretta*). *Molecular ecology*, 14: 2389-2402.
- Bowen, B. W., Karl, S. A. (2007). Population genetics and phylogeography of sea turtles. *Molecular Ecology* 16: 4886-4907.
- Bowen, B., Avise, J. C., Richardson, J. L., Meylan, A. B., Margaritoulis, D., Hopkins-Murphy, S. R. (1993). Population structure of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) in the northwestern Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. *Conservation Biology* 7: 834-844.
- Broderick, A. C., Glen, F., Godley, B. J., Hays, G. C. (2002). Estimating the number of green and loggerhead turtles nesting annually in the Mediterranean. *Oryx* 36: 227-235.
- Brongersma, L. D. (1970). Miscellaneous notes on turtles. III. *Proc. K. Ned. Akad. Wet. Amsterdam, Ser. C.*, 73, 323.
- Brongersma, L. D. (1972). European atlantic turtles. *Zool. Verhand.* 121: 318 pp.
- Bucchia, M., Camacho, M., Santos, M., Boada, L., Roncada, P., Mateo, R., Ortiz-Santaliestra, M., Rodríguez-Estival, J., Zumbado, M., Orós, J., Henríquez-Hernández, L., García-Álvarez, N., Luzardo, O. (2015) Exploring the presence of pollutants at sea: Monitoring heavy metals and pesticides in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the western Mediterranean. *Science of the Total environment*. 598: 1130-1139.
- Camiñas J. A. (1997) Relación entre las poblaciones de la tortuga boba (*Caretta caretta* Linnaeus 1758) procedentes del Atlántico y del Mediterráneo en la región del Estrecho de Gibraltar y áreas adyacentes. *Revista Española de Herpetología* 11: 91-98.
- Camiñas, J. A. (1998). Is the leatherback (*Dermodochelys coriacea* Vandelli, 1761) a permanent species in the Mediterranean Sea? *Rapp. Comm. Int. Mer. Medit.* 35: 388-389.
- Camiñas, J. A. (2004). Estatus y conservación de las tortugas marinas en España. Pp. 345- 380. En: Pleguezuelos, J. M., Márquez, R., Lizana, M. (Eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Asociación Herpetológica Española, Madrid. 587 pp.
- Camiñas, J. A. (2004). Estatus y conservación de las tortugas marinas en España. Pp. 345-380. En: Pleguezuelos, J. M., Márquez, R., Lizana, M. (Eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Asociación Herpetológica Española, Madrid. 587 pp.
- Camiñas, J. A., & Valeiras, J. (2003). Critical areas for loggerhead and leatherback marine turtles in the western Mediterranean sea and the Gibraltar Strait region. In *First Mediterranean Conference on Marine Turtles* (p. 80).
- Camiñas, J. A., González de la Vega, J. P. (1997). The leatherback turtle (*Dermodochelys coriacea* V.) presence and mortality in the Gulf of Cadiz (SW of Spain). *Proc. 2º Simposio sobre el Margen continental Ibérico Atlántico*, Cádiz.
- Camiñas, J. A., González de la Vega, J. P. (1997). The leatherback turtle (*Dermodochelys coriacea* V.) presence and mortality in the Gulf of Cadiz (SW of Spain). *Proc. 2º Simposio sobre el Margen continental Ibérico Atlántico*, Cádiz.
- Cardona L, Álvarez de Quevedo I, Borrell A, Aguilar A (2012) Massive consumption of gelatinous plankton by Mediterranean apex predators. *PLoS ONE* 7: e31329.



- Cardona, L., Clusa, M., Eder, E., Demetropoulos, A., Margaritoulis, D., Rees, A.F., Hamza, A.A., Khalil, M., Levy, Y., Türkozan, O., Marin, I., Aguilar, A. (2014) Distribution patterns and foraging ground productivity determine clutch size in Mediterranean loggerhead turtles. *Marine Ecology Progress Series* 497: 229–241.
- Cardona, L., Hays, G. C. (2018). Ocean currents, individual movements and genetic structuring of populations. *Marine Biology*, 165: 10.
- Cardona, L., Revelles, M., Carreras, C., San Felix, M., Gazo, M., Aguilar, A. (2005). Western Mediterranean immature loggerhead turtles: habitat use in spring and summer assessed through satellite tracking and aerial surveys. *Marine Biology* 147:, 583-591.
- Cardona, L., Revelles, M., Parga, M. L., Tomás, J., Aguilar, A., Alegre, F., Ferrer, X. (2009). Habitat use by loggerhead sea turtles *Caretta caretta* off the coast of eastern Spain results in a high vulnerability to neritic fishing gear. *Marine Biology* 156: 2621.
- Carr, A. (1986). Rips, FADS, and little loggerheads. *Bioscience*, 36:, 92-100.
- Carranza, A., Domingo, A., Estrades, A. (2006). Pelagic longlines: A threat to sea turtles in the Equatorial Eastern Atlantic. *Biological Conservation* 131: 52-57.
- Carreras, C., Cardona, L., Aguilar, A. (2004). Incidental catch of the loggerhead turtle *Caretta caretta* off the Balearic Islands (western Mediterranean). *Biological Conservation*, 117, 321-329.
- Carreras, C., Pascual, M., Cardona, L., Aguilar, A., Margaritoulis, D., Rees, A., Turkozan, O., Levy, Y., Gasith, A., Aureggi, M., Khalil, M. (2007) The genetic structure of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) in the Mediterranean as revealed by nuclear and mitochondrial DNA and its conservation implications. *Conservation Genetics* 8: 761–775.
- Carreras, C., Pascual, M., Cardona, L., Marco, A., Bellido, J.J., Castillo, J.J., Tomás, J., Raga, J.A., Sanfélix, M., Fernández, G., Aguilar, A. (2011) Living together but remaining apart: Atlantic and Mediterranean loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in shared feeding grounds. *Journal of Heredity* 102: 666–677.
- Carreras, C., Ordóñez, V., Zane, L., Kruschel, C., Nasto, I., Macpherson, E., Pascual M. (2017) Population genomics of an endemic Mediterranean fish: differentiation by fine scale dispersal and adaptation. *Scientific Reports* 7: 43417.
- Carreras, C., Pascual, M., Cardona, L., Aguilar, A., Margaritoulis, D., Rees, A. & Khalil, M. (2007). The genetic structure of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) in the Mediterranean as revealed by nuclear and mitochondrial DNA and its conservation implications. *Conservation Genetics*, 8:, 761-775.
- Carreras, C., Pascual, M., Tomás, J., Marco, A., Hochscheid, S., Castillo, J. J.& Cardona, L. (2018). Sporadic nesting reveals long distance colonization in the philopatric loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*). *Scientific reports*, 8(1), 1435.
- Carreras, C., Pont, S., Maffucci, F., Pascual, M., Barcelo, A., Bentivegna, F.& Aguilar, A. (2006). Genetic structuring of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea reflects water circulation patterns. *Marine Biology* 149: 1269-1279.
- Casale P, Margaritoulis D (eds) (2010) Sea turtles in the Mediterranean: distribution, threats and conservation priorities. IUCN, Gland.
- Casale, P., Mariani, P. (2014). The first ‘lost year’ of Mediterranean sea turtles: dispersal patterns indicate subregional management units for conservation. *Marine Ecology Progress Series* 498: 263-274.
- Casale, P., d'Astore, P. P., Argano, R. (2009). Age at size and growth rates of early juvenile loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean based on length frequency analysis. *The Herpetological Journal*, 19: 29-33.
- Casale, P., Nicolosi, P., Freggi, D., Turchetto, M., Argano, R. (2003). Leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) in Italy and in the Mediterranean basin. *Herpetological Journal* 13: 135-139.
- Caswell H. 2001. Matrix population models. Construction, analysis and interpretation. Second edition. Sunderland, Massachusetts, USA: Sinauer Associates.



- Caurant, F., Bustamante, P., Bordes, M., Miramand, P. (1999). Bioaccumulation of Cadmium, Copper and Zinc in some tissues of three species of marine turtles stranded along the French Atlantic coasts. *Marine Pollution Bulletin* 38: 1085-1091.
- Caut, S., Guirlet, E., Jouquet, P., Girondot, M. (2006). Influence of nest location and yolkless eggs on the hatching success of leatherback turtle clutches in French Guiana. *Canadian Journal of Zoology* 84: 908-915.
- Chacón-Chaverri, D. (1999). Anidación de la tortuga *Dermochelys coriacea* (Testudines: Dermochelyidae) en Playa Gandoca, Costa Rica (1990 a 1997). *Revista de Biología Tropical* 47: 225-236.
- Chacón-Chaverri, D., Eckert, K. L. (2007). Leatherback sea turtle nesting at Gandoca Beach in Caribbean Costa Rica: Management recommendations from fifteen years of conservation. *Chelonian Conservation and Biology* 6: 101-110.
- Chacón-Chaverri, D., Machado, J. (2003). Informe de temporada de anidación en Playa Gandoca. Sea Turtle Conservation Program of the South Caribbean, Talamanca, Costa Rica. 90 pp.
- Chacón-Chaverri, D., Senechal, J. (2008). Gandoca seasonal leatherback turtle conservation report. WIDECAST-Red para la Conservación de Tortugas Marinas del Caribe. 46 pp.
- Chan, E. H., Liew, H. C. (1995). Incubation temperatures and sex-ratios in the Malaysian Leatherback Turtle *Dermochelys coriacea*. *Biological Conservation* 74: 169-174.
- Chan, E. H., Liew, H. C. (1996). Decline of the leatherback population in Terengganu, Malaysia, 1956-1995. *Chelon. Conservation Biology* 2: 196-203.
- Chan, E. H., Solomon, S. E. (1989). The structure and function of the eggshell of the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) from Malaysia, with notes on attached fungal forms. *Animal Technology* 40: 91-102.
- Chevalier, J., Godfrey, M. H., Girondot, M. (1999). Significant difference of temperature dependent sex determination between French Guiana (Atlantic) and Playa Grande (Costa-Rica, Pacific) leatherbacks (*Dermochelys coriacea*). *Ann. Sci. Nat. Zool. Biol. Anim.* 20: 147-152.
- Clusa, M., Carreras, C., Pascual, M., Demetropoulos, A., Margaritoulis, D., Rees, A.F., Hamza, A.A., Khalil, M., Aureggi, M., Levy, Y., Türkozan, O., Marco, A., Aguilar, A., Cardona, L. (2012) Mitochondrial DNA reveals Pleistocene colonisation of the Mediterranean by loggerhead turtles (*Caretta caretta*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 439, 15–24.
- Constantino M. A., Salmon, M. (2003). Role of chemical and visual cues in food recognition by leatherback posthatchlings (*Dermochelys coriacea* L.). *Zoology* 106: 173-181.
- Crespo, J., Camiñas, J. A., Rey, J. C. (1988). Considérations sur la presence de Tortues Luth *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) dans la Méditerranée occidentale. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 31: 2.
- Crim, J. L., Spotila, L. D., Spotila, J. R., O'Connor, M., Reina, R., Williams, C. J., Paladino, F. V. (2002) The leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*, exhibits both polyandry and polygyny. *Molecular Ecology* 11: 2097-2106.
- Crouse, D.T., Crowder, B.L., Caswell, H. (1987) A stage-based population model for loggerhead sea turtle and implications for conservation. *Ecology* 68: 1412-1423.
- Crowder, L. (2000). Leatherback's survival will depend on an international effort. *Nature* 405: 881.
- Davenport, J. (1997). Temperature and the life-history strategies of sea turtles. *Journal of Thermal Biology* 22: 479-488.
- Den Hartog, J. C. (1980). Notes on the food of Sea Turtles – *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus) and *Dermochelys coriacea* (Linnaeus). *Netherlands Journal of Zoology* 30: 595-610.
- Deraniyagala, P. E. P. (1930). Testudinate evolution. *Proceedings of the Zoological Society London* 68: 1057–1070.
- Deraniyagala, P.E.P. 1939. The tetrapod reptiles of Ceylon. Volume 1: Testudines and Crocodylians. Colombo Museum Natural History Series. Colombo. En Eckert et al., 2012.



- Dethmers, K.E.M., Broderick, D., Moritz, C., Fitzsimmons, N.N., Limpus, C.J., Lavery, S., Whiting, S., Guinea, M., Prince, R.I.T., Kennett, R. (2006) The genetic structure of Australasian green turtles (*Chelonia mydas*): exploring the geographical scale of genetic exchange. *Molecular Ecology* 15: 3931-3946.
- Dodd Jr, C. K. (1988). Synopsis of the biological data on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* (Linnaeus 1758) (No. FWS-88 (14)). Florida Cooperative Fish and Wildlife Research Unit Gainesville.
- Donoso-Barros, R. (1966) Reptiles de Chile. Universidad de Chile, Santiago de Chile. 458 pp.
- Doyle, T. K., De Haas, H., Cotton, D., Dorschel, B., Cummins, V., Houghton, J. D. R., Davenport, J., Hays, G. C. (2008) Widespread occurrence of the jellyfish *Pelagia noctiluca* in Irish coastal and shelf waters. *Hydrobiologia* 30: 963-968.
- Doyle, T. K., Houghton, J. D. R., Buckley, S. M., Hays, G. C., Davenport, J. (2007) The broad-scale distribution of five jellyfish species across a temperate coastal environment. *Hydrobiologia* 579: 29-39.
- Doyle, T. K., Houghton, J. D., O'suilleabháin, P. F., Hobson, V. J., Marnell, F., Davenport, J., Hays, G. C. 2007. Leatherback turtles satellite-tagged in European waters. *Endangered Species Research* 4: 23-31.
- Duguy, R. (1983). La tortue luth (*Dermodochelys coriacea*) sur les côtes de la France. *Ann. Sté.Sci. Nat. Charentes Marit* 1: 1-38.
- Duguy, R., Moriniere, P., Lemilinaire, C. (1998) Factors of mortality of marine turtles in the Bay of Biscay. *Oceanologica Acta* 21: 383-388.
- Duguy, R., Moriniere, P., Spano, M.A. (1997). Observations de tortues marines en 1996 (Atlantique). *Ann. Soc. Sci. Nat. Charentes Marit* 8: 625-32.
- Dutton, D.L., Dutton, P.H., Chaloupka, M., Boulon, R.H. (2005) Increase of a Caribbean leatherback turtle *Dermodochelys coriacea* nesting population linked to long-term nest protection. *Biological Conservation* 126:186-194.
- Dutton, P.H. (1995) Molecular evolution of the sea turtles with special reference to the leatherback, *Dermodochelys coriacea*. Ph.D. dissertation, Texas A&M University, College Station
- Dutton, P.H. (1996) Methods for collection and preservation of samples for sea turtle genetic studies. In: Bowen BW, Witzell WN (eds) Proceedings of the international symposium on sea turtle conservation genetics. NOAA technical memorandum NMFS-SEFSC-396. NOAA, Miami, p 17-24.
- Dutton, P.H., Bowen, B.W., Owens, D.W., Barragan, A.R., Davis, S.K. (1999) Global phylogeography of the leatherback turtle (*Dermodochelys coriacea*). *Journal of Zoology* 248: 397-409.
- Dutton, P.H., Frey, A. (2009) Characterization of polymorphic micro-satellite markers for the green turtle (*Chelonia mydas*). *Molecular Ecology Resources* 9: 354-356.
- Dutton, P.H., Hitipeuw, C., Zein, M., Benson, S.R., Al-Ghais, S.M. (2007) Status and genetic structure of nesting populations of leatherback turtles (*Dermodochelys coriacea*) in the Western Pacific. *Chelonian Conservation and Biology* 6: 47.
- Dutton, D.L., Dutton, P.H., Chaloupka, M., Boulon, R. H. (2005). Increase of a Caribbean leatherback turtle *Dermodochelys coriacea* nesting population linked to long-term nest protection. *Biological Conservation* 126: 186-194.
- Dutton, P.H., Bowen, B.W., Owens, D.W., Barragan, A., Davis, S. K. (1999) Global phylogeography of the leatherback turtle (*Dermodochelys coriacea*). *Journal of Zoology* 248: 397-409.
- Dutton, P., Shanker, K. (2015). Phylogeny, Phylogeography, and Populations of the Leatherback Turtle. Pp. 8-20. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). *The Leatherback Turtle. Biology and Conservation*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.
- Eckert, S.A., (2002) Distribution of juvenile leatherback sea turtle *Dermodochelys coriacea* sightings. *Marine Ecology Progress Series* 230, 289-293.
- Eckert, S.A. (2006) High-use oceanic areas for Atlantic leatherback sea turtles (*Dermodochelys coriacea*) as identified using satellite telemetered location and dive information. *Marine Biology* 149: 1257-1267.



- Eckert, S. A., Bagley, D., Kubis, S., Ehrhart, L., Johnson, C., Stewart, K., DeFreese, D. (2006) Internesting and Postnesting Movements and Foraging Habitats of Leatherback Sea Turtles (*Dermochelys coriacea*) Nesting in Florida. *Chelonian Conservation and Biology* 5: 239-248.
- Eckert, K. L., Luginbuhl, C. (1988). Death of a giant. *Mar. Turtle Newsl.*, 43: 2-3. Eckert, K. L., Wallace, B. P., Spotila, J. R., Bell, B. A. (2015). Nesting Ecology and Reproductive Investment of the Leatherback Turtle. Pp. 63-73. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). *The Leatherback Turtle. Biology and Conservation*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.
- Eckert, S. A., Moore, J. E., Dunn, D. C., van Buiten, R. S., Eckert, K. L., Halpin, P. N. (2008). Modeling loggerhead turtle movement in the Mediterranean: importance of body size and oceanography. *Ecological Applications*, 18: 290-308.
- Eckert, K.L., Wallace, B.P., Frazier, J.G., Eckert, S.A., Pritchard, P.C.H. (2012) Synopsis of the biological data on the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*). U.S. Department of Interior, Fish and Wildlife Service, Biological Technical Publication BTP-R4015-2012, Washington, D.C. 160 pp.
- Encalada, S.E., Lahanas, P.N., Bjørndal, K.A., Bolten, A.B., Miyamoto, M.M., Bowen, B.W. (1996) Phylogeography and population structure of the Atlantic and Mediterranean green turtle *Chelonia mydas*: A mitochondrial DNA control region sequence assessment. *Molecular Ecology* 5: 473-483.
- Engeman, R.M., Martin, R.E., Constantin, B., Noel, R., Woolard, J. (2003). Monitoring predators to optimize their management for marine turtle nest protection. *Biological Conservation* 113:171-178.
- Ferraroli, S., Georges, J. Y., Gaspar, P., Le Maho, Y. (2004). Where leatherback turtles meet fisheries: conservation efforts should focus on hot spots frequented by these ancient reptiles. *Nature* 429: 521-522.
- Fish, M.R., Cote, I. M., Gill, J. A., Jones, A. P., Renshoff, S., Watkinson, A. R. (2005). Predicting the impact of sea-level rise on Caribbean Sea turtle nesting habitat. *Conservation Biology* 19: 482-491.
- FitzSimmons, N.N. (1998) Single paternity of clutches and sperm storage in the promiscuous green turtle (*Chelonia mydas*). *Molecular Ecology* 7: 575-584.
- FitzSimmons, N.N., Moritz, C., Moore, S.S. (1995) Conservation and dynamics of microsatellite loci over 300 million years of marine turtle evolution. *Molecular Biology and Evolution* 12: 432-440.
- FitzSimmons, N. N., Limpus, C. J., Norman, J. A., Goldizen, A. R., Miller, J. D., Moritz, C. (1997) Philopatry of male marine turtles inferred from mitochondrial DNA markers. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 94: 8912-8917.
- Fossette, S., Ferraroli, S., Tanaka, H., Ropert-Coudert, Y., Arai, N., Sato, K., Naito, Y., Le Maho, Y., Georges, J. Y. (2007) Dispersal and dive patterns in gravid leatherback turtles during the nesting season in French Guiana. *Marine Ecology Progress Series* 338: 233-247.
- Fossette, S., Ferraroli, S., Tanaka, H., Ropert-Coudert, Y., Arai, N., Sato, K., Naito, Y., LeMaho, Y., Georges, J. Y. (2007) Dispersal and dive patterns in gravid leatherback turtles during the nesting season in French Guiana. *Marine Ecology Progress Series* 338: 233-247.
- Fossette, S., Hobson, V. J., Girard, C., Calmettes, B., Gaspar, P., Georges, J. Y., Hays, G. C. (2010) Spatio-temporal foraging patterns of a giant zooplanktivore, the leatherback turtle. *Journal of Marine Systems*. 81: 225-234.
- Fossette, S., Kelle, L., Girondot, M., Goverse, E., Hilterman, M. L., Verhage, B., de Thoisy, B., Georges, J. Y. (2008) The world's largest leatherback rookeries: A review of conservation oriented research in French Guiana/Suriname and Gabon. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 356: 69-82.
- Fossette, S., Kelle, L., Girondot, M., Goverse, E., Hilterman, M. L., Verhage, B., de Thoisy, B., Georges, J. Y. (2008). The world's largest leatherback rookeries: A review of conservation oriented research in French Guiana/Suriname and Gabon. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 356: 69-82.
- Fossette, S., Witt, M. J., Miller, P., Nalovic, M. A., Albareda, D., Almeida, A. P., Broderick, A. C., Chacon-Chaverri, D., Coyne, M. S., Domingo, A., Eckert, S., Evans, D., Fallabrino, A., Ferraroli, S., Formia, A., Giffoni, B., Hays, G. C., Hughes, G., Kelle, L., Leslie, A., López-Mendilaharsu, M., Luschi, P., Prosdocimi, L., Rodríguez-Heredia, S., Turny, A., Verhage, S., Godley, B. J. (2014) Pan-Atlantic analysis of the overlap of a highly migratory species, the



- leatherback turtle, with pelagic longline fisheries. Proceedings of the Royal Society Biological Sciences Series B, 281 (1780): 20133065.
- Frankham, R., Briscoe, D. A., Ballou, J. D. (2002). Introduction to conservation genetics. Cambridge university press.
- Frazer, N.B. (1984) A model for assessing mean age-specific fecundity in sea turtle populations. Herpetologica 40: 47-55.
- Fretey, J. (2001). Biogeography and conservation of marine turtles of the Atlantic coast of Africa. CMS Technical Series Publication 6, UNEP/CMS Secretariat, Bonn, Germany, 429 pp.
- Fretey, J., Dontaine J., Neves, O. (1999). São Tomé et Príncipe: zone de croissance pour lestortues-luth? Supplément Ndiva au Canopée 15.
- Fuentes, M., Pike, D. A., Dimatteo, A., Wallace, B. P. (2013) Resilience of marine turtle regional management units to climate change. Global Change Biology 19, 1399–1406.
- Fukuoka, T., Yamane, M., Kinoshita, C., Narazaki, T., Marshall, G. J., Abernathy, K. J., Sato, K. (2016) The feeding habit of sea turtles influences their reaction to artificial marine debris. Scientific Reports 6: 28015.
- García Lafuente, J., Ruiz, J. (2007) The gulf of Cádiz pelagic ecosystem: a review. Progress in Oceanography, 74: 228-251.
- García-Fernández, A. J., Gómez-Ramírez, P., Martínez-López, E., Hernández-García, A., María-Mojica, P., Romero, D., Bellido, J. J. (2009) Heavy metals in tissues from loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the southwestern Mediterranean (Spain). Ecotoxicology and Environmental Safety, 72: 557-563.
- García, P., Chamorro, S. (1984) Embarrancamiento masivo de ejemplares de tortuga laúd (*Dermochelys coriacea* L.) en las costas de Ceuta (España, Norte de África). Doñana, Acta Vertebrata 11: 312-320.
- Garofalo, L., Mingozzi, T., Mico, A. & Novelletto, A. (2009) Loggerhead turtle (*Caretta caretta*) matriline in the Mediterranean: further evidence of genetic diversity and connectivity. Marine Biology 156: 2085–2095.
- Giannakopoulos, C., Le Sager, P., Bindi, M., Moriondo, M., Kostopoulou, E., & Goodess, C. M. (2009). Climatic changes and associated impacts in the Mediterranean resulting from a 2 C global warming. Global and Planetary Change 68: 209-224.
- Gibbons, M.J., Richardson, A.J. (2008) Patterns of pelagic cnidarian abundance in the North Atlantic. Hydrobiologia 616: 51-65.
- Girondot, M. (2015) Leatherback Turtle Populations in the Atlantic Ocean. Pp. 97-109. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). The Leatherback Turtle. Biology and Conservation .Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.
- Girondot, M., Fretey, J. (1996). Leatherback Turtles, *Dermochelys coriacea* , nesting in FrenchGuiana, 1978-1995. Chelonian Conservation Biology 2: 204-208.
- Girondot, M., Fretey, J., Prouteau, I., Lescure, J. (1990). Hatchling success for *Dermochelyscoriacea* in a French Guiana hatchery. Pp. 229–232. En: Richardson, T. H., Richardson, J. I., Donnelly, M. (Compilers). Proceedings of the Tenth Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFC- 278.
- Godfrey, M. H. (2002). *Dermochelys coriacea* (Leatherback Sea Turtle) size. Herpetological Review 33
- Godley, B. J., Thompson, D. R., Waldron, S., Furness, R. W. (1998) The trophic status of marine turtles as determined by stable isotope analysis. Marine Ecology Progress Series 166: 277-284.
- Gómez de Segura, A., Tomas, J., Pedraza, S. N., Crespo, E. A., Raga, J. A. (2003) Preliminary patterns of distribution and abundance of loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, around Columbrete Islands Marine Reserve, Spanish Mediterranean. Marine Biology 143: 817-823.
- Gómez de Segura, A., Tomás, J., Pedraza, S. N., Crespo, E. A., Raga, J. A. (2006) Abundance and distribution of the endangered loggerhead turtle in Spanish Mediterranean waters and the conservation implications. Animal Conservation 9: 199-206.



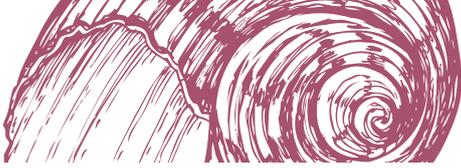
- Greer, A. E., Lazell, J. D., Wright, R. M. (1973) Anatomical evidence for a counter-current heat exchanger in the leatherback turtle (*Dermodochelys coriacea*). *Nature* 244: 181.
- Groombridge, B. (1994) Marine Turtles in the Mediterranean: Distribution, population status, conservation. *Nature and Environment* Vol. 48. Council of Europe Press. 98 pp.
- Guirlet, E., Das, K., Girondot, M. (2008) Maternal transfer of trace elements in leatherback turtles (*Dermodochelys coriacea*) of French Guiana. *Aquatic Toxicology* 88: 267-276.
- Gulko, D.A., Eckert, K.L. (2003) *Sea Turtles: An Ecological Guide*. Mutual Publishing, Honolulu, HI. 128 pp.
- Hamann, M., Fuentes, M. M. P. B., Ban, N. C., Mocellin, V. J. L. (2013). Climate Change and Marine Turtles. Pp. 353-378. En: Wyneken, J., Lohmann, K. J., Musick, J. A. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles*. Volume III. CRC Press, Boca Raton.
- Hays, G. C., Broderick, A. C., Godley, B. J., Luschi, P., Nichois, W. J. (2003) Satellite telemetry suggests high levels of fishing-induced mortality in marine turtles. *Marine Ecology Progress Series* 262: 305-309.
- Hays, G.C., Hobson, V. J., Metcalfe, J. D., Righton, D., Sims, D. W. (2006) Flexible foraging movements of leatherback turtles across the North Atlantic Ocean. *Ecology* 87: 2647-2656.
- Hays, G.C., Houghton, J.D.R., Myers, A. (2004) Endangered species - Pan-Atlantic leatherback turtle movements. *Nature*, 429: 522-522.
- Heaslip, S.G., Iverson, S.J., Bowen, W.D., James, M.C. (2012) Jellyfish Support High Energy Intake of Leatherback Sea Turtles (*Dermodochelys coriacea*): Video Evidence from Animal-Borne Cameras. *PLOS ONE* 7(3): e33259.
- Heithaus, M.R., Wirsing, A. J., Thomson, J. A., Burkholder, D. A. (2008) A review of lethal and non-lethal effects of predators on adult marine turtles. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 356: 43-51.
- Heppell, S.S. (1998) Application of life-history theory and population model analysis to turtle conservation. *Copeia* 1998: 367-375.
- Heppell, S.S., Snover, M.L., Crowder, L.B. (2003) Sea turtle population ecology. En: Lutz P, Musick J, Wyneken J (editores). *The Biology of Sea Turtles*, Book II. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Hernández, R., Buitrago, J., Guada, H., Hernandez-Hamon, H., Llano, M. (2007). Nesting distribution and hatching success of the leatherback (*Dermodochelys coriacea*) in relation to human pressures at Playa Parguito, Margarita Island, Venezuela. *Chelonian Conservation and Biology* 6: 79-86.
- Hey, J., Waples, R., Arnold, M. (2003) Understanding and confronting species uncertainty in biology and conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 597-603.
- Hilterman, M. L., Govere, E. (2007) Nesting and nest success of the leatherback turtle (*Dermodochelys coriacea*) in Suriname, 1999-2005. *Chelonian Conservation and Biology* 6: 87-100.
- Hirth, H. F., Kasu, J., Mala, T. (1993) Observations on a leatherback turtle *Dermodochelys coriacea* nesting population near Piguwa, Papua-New-Guinea. *Biological Conservation* 65: 77-82.
- Hirth, H., Ogren, L. (1987). Some aspects of the ecology of the leatherback turtle *Dermodochelys coriacea* at Laguna Jalova, Costa Rica. Pp. 1-13. U.S. Department of Commerce. National Oceanic and Atmospheric Administration NOAA.
- Hitipeuw, C., Dutton, P. H., Benson, S., Thebu, J., Bakarbessy, J. (2007) Population status and interesting movement of leatherback turtles, *Dermodochelys coriacea*, nesting on the northwest coast of Papua, Indonesia. *Chelonian Conservation Biology* 6: 28-36.
- Houghton, J. D. R., Doyle, T. K., Davenport, J., Hays, G. C. (2006) Developing a simple, rapid method for identifying and monitoring jellyfish aggregations from the air. *Marine Ecology Progress Series* 314: 159-170.
- Houghton, J. D. R., Doyle, T. K., Davenport, J., Wilson, R. P., Hays, G. C. (2008) The role of infrequent and extraordinary deep dives in leatherback turtles (*Dermodochelys coriacea*). *Journal of Experimental Biology* 211: 2566-2575.
- Houghton, J. D. R., Doyle, T. K., Wilson, M. W., Davenport, J., Hays, G.C. (2006). Jellyfish aggregations and leatherback turtle foraging patterns in a temperate coastal environment. *Ecology* 87: 1967-1972.



- Hughes, G. R., Luschi, P., Mencacci, R., Papi, F. (1998). The 7000-km oceanic journey of a leatherback turtle tracked by satellite. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 229: 209-217.
- Ikaran, M. (2007) La Anidación de la Tortuga Baula, *Dermochelys coriacea*, en la Península de Pongara, Gabón, África Central. DEA. Departamento de Biología, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. 90 pp.
- Ikaran, M., Braet Y., Fretey J., López-Jurado L, Roumet D. (2007) Dramatic impact of armyants on *Dermochelys coriacea* nests in Pongara National Park (Gabón, Cental Africa). *Proceedings of the 27th Symposium of the Marine Turtle Society*. Myrtle Beach, Carolina, USA.
- IUCN Standards and Petitions Subcommittee. 2011. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 9.0. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee. <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>.
- James, M. C. (2004) *Dermochelys coriacea* (leatherback sea turtle) penis display. *Herpetological Reviews* 35: 264-265.
- James, M. C., Davenport, J., Hays, G. C. (2006) Expanded thermal niche for a diving vertebrate: A leatherback turtle diving into near-freezing water. *Journal of Experimental. Marine Biology and Ecology* 335: 221-226.
- James, M. C., Eckert, S. A., Myers, R. A. (2005a) Migratory and reproductive movements of male leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*). *Marine Biology* 147: 845-853.
- James, M. C., Herman, T. B. (2001) Feeding of *Dermochelys coriacea* on medusae in the northwest Atlantic. *Chelonian. Conservation and Biology* 4: 202-205.
- James, M. C., Mrosovsky, N. (2004) Body temperatures of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) in temperate waters off Nova Scotia, Canada. *Canadian Journal of Zoology* 82: 1302-1306.
- James, M. C., Myers, R. A., Ottensmeyer, C. A. (2005a). Behaviour of leatherback sea turtles, *Dermochelys coriacea*, during the migratory cycle. *Proceedings of the Royal Society B- Biological Sciences* 272: 1547-1555.
- James, M. C., Ottensmeyer, C. A., Myers, R. A. (2005b) Identification of high-use habitat and threats to leatherback sea turtles in northern waters: new directions for conservation. *Ecology Letters* 8: 195-201.
- James, M. C., Sherrill-Mix, S. A., Martin, K. E., Myers, R. A. (2006). Canadian waters provide critical foraging habitat for leatherback turtles. *Biological Conservation* 133: 347-357.
- James, M. C., Sherrill-Mix, S. A., Myers, R. A. (2007). Population characteristics and seasonal migrations of leatherback sea turtles at high latitudes. *Marine Ecology Progress Series* 337: 245-254.
- Jensen, M.P., FitzSimmons, N.M., Dutton, P.H. (1997) Molecular genetics of sea turtles. En: Wyneken J, Lohmann CMF, Musick J (editores). *The Biology of Sea Turtles, Book III*. CRC Press Taylor y Francis Group, Boca Raton.
- Jerez, S., Motas, M., Cánovas, R. Á., Talavera, J., Almela, R. M., & del Río, A. B. (2010). Accumulation and tissue distribution of heavy metals and essential elements in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Spanish Mediterranean coastline of Murcia. *Chemosphere* 78: 256-264.
- Houghton, J.D.R., Doyle, T.K., Wilson, M.W., Davenport, J., Hays, G.C. (2006) Jellyfish aggregations and leatherback turtle foraging patterns in a temperate coastal environment. *Ecology* 87: 1967-1972
- Jones, T. T., Bostrom, B. L., Hastings, M. D., Van Houtan, K. S., Pauly, D. and Jones, D. R. (2012) Resource requirements of the Pacific leatherback turtle population. *PLoS ONE*, 7: e45447.
- Jones, T. T., Seminoff, J. A. (2013). Feeding biology. Advances from field-based observations, physiological studies, and molecular techniques. Pp. 211-247. En: Wyneken, J., Lohmann, K. J., Musick, J. A. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles. Volume III*. CRC Press, Boca Raton.
- Jonsen, I. D., Myers, R. A., James, M. C. (2006). Robust hierarchical state-space models reveal diel variation in travel rates of migrating leatherback turtles. *Journal of Animal Ecology* 75: 1046-1057.
- Kallimanis, A.S. (2010). Temperature dependent sex determination and climate change. *Oikos* 119: 197-200.
- Karl, S. A., Bowen, B. W., Avise, J. C. (1992). Global population genetic structure and male-mediated gene flow in the green turtle (*Chelonia mydas*): RFLP analyses of anonymous nuclear loci. *Genetics* 131: 163-173.



- Keinath, J. A., Musick, J. A. (1993) Movements and diving behavior of a leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*. *Copeia* 1993: 1010-1017.
- Keller, J. M. (2013). Exposure to and effects of persistent organic pollutants. Pp. 285-328. En Wyneken, J., Lohmann, K. J., Musick, J. A. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles. Volume III*. CRC Press, Boca Raton.
- Kendall, W.L., Bjorkland, R. (2001) Using open robust design models to estimate temporary emigration from capture-recapture data. *Biometrics* 57: 1113-1122.
- Kudo, H., Murakami, A., Watanabe, S. (2003). Effects of sand hardness and human beach use on emergence success of loggerhead sea turtles on Yakushima Island, Japan. *Chelonian Conservation Biology* 4: 695-696.
- Lahanas, P.N., Bjorndal, K.A., Bolten, A.B., Encalada, S.E., Miyamoto, M.M., Valverde, R.A., Bowen, B.W. (1998) Genetic composition of a green turtle (*Chelonia mydas*) feeding ground population: evidence for multiple origins. *Marine Biology* 130: 345-352.
- Lahanas, P.N., Miyamoto, M.M., Bjorndal, K.A., Bolten, A.B. (1994) Molecular Evolution and Population-Genetics of Greater Caribbean Green Turtles (*Chelonia mydas*) as 160 Inferred from Mitochondrial-DNA Control Region Sequences. *Genetica* 94: 57-66.
- Laurance, W. F., Fay, J. M., Parnell, R. J., Sounguet, G. P., Formia, A., Lee, M. E. (2008) Does rainforest logging threaten marine turtles? *Oryx*, 42: 246-251.
- Laurent, L., Casale, P., Bradai, M. N., Godley, B. J., Broderick, G. G., Schroth, W., Hadoud, D. A. (1998) Molecular resolution of marine turtle stock composition in fishery bycatch: a case study in the Mediterranean. *Molecular Ecology* 7: 1529-1542.
- Leblanc, A. M., Wibbels, T. (2009). Effect of daily water treatment on hatchling sex ratios in a turtle with temperature-dependent sex determination. *Journal of Experimental Zoology A* 311: 68-72.
- Leslie, A. J., Penick, D. N., Spotila, J., Paladino, F. (1996) Leatherback Turtle, *Dermochelys coriacea*, nesting and nest success at Tortuguero, Costa Rica, in 1990-1991. *Chelonian Conservation Biology* 2: 159-168.
- Lewison, R. L., Crowder, L. B. (2007) Putting longline bycatch of sea turtles into perspective. *Conservation Biology* 21: 79-86.
- Lewison, R. L., Freeman, S. A., Crowder, L. B. (2004) Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles. *Ecology Letters* 7: 221-231.
- Lewison, R. L., Wallace, B. P., Maxwell, S. M. (2015). Impacts of Fisheries on the Leatherback Turtle. Pp. 196-2007. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). *The Leatherback Turtle. Biology and Conservation*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.
- Lewison, R., Wallace, B., Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J. C., Maxwell, S. M., Hazen, E. L. (2013) Fisheries Bycatch of Marine Turtles. Lessons Learned from Decades of Research and Conservation. Pp. 329-351. En: Wyneken, J., Lohmann, K. J., Musick, J. A. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles. Volume III*. CRC Press, Boca Raton.
- Lewison, R.L., Freeman, S.A., Crowder, L.B. (2004) Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles. *Ecology Letters* 7: 21-231.
- Livingstone, S. R. (2007). Threats to leatherback and olive ridley nests in The Gamba Complex of Protected Areas, Gabón, with a focus on crab predation. *Testudo* 6: 25-42.
- Lohmann, K. J., Lohmann, C. M. F., Brothers, J. R., Putman, N. F. (2013) Natal homing and imprinting in sea turtles in *The biology of sea turtles, volume III* (eds J. Wyneken, K. J. Lohmann, & J. A. Musick) 59-78 (CRC Press, 2013).
- López-Jurado, L. F. (1992). Synopsis of the Canarian herpetofauna. *Revista Española de Herpetología* 6: 107-118.



- López-Jurado, L. F., Mateo, J. A., Andreu, A. (1997) *Derموchelys coriacea* (Vandelli, 1761). Pp. 446-448. En: Pleguezuelos, J. M. (Ed.). Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal. Asociación Herpetológica Española y Universidad de Granada, Granada.
- López, A., Covelo, P., Martínez Cedeira, J. A., Ignacio Díaz, J. (2014). Body proportions and sexual identification of leatherback turtle, *Derموchelys coriacea*, in Galicia. *Eubalaena* 13: 45-49.
- Lozano, F., Quiroga, H. (1969). Nota sobre la captura de una tortuga "Laúd" o "de cuero" (*Derموchelys coriacea* (L.)) en aguas de La Coruña. *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (Biol.)* 67: 17-18.
- Luke K, Horrocks JA, LeRoux RA, Dutton PH. (2004) Origins of green turtle (*Chelonia mydas*) feeding aggregations around Barbados, West Indies. *Marine Biology* 144: 799-805.
- Luschi, P., Hays, G. C., Papi, F. (2003). A review of long-distance movements by marine turtles, and the possible role of ocean currents. *Oikos* 103: 293-302.
- Luschi, P., Hughes, G. R., Mencacci, R., De Bernardi, E., Sale, A., Broker, R., Papi, F. (2003). Satellite tracking of migrating loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) displaced in the open sea. *Marine Biology* 143: 793-801.
- Luschi, P., Sale, A., Mencacci, R., Hughes, G. R., Lutjeharms, J. R.E., Papi, F. 2003. Current transport of leatherback sea turtles (*Derموchelys coriacea*) in the ocean. *Proceedings of the Royal Society London B* 270: S129–S132.
- Lutz, P. L., Musick, J. A. (1997). *The Biology of Sea Turtles*. CRC Press LLC, New York.
- Lynam, C.P., Gibbons, M.J., Axelsen, B.E., Sparks, C.A.J., Coetsee, J., Heywood, B.G., Brierley, A.S. (2006) Jellyfish overtake fish in a heavily fished ecosystem. *Current Biology* 16: R492–R493
- Makowski, C., Seminoff, J.A., Salmon, M. (2006) Home range and habitat use of juvenile Atlantic green turtles (*Chelonia mydas*) on shallow reef habitat in Palm Beach, Florida, USA. *Marine Biology* 148: 1167-1.
- Marco, A., Patiño-Martínez, J., Ikarán, M., López-Jurado, L. F. (2014). *Derموchelys coriacea* (Vandelli, 1761). Pp. 142-167. En: Salvador, A. (Coordinador). Reptiles, 2ª edición revisada y aumentada. Fauna Ibérica, vol. 10. Ramos, M. A. et al. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid. 1367 pp.
- Marco, A., Patiño-Martínez, J., Ikarán, M., Quiñones, M. L. (2009). Tortuga laúd – *Derموchelys coriacea*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Marco, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>.
- Marco, A., Patiño-Martínez, J., Quiñones, L. (2006). Field and experimental evidence about the influence of substrate water content on hatching success of Leatherback Turtle Eggs. Pp. 65 –66. En: Frick, M., Panagoulou, A., Rees, A. F., Williams, K. (Eds.). 26th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. International Sea Turtle Society, Island of Crete, Greece.
- Margaritoulis D. (2005) Nesting activity and reproductive output of loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, over 19 seasons (1984–2002) at Laganas Bay, Zakynthos, Greece: the largest rookery in the Mediterranean. *Chelonian Conservation and Biology* 4: 916–929.
- Margaritoulis D., Argano R., Baran I., Bentivegna F., Bradai M.N., Camiñas J.A., Casale P., De Metrio G., Demetropoulos A., Gerosa G., Godley B.J., Haddoud D.A., Houghton J.A., Laurent L., Lazar B. (2003) Loggerhead turtles in the Mediterranean Sea: present knowledge and conservation perspectives. In Bolten A.B. and Witherinton B.E. (eds) *Loggerhead sea turtles*. Washington, DC: Smithsonian Books, pp. 175–198.
- Maros, A., Louveaux, A., Godfrey, M. H., Girondot M. (2003). *Scapteriscus didactylus* (Orthoptera, Gryllotalpidae), predator of leatherback turtle eggs in French Guiana. *Marine Ecology Progress Series* 249: 289-296.
- Mast, R. B., Pritchard, P. C. H. (2006) The top ten burning issues in global sea turtle conservation. Pp. 12-13. En: *State of the World's Sea Turtles*. Vol I. Washington, DC, USA. www.SeaTurtleStatus.org
- Mayol, J., Muntaner, J., Aguilar, R. (1988). Incidencia de la pesca accidental sobre las tortugas marinas en el Mediterráneo español. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears* 32: 19-31.
- Mayr, E. (1963) *Populations, species, and evolution*. Harvard University Press, Massachusetts.



- McCauley, S. J., Bjorndal, K. A. (1999). Conservation implications of dietary dilution from debris ingestion: sublethal effects in post-hatchling loggerhead sea turtles. *Conservation Biology* 13: 925-929.
- Mckenzie, C., Godley, B. J., Furness, R. W., Wells, D. E. (1999). Concentrations and patterns of organochlorine contaminants in marine turtles from Mediterranean and Atlantic waters. *Marine Environmental Research* 47: 117-135.
- McMahon, C. R., Hays, G. C. (2006). Thermal niche, large-scale movements and implications of climate change for a critically endangered marine vertebrate. *Global Change Biology* 12: 1330-1338.
- Meylan, A.B., Bowen, B.W., Avise, J.C. (1990) A genetic test of the natal homing versus facilitation models for green turtle migration. *Science* 4956: 724-727.
- Miller, J. (1997) Reproduction in sea turtles. En: Lutz P, Musick JA (editores). *The biology of sea turtles*. CRC, Boca Raton, FL.
- Millot, C. (1999). Circulation in the western Mediterranean Sea. *Journal of Marine Systems* 20: 423-442.
- Molfetti, E., Vilaça, S.T., Georges, J.Y., Plot, V., Delcroix, E., Le Scao, R., Lavergne, A., Barrioz, S., dos Santos, F. R. and de Thoisy, B. (2013) Recent demographic history and present fine-scale structure in the Northwest Atlantic leatherback (*Dermochelys coriacea*) turtle population. *PLoS ONE* 8: e58061.
- Molinero, J. C., Ibanez, F., Nival, P., Buecher, E., Souissi, S. (2005) North Atlantic climate and northwestern Mediterranean plankton variability. *Limnology and Oceanography* 50: 1213-1220.
- Monzón-Argüello, C., López-Jurado, L. F., Rico, C., Marco, A., López, P., Hays, G. C., Lee, P. L. (2010). Evidence from genetic and Lagrangian drifter data for transatlantic transport of small juvenile green turtles. *Journal of Biogeography*, 37: 1752-1766.
- Moritz, C. (1994). Defining 'evolutionarily significant units' for conservation. *Trends in ecology and evolution* 9: 373-375.
- Morreale, S. J., Standora, E. A., Spotila, J. R., Paladino, F. V. (1996). Migration corridor for sea turtles. *Nature* 384: 319-320.
- Mrosovsky, N. (1981). Plastic jellyfish. *Marine Turtle Newsletter* 17: 5-6.
- Mrosovsky, N. (1994). Sex ratios of sea turtles. *Journal of Experimental Zoology* 270: 16-27.
- Mrosovsky, N., Kamel, S., Rees, A. F., Margaritoulis, D. (2002) Pivotal temperature for loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Kyparissia Bay, Greece. *Canadian Journal of Zoology* 80: 2118-2124
- Mrosovsky, N., Ryan, G. D., James, M. C. (2009). Leatherback turtles: The menace of plastic. *Mar. Pollution Bulletin* 58: 287-289.
- Musick, J. A., Limpus, C. J. (1997). Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles. *The biology of sea turtles*, 1, 137-163.
- Naro-Maciel, E., Becker, J.H., Lima, E., Marcovaldi, M.A., DeSalle, R. (2007) Testing dispersal hypotheses in foraging green sea turtles (*Chelonia mydas*) of Brazil. *Journal of Heredity* 98: 29-39.
- Naro-Maciel, E., Bondioli, A.C., Martin, M., Almeida, A.D., Baptistotte, C., Bellini, C., Marcovaldi, M.A., Santos, A.J.B., Amato, G. (2012) The Interplay of Homing and Dispersal in Green Turtles: A Focus on the Southwestern Atlantic. *Journal of Heredity* 103:792-805.
- Naro-Maciel, E., Le, M., FitzSimmons, N.N., Amato, G. (2008) Evolutionary relationships of marine turtles: A molecular phylogeny based on nuclear and mitochondrial genes. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 49: 659-662.
- Navarro-Martín, F. P. (1941). Noticia de una gran tortuga de cuero, *Dermochelys coriacea* (L.) capturada en aguas de Mallorca. *Las Ciencias*, 4 : 359-365.
- Nel, R., Shanker, K., Hughes, G. (2015). Leatherback Turtle Populations in the Indian Ocean. Pp. 123-131. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). *The Leatherback Turtle. Biology and Conservation*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.



- Nelms, S.E., Duncan, E.M., Broderick, A.C., Galloway, T.S., Godfrey, M.H., Hamann, M., Lindeque, P.K., Godley, B.J. (2016). Plastic and marine turtles: a review and call for research. *ICES Journal of Marine Science* 73:165–181.
- Northwest Atlantic Leatherback Working Group. 2018. Northwest Atlantic Leatherback Turtle (*Dermochelys coriacea*) Status Assessment (Bryan Wallace and Karen Eckert, Compilers and Editors). Conservation Science Partners and the Wider Caribbean Sea Turtle Conservation Network (WIDECAST). WIDECAST Technical Report No. 16. Godfrey, Illinois. 36 pp.
- Novak, M. A., Getz, L. L. (1969) Addition of the leatherback sea turtle to the known prey of the killer whale, *Orcinus orca*. *Journal of Mammalogy* 50: 636-639.
- Novillo, O., Pertusa, J. F., Tomas, J. (2017) Exploring the presence of pollutants at sea: Monitoring heavy metals and pesticides in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the western Mediterranean. *Science of the Total Environment*. 598: 1130-1139.
- O'Shea, T.R.J., Geraci, J.R., 1999. Toxicology in marine mammals. In: Fowler, M.E., Miller, R.E. (Eds.), *Zoo & Wild Animal Medicine, Current Therapy*, vol. 4. W.B. Saunders Company, Philadelphia.
- Ocaña, O., García-de-los-Ríos, A. (2002) Las poblaciones de tortugas marinas y cetáceos de la región de Ceuta y áreas próximas. Estudio faunístico, ecológico, veterinario y de distribución de las especies de cetáceos y tortugas marinas de la Región de Ceuta. Consejería de Educación y Cultura, Ciudad Autónoma de Ceuta. 220 pp.
- Ordóñez, C., Troeng, S., Meylan, A., Meylan, P., Ruiz, A. (2007) Chiriqui Beach, Panama, the most important leatherback nesting beach in Central America. *Chelon. Conservation Biology* 6: 122-126.
- Orós, J., González-Díaz, O. M., Monagas, P. (2009) High levels of polychlorinated biphenyls in tissues of Atlantic turtles stranded in the Canary Islands, Spain. *Chemosphere*, 74: 473-478.
- OSPAR, 2008. Background Document for the EcoQO on Plastic Particles in Stomachs of Seabirds. OSPAR Commission, Biodiversity Series Publication Number: 355/2008. OSPAR, London, 18 pp.
- Paladino, F. V., O'Connor, M. P., Spotila, J. R. (1990) Metabolism of leatherback turtles, gigantothermy, and thermoregulation of dinosaurs. *Nature* 344: 858-860.
- Pascual, X. (1985). Contribución al estudio de las tortugas marinas en las costas españolas. 1. Distribución. *Miscelánea Zoológica* 9: 287-294.
- Patino-Martínez J., Marco, A., Quiñones, L. (2009) The accumulation of driftwood on the beach disturbs leatherback nesting and newborn behaviour affecting reproductive success. En: *Proceedings of the 29th Sea Turtle Symposium, International Sea Turtle Society, Brisbane.*
- Patino-Martínez, J., Marco, A., Quiñones, L. (2007) Vulnerability of leatherbacks to temporal nest flooding. En: *Proceedings of the 27th International Sea Turtle Symposium, International Sea Turtle Society, Myrtle Beach, South Carolina, USA. Feb 20-28.*
- Patino-Martínez, J., Marco, A., Quiñones, L. (2008). The importance of the substrate quality for the embryonic development of leatherback eggs. En: *Proceedings of the 28th International Sea Turtle Symposium, Loreto, Baja California Sur, Mexico.*
- Patino-Martínez, J., Marco, A., Quiñones, L. (2010) Los huevos falsos (SAGs) facilitan el comportamiento social de emergencia del nido en la tortuga laúd, *Dermochelys coriacea* (Testudines: Dermochelyidae). *Revista de Biología Tropical* 58: 943-954.
- Patino-Martínez, J., Marco, A., Quiñones, L., Godley, B. J. (2008) Globally significant leatherback turtle nestings on the Caribbean coast of Colombia and southeast Panama. *Biological Conservation* 141: 1982-1988.
- Patino-Martínez, J., Quiñones, L., Marco, A. (2004). Emergencia del nido en *Dermochelys coriacea*: Un trabajo social entre hermanos. En *Actas del X Congreso español y VIII Iberoamericano de Etología* pp 60. Sociedad Española de Etología. Aguadulce (Almería) España.
- Penas-Patiño, X. M. (1989). Cetáceos, focas e tartarugas marinas das costas ibérica. *Cons. Pesca. Gob. Galicia, Santiago*, 381 pp.



- Phillott, A. D. (2001). *Pisonia grandis* does not appear to harbour fungi known to invade sea turtle nests at heron island, Eastern Australia. *Trans. Roy. Soc. S. Aust.*, 125: 69-70.
- Pike, D. A. (2013) Climate influences the global distribution of sea turtle nesting. *Global Ecology and Biogeography* 22: 555-566.
- Pike, D. A. (2014) Forecasting the viability of sea turtle eggs in a warming world. *Global Change Biology* 20: 7-15.
- Pilcher, N. J. (2000). Coral and human disturbance. *Al Sanbouk*, 12.
- Pilcher, N. J., Ali, L. (1999). Reproductive biology of the hawksbill turtle *Eretmochelys imbricata* in Sabah, Malaysia. *Chelonian Conservation Biology* 3: 330-336.
- Piovano, S., Clusa, M., Carreras, C., Giacomini, C., Pascual, M., Cardona, L. (2011) Different growth rates between loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) of Mediterranean and Atlantic origin in the Mediterranean Sea. *Marine Biology* 158: 2577-2587.
- Price, E. R., Wallace, B. P., Reina, R. D., Spotila, J. R., Paladino, F. V., Piedra, R., Velez, E. (2004). Size, growth, and reproductive output of adult female leatherback turtles *Dermochelys coriacea*. *Endangered Species Research* 5: 41-48.
- Pritchard, P.C.H. (2004) Estado global de las tortugas marinas: un análisis. Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas, Book Documento INF-001.
- Pritchard, P.C.H, Trebbau (1984) The Turtles of Venezuela. Society for the Study of Amphibians and Reptiles. 401p
- Pritchard, P.C.H. (1976) Post-nesting movements of marine turtles tagged. *Copeia* 1976: 749-754.
- Pritchard, P. C. H. (1980) *Dermochelys coriacea*. *Cat. Am. Amph. Rep.*, 238: 1-4.
- Quiñones, L., Patiño-Martínez, J., Marco, A. (2007) Factores que influyen en la puesta y éxito de eclosión de la Tortuga Laúd, *Dermochelys coriacea*, en La Playona, Chocó, Colombia. *Rev. Esp. Herpetol.*, 21: 5-17.
- Quiñones, L., Patiño-Martínez, J., Marco, A. (2007) The importance of local communities on turtle nesting success: the case of the Kunas from southeast Panama. En: Proceedings of the 27th International Sea Turtle Symposium. International Sea Turtle Society. Myrtle Beach, South Carolina, USA. Feb 20-28.
- Reina, R. D., Abernathy, K. J., Marshall, G. J., Spotila, J. R. (2005) Respiratory frequency, dive behaviour and social interactions of leatherback turtles, *Dermochelys coriacea* during the internesting interval. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 316: 1-16.
- Reina, R., Mayor, P. H., Spotila, J., Piedra, R., Paladino, F. V. (2002). Nesting ecology of the Leatherback Turtle, *Dermochelys coriacea*, at Parque Nacional Marino Las Baulas, Costa Rica: 1988-1989 to 1999-2000. *Copeia* 2002: 653-664.
- Revelles, M., Cardona, L., Aguilar, A., San Félix, M., Fernández, G. (2007a). Habitat use by immature loggerhead sea turtles in the Algerian Basin (western Mediterranean): swimming behaviour, seasonality and dispersal pattern. *Marine Biology*, 151: 1501-1515.
- Revelles, M., Isern-Fontanet, J., Cardona, L., San Félix, M., Carreras, C., Aguilar, A. (2007b). Mesoscale eddies, surface circulation and the scale of habitat selection by immature loggerhead sea turtles. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 347: 41-57.
- Revelles, M., Camiñas, J. A., Cardona, L., Parga, M., Tomás, J., Aguilar, A. Oliver, G. (2008). Tagging reveals limited exchange of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) between regions in the western Mediterranean. *Scientia Marina*, 72: 511-518.
- Revuelta, O., León, Y.M., Broderick, A.C., Feliz, P.A., Godley, B.J., Balbuena, J.A., Mason, K., Poulton, K., Savoré, S., Raga, J.A., Tomás, J. (2015b) Assessing the efficacy of direct conservation interventions: clutch protection of the leatherback marine turtle in the Dominican Republic. *Oryx* 49:6 77-686.
- Revuelta, O., Tomás, J. (2010). Tortuga careí - *Eretmochelys imbricata*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Marco, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>.



- Rhodin, A. G. J., Orden, J. A., Conlogue, G. J. (1981) Chondro-osseous morphology of *Dermochelys coriacea*, a marine reptile with mammalian skeletal features. *Nature* 290: 244-246.
- Richardson, T. H., Richardson, J. L., Ruckdeschel, C., Dix, M. W. (1978) Remigration patterns of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) nesting on Little Cumberland and Cumberland Islands, Georgia. *Florida Marine Research Publications* 1978: 39-44.
- Robinson, N. J., Paladino, F. V. (2015) Diving Behaviour and Physiology of the Leatherback Turtle. Pp. 21-31. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). *The Leatherback Turtle. Biology and Conservation*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.
- Rostal, D. C. (2015) Reproductive Biology of the Leatherback Turtle. Pp. 51-62. En: Spotila, J.R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). *The Leatherback Turtle. Biology and Conservation*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.
- Saba, V. S. (2013). Oceanic Habits and Habitats. *Dermochelys coriacea*. Pp. 163-188. En: Wyneken, J., Lohmann, K. J., Musick, J. A. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles. Volume III*. CRC Press, Boca Raton.
- Saba, V. S., Spotila, J. R., Chavez, F. P., Musick, J. A. (2008) Bottom-up and climatic forcing on the worldwide population of leatherback turtles. *Ecology* 89: 1414-1427.
- Saba, V. S., Stock, C. A., Dunne, J. P. (2015) Relation of Marine Primary Productivity to Leatherback Turtle Biology and Behavior. Pp. 173-182. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). *The Leatherback Turtle. Biology and Conservation*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.
- Salmon, M., Jones, T. T., Horch, K. W. (2004) Ontogeny of diving and feeding behavior in juvenile sea turtles: Leatherback Sea turtles (*Dermochelys coriacea* L) and Green Sea turtles (*Chelonia mydas* L) in the Florida current. *Journal of Herpetology* 38: 36-43.
- Salmon, M., Wyneken, J. (1987) Orientation and swimming behaviour of hatchling loggerhead turtles *Caretta caretta* L. during their offshore migration. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 109: 137-153.
- Santidrián Tomillo, P., Swiggs, J. (2015). Egg Development and Hatchling Output of the Leatherback Turtle. Pp. 74-83. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). *The Leatherback Turtle. Biology and Conservation*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.
- Santoro, M., Hernández, G., Caballero, M., García, F. (2008). Potential bacterial pathogens carried by nesting leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) in Costa Rica. *Chelonian Conservation and Biology* 7: 104-108.
- Sarti Martínez, A. L. (2009). *Dermochelys coriacea*. En: IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.1. <www.iucnredlist.org>.
- Sarti-Martínez, L., Barragán, A. R., García-Muñoz, D., García, N., Huerta, P., Vargas, F. (2007). Conservation and biology of the leatherback turtle in the Mexican Pacific. *Chelonian Conservation and Biology* 6: 70-78.
- Sarzo, B., Bartolomé, M.A., Bataller, J.V., Cervera, F., Monsalve, M.A., Pradillo, A. Vilalta, M. 2008. Seguimiento del Plan de acción de aves marinas de la comunidad valenciana. Informe de Actividades del Equipo Técnico de Seguimiento de fauna amenazada. Año 2008. Informe inédito.
- Sasso, C.R., Epperly, S.P. (2007) Survival of pelagic juvenile loggerhead turtles in the open ocean. *Journal of Wildlife Management* 71: 1830-1835.
- Sazima, I., Grossman, A. (2006) Turtle riders: remoras on marine turtles in Southwest Atlantic. *Neotropical Ichthyology* 4: 123-126.
- Schaefer J. (2006) Towards maturation of the population concept. *Oikos* 112: 236-240.
- Seminoff, J. A., Shanker, K. (2008). Marine turtles and IUCN Red Listing: A review of the process, the pitfalls, and novel assessment approaches. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 356: 52-68.
- Shamblin, B. M., Bolten, A. B., Abreu-Grobois, F. A., Bjørndal, K. A., Cardona, L., Carreras, C., Nel, R., Soarles, L.S., Stewart, K.R., Vilaça, S.T., Türkozan, O., Yilmaz, C., Dutton, P.H. (2014) Geographic patterns of genetic variation in a broadly distributed marine vertebrate: new insights into loggerhead turtle stock structure from expanded mitochondrial DNA sequences. *PLoS One*, 9(1): 85956.



- Shillinger, G. L., Bailey, H. (2015). Movements and Behavior of Adult and Juvenile LeatherbackTurtles. Pp. 162-172. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). The Leatherback Turtle. Biology and Conservation. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.
- Shillinger, G. L., Palacios, D. M., Bailey, H., Bograd, S. J., Swithenbank, A. M., Gaspar, P., Wallace, B. P., Spotila, J. R., Paladino, F. V., Piedra, R., Eckert, S. A., Block, B. A. (2008) Persistent leatherback turtle migrations present opportunities for conservation. Plos Biology 6: 1408-1416.
- Sotherland, P. R., Wallace, B. P., Spotila, J. R. (2015) Leatherback turtle eggs and nests and their effects on embryonic development. Pp. 136-148. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P.(Eds.). The Leatherback Turtle. Biology and Conservation. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.
- Spotila, J. R., Dunham, A. E., Leslie, A. J., Steyermark, A. C., Plotkin, P. T., Paladino, F.V. (1996) Worldwide population decline of *Dermochelys coriacea*. Are Leatherback Turtles going extinct? Chelonian Conservation and Biology 2: 209-222.
- Spotila, J. R., Reina, R. D., Steyermark, A. C., Plotkin, P. T., Paladino, F. V. (2000) Pacific leatherback turtles face extinction: Fisheries can help avert the alarming decline in population of these ancient reptiles. Nature 405: 529-530.
- Spotila, J. R., Saba, V. S., Patel, S. H., Santidrián Tomillo, P. (2015). Warming climate. A New Threat to the Leatherback Turtle. Pp. 173-182. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). The Leatherback Turtle. Biology and Conservation. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Stewart, K.R., James, M.C., Roden, S., and Dutton, P.H. (2013) Assignment tests, telemetry and tag-recapture data converge to identify natal origins of leatherback turtles foraging in Atlantic Canadian waters. Journal of Animal Ecology 72: 791-803.
- Stewart, K.R., LaCasella, E.L., Roden, S.E., Jensen, M.P., Stokes, L.W., Epperly, S.P., and Dutton, P.H. (2016) Nesting population origins of leatherback turtles caught as bycatch in the U.S. pelagic longline fishery. Ecosphere 7: e01272.
- Storelli, M. M., & Marcotrigiano, G. O. (2003) Heavy metal residues in tissues of marine turtles. Marine Pollution Bulletin, 46: 397-400.
- Storelli, M.M., Ceci, E., Marcotrigiano, G.O. (1998) Comparison of total mercury, methylmercury, and selenium in muscle tissues and liver of *Stenella coeruleoalba* (Meyenn) and *Caretta caretta* (Linnaeus). Bulletin of Environmental Contaminants and Toxicology. 61: 541-547.
- Suganuma, H., Yusuf, A., Bakarbessy, Y., Kiyota, M. (2005). New leatherback turtle conservation project in Papua, Indonesia. Marine Turtle Newsletter 109: 8.
- Tapilatu, R. F., Tiwari, M. (2007). Leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*, hatching success at Jamursba-Medi and wermon beaches in Papua, Indonesia. Chelonian Conservation and Biology 6: 154-158.
- Tiwari, M., Wallace, B.P. & Girondot, M. 2013b. *Dermochelys coriacea* (West Pacific Ocean subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T46967817A46967821. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-2.RLTS.T46967817A46967821.en>. Downloaded 3 July 2018.
- Tomás, J. (2004). Estudio de la Biología de la Reproducción de las Tortugas Marinas del Sude la Isla de Bioko (Guinea Ecuatorial). Tesis Doctoral. Universitat de Valencia. 234 pp.
- Tomas, J., Aznar, F. J., Raga, J. A. (2001). Feeding ecology of the loggerhead turtle *Caretta caretta* in the western Mediterranean. Journal of Zoology 255: 525-532.
- Tomillo, P. S., Saba, V. S., Piedra, R., Paladino, F. V., Spotila, J. R. (2008). Effects of illegal harvest of eggs on the population decline of Leatherback Turtles in Las Baulas Marine National Park, Costa Rica. Conservation Biology 22: 1216-1224.
- Tomillo, P. S., Velez, E., Reina, R. D., Piedra, R., Paladino, F. V., Spotila, J. R. (2007). Reassessment of the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) nesting population at Parque Nacional Marino Las Baulas, Costa Rica: Effects of conservation efforts. Chelon. Conservation Biology 6: 54-62.
- Troëng, S., Chacón, D., Dick, B. (2004) Possible decline in leatherback turtle *Dermochelys coriacea* nesting along the coast of Caribbean Central America. Oryx 38:395-403.



- Troëng, S., Harrison, E., Evans, D., Haro, A.D., Vargas, E. (2007) Leatherback turtle nesting trends and threats at Tortuguero, Costa Rica. *Chelonian Conservation Biology* 6:117–122.
- Troëng, S. (2000) Predation of green (*Chelonia mydas*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) turtles by jaguars at Tortuguero National Park, Costa Rica. *Chelonian Conservation Biology* 3:51-753.
- Troëng, S., Harrison, E., Evans, D., de Haro, A., Vargas, E. (2007) Leatherback turtle nesting trends and threats at Tortuguero, Costa Rica. *Chelonian Conservation Biology* 6: 117-122.
- Tucker, A. D., Frazer, N. B. (1991) Reproductive variation in leatherback turtles, *Dermochelys scoriacea*, at Culebra National Wildlife Refuge, Puerto Rico. *Herpetologica* 47: 115-124.
- Turtle Expert Working Group (2007). An Assessment of the Leatherback Turtle Population in the Atlantic Ocean. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-555. 116 pp.
- Tuxbury, S. M., Salmon, M. (2005) Competitive interactions between artificial lighting and natural cues during seafinding by hatchling marine turtles. *Biological Conservation* 121: 311-316.
- Van Houtan, K.S., Halley, J.M. (2011) Long-Term climate forcing in Loggerhead Sea Turtle nesting. *Plos One* 6: e19043
- Wallace, B. P. et al. (2010) Regional management units for marine turtles: a novel framework for prioritizing conservation and research across multiple scales. *PloS ONE*, 5(12): e15465
- Wallace, B. P., Jones, T. T. (2015) Leatherback Turtle Physiological Ecology. Pp. 149-161. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). *The Leatherback Turtle. Biology and Conservation*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.
- Wallace, B. P., Jones, T. T. (2015) Leatherback Turtle Physiological Ecology. Pp. 149-161. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). *The Leatherback Turtle. Biology and Conservation*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.
- Wallace, B. P., Sotherland, P. R., Spotila, J. R., Reina, R. D., Franks, B. F., Paladino F. V. (2004). Abiotic and biotic factors affect the nest environment of embryonic leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*. *Physiological and Biochemical Zoology* 77: 423-432..
- Wallace, B. P., Sotherland, P. R., Tomillo, P. S., Bouchard, S. S., Reina, R. D., Spotila, J. R., Paladino, F. V. (2006). Egg components, egg size, and hatchling size in leatherback turtles. *Comparative Biochemistry and Physiology A*, 145: 524-532.
- Wallace, B.P., Tiwari, M., Girondot, M. (2013). *Dermochelys coriacea*. En: *The IUCN Red List of Threatened Species* 2013: e.T6494A43526147.
- Wallace, B. P., Williams, C. L., Paladino, F. V., Morreale, S. J., Lindstrom, R. T., Spotila, J. R. (2005) Bioenergetics and diving activity of internesting leatherback turtles *Dermochelys coriacea* at Parque Nacional Marino las Baulas, Costa Rica. *Journal of Experimental Biology* 208: 3873-3884.
- Weir, C.R., Ron, T., Morais, M., Duarte, A. D. C. (2007) Nesting and at-sea distribution of marine turtles in Angola, West Africa, 2000-2006: occurrence, threats and conservation implications. *Oryx* 41: 224-231.
- Weishampel, J.F., Bagley, D.A., Ehrhart, L.M. (2004) Earlier nesting by loggerhead sea turtles following sea surface warming. *Global Change Biology* 10: 1424-1427.
- Whitmore, C.P., Dutton, P. H. (1985) Infertility, embryonic mortality and nest-site selection in leatherback and green sea turtles in Suriname. *Biological Conservation* 34: 251-272.
- Witherington, B, Hiram, S. and Hardy, R. (2012) Young sea turtles of the pelagic Sargassum-dominated drift community: habitat use, population density, and threats. *Marine Ecology Progress Series* 463: 1–22.
- Witherington, B. E. (2002). Ecology of neonate loggerhead turtles inhabiting lines of downwelling near a Gulf Stream front. *Marine Biology* 140: 843-853.
- Witt, M.J., Baert, B., Broderick, A.C., Formia, A., Fretey, J., Gibudi, A., Moussounda, C., Mounquengui, G. A., Ngouessono, S., Parnell, R. J., Roumet, D., Sounquet, G. P., Verhage, B., Zogo, A., Godley, B. J. (2009) Aerial surveying of the world's largest leatherback turtle rookery: A more effective methodology for large-scale monitoring. *Biological Conservation* 142: 1719-1727.



Witt, M. J., Broderick, A. C., Coyne, M. S., Formia, A., Nguessono, S., Parnell, R. J., Sounguet, G. P., Godley, B. J. (2008) Satellite tracking highlights difficulties in the design of effective protected areas for critically endangered leatherback turtles *Dermochelys coriacea* during the inter-nesting period. *Oryx*, 42: 296-300.

Witt, M. J., Broderick, A. C., Johns, D. J., Martin, C., Penrose, R., Hoogmoed, M. S., Godley, B. J. (2007). Prey landscapes help identify potential foraging habitats for leatherback turtles in the NE Atlantic. *Marine Ecology Progress Series* 337: 231-243.3.

Witt, M. J., Hawkes, L. A., Godfrey, M. H., Godley, B. J. & Broderick, A. C. (2010).. Predicting the impacts of climate change on a globally distributed species: the case of the loggerhead turtle. *Journal of Experimental Biology* 213: 901-911.

Wyneken, J. (2015). Anatomy of the Leatherback Turtle. Pp. 32-48. En: Spotila, J. R., Santidrián Tomillo, P. (Eds.). *The Leatherback Turtle. Biology and Conservation*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 219 pp.

Yntema, C. L. & Mrosovsky, N. (1980) Sexual differentiation in hatchling loggerheads (*Caretta caretta*) incubated at different controlled temperatures. *Herpetologica* 36: 33-36.

Descriptor 2

Barnes, D. K. A. 2002. Biodiversity Invasions by marine life on plastic debris. *Nature*, 416: 808-809. <http://www.nature.com/doi/10.1038/416808a>.

CBD, 2014. Pathways of introduction of invasive species, their prioritization and management. <https://www.cbd.int/doc/meetings/sbstta/sbstta-18/official/sbstta-18-09-add1-en.pdf>

COMMISSION DECISION (2010/477/EU) -of 1 September 2010- on criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters

COMMISSION DECISION (EU) 2017/ 848 -of 17 May 2017- laying down criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters and specifications and standardised methods for monitoring and assessment, and repealing Decision 2010/ 477/ EU. (n.d.).

COMMISSION DIRECTIVE (EU) 2008/56/EC- of 17 June 2008- of the European Parliament and of the Council of establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive)

COMMISSION DIRECTIVE (EU) 2017/845 -of 17 May 2017- amending Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council as regards the indicative lists of elements to be taken into account for the preparation of marine strategies

López-Legentil, S., · L. Legentil, L. M., Erwin, M. P., · Turon, X. 2015. Harbor networks as introduction gateways: contrasting distribution patterns of native and introduced ascidians. *Biol Invasions* (2015) 17: 1623-1638. DOI 10.1007/s10530-014-0821-z.

Ninčević Gladan Ž., Magaletti E., Scarpato A. et al. 2014. BALMAS Port Baseline Survey Protocol. Protocol. BALMAS project. Work package 5.1. 23 pp.

Descriptor 4

Preciado I., Arroyo N.L., González-Irusta J.M., López-López L., Punzón A., Muñoz I., Serrano A. 2019. Small-scale spatial variations of trawling impact on food web structure. *Ecological indicators* 98: 442-452

Arroyo N.L., Safi G., Vouriot P., López-López L., Niqul N., Le Loc'h F., Hatab T., Preciado I. (en prensa) Towards coherent GES assessments at sub-regional level: signs of fisheries expansion processes in the Bay of Biscay using an OSPAR food web indicator, the Mean Trophic Level. *ICES Journal of Marine Science*.

Arroyo N.L., Preciado I., López-López L., Muñoz I., Punzón A. 2017. Trophic mechanisms underlying benthodemersal community recovery in the north-east Atlantic. *Journal of Applied Ecology* doi: 10.1111/1365-2664.12879



LISTA DE ABREVIATURAS



5. LISTA DE ABREVIATURAS

AECOSAN	Agencia Española de Consumo, Seguridad Alimentaria y Nutrición
BEA	Buen Estado Ambiental
CCAA	Comunidades Autónomas
Cd	Cadmio
CE	Comisión Europea
CMP	Contenido máximo permitido
DL-PCBs	PCB similares a las dioxinas
DM	Demarcación marina
DMEM	Directiva Marco de Estrategia Marina
DMA	Directiva Marco del Agua
EEMM	Estrategias marinas
EM	Estado miembro
FAO	Organización de Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
HAPs	Hidrocarburos aromáticos policíclicos. En inglés PAHs.
Hg	Mercurio
IEO	Instituto Español de Oceanografía
ICCAT	Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico.
ICES	Convención Internacional para la Exploración de los mares
NDL-PCBs	PCB no similares a las dioxinas
OMS	Organización Mundial de la Salud
Pb	Plomo
PCBs	Bifenilos policlorados
PCDD/F	Dioxinas/Furanos
PPC	Política Pesquera Común
UE	Unión Europea
MEDPOL	Programa de Vigilancia de la Contaminación Marina en el Mar Mediterráneo
OSPAR	Convenio relativo a la Protección del Medio Ambiente marino del Atlántico Nordeste

ESTRATEGIAS MARINAS

Protegiendo el mar para todos



Financiado por
la Unión Europea
NextGenerationEU



VICEPRESIDENCIA
TERCERA DEL GOBIERNO
MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO



Plan de
Recuperación,
Transformación
y Resiliencia