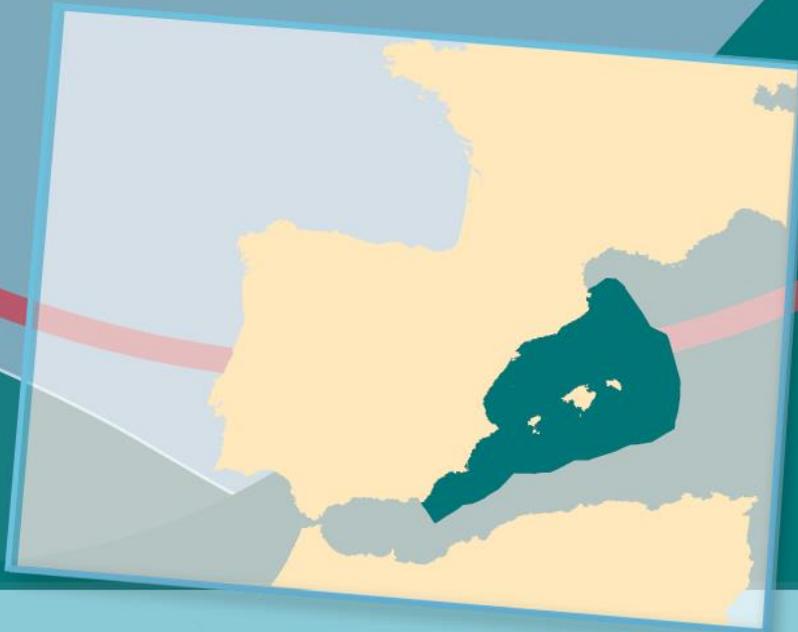


"Estrategias Marinas de España, protegiendo el mar para todos"



Estrategia marina de la Demarcación levantino-balear



**PARTE IV. EVALUACIÓN DEL ESTADO DEL MEDIO
MARINO Y DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO
AMBIENTAL EN LA DEMARCACIÓN MARINA
LEVANTINO- BALEAR**

MADRID, 2019

AUTORES DEL DOCUMENTO

AVES MARINAS: SEO/BirdLife:

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

MAMÍFEROS MARINOS: ALNILAM, Investigación y Conservación

- José Antonio Vázquez (ALNILAM Investigación y Conservación)
Con la colaboración de:
 - José María Brotons (AOSCIACION TURSIOPS)
 - José Martínez-Cedeira (CEMMA- Coordinadora para o Estudio dos Mamíferos Mariños)
 - Mónica Pérez (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

DESCRIPTOR 3

- Aina Carbonell (IEO)
- Ana Giraldez (IEO)
- Antonio Esteban (IEO)
- Beatriz Guijarro (IEO)
- David Macias (IEO)
- Encarnación Garcia (IEO)
- Enrique Rodriguez-Marin (IEO)
- José Luis Pérez (IEO)
- José M^a Ortiz (IEO)
- Pedro Torres (IEO)
- José Castro (IEO)
- Susana Junquera (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

- Juan Antonio Campillo (IEO)
- Víctor León León (IEO)
- Juan Santos (IEO)
- Concepción Martínez Gómez (IEO)
- Carlos Guitart Ferrarons
- Beatriz Fernández Galindo
- Víctor García Aparicio
- Rubén Moreno González
- 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
- Sagrario Arrieta
- Lucía Martínez
- Paloma Ramos
- Paula Valcarce

COORDINACION INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA

- Pablo Abaunza
- Alberto Serrano

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

- Ana Lloret





MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



Aviso legal: Los contenidos de esta publicación podrán ser reutilizados citando la fuente, y la fecha, en su caso, de la última actualización.

Edita_©: Ministerio para la Transición Ecológica (MITECO). Madrid 2019.

NIPO: 638-19-082-7

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado: <https://cpage.mpr.gob.es>

MITECO. www.miteco.es



ÍNDICE

AUTORES DEL DOCUMENTO	2
ÍNDICE	6
1. INTRODUCCIÓN	9
2. DESCRIPTORES DE PRESIÓN	10
2.1. Descriptor 2: Especies alóctonas e invasoras.....	10
2.1.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados .	10
2.1.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	11
2.1.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	13
2.1.4. Actualización de la definición del 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	17
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.....	26
2.4.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados .	26
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.....	27
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	31
2.5.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	32
2.5.4. Actualización de la definición del Buen Estado Ambiental y conclusiones.....	35

2.6.	Descriptor 9: Contaminantes en pescado y otros productos de la pesca para consumo humano.....	37
2.6.1.	Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados .	37
2.6.2.	Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	38
2.6.3.	Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	38
2.6.4.	Actualización de la definición del Buen Estado Ambiental y conclusiones.....	39
2.7.	Descriptor 10: Basuras marinas.....	41
2.7.1.	Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados .	41
2.7.2.	Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	45
2.7.3.	Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	46
2.7.4.	Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones.....	48
2.8.	Descriptor 11: Ruido.....	49
2.8.1.	Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados .	50
2.8.2.	Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	50
2.8.3.	Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	51
2.3.4.	Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones.....	52
3.	DESCRIPTORES DE ESTADO.....	53
3.1.	Descriptor 1: Biodiversidad	53
	ESPECIES	53
3.1.1.	Aves marinas.....	53
3.1.1.1.	Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	53
3.1.1.2.	Principales presiones e impactos de la demarcación marina que afectan al grupo aves	58
3.1.1.3.	Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	60
3.1.1.4.	Actualización de la definición del Buen Estado Ambiental y conclusiones....	62
3.1.2.	Mamíferos marinos	65
3.1.2.1.	Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	65
3.1.2.2.	Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	69
3.1.2.3.	Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	72
3.1.2.4.	Actualización de la definición del Buen Estado Ambiental y conclusiones....	90

3.1.3. Reptiles marinos	92
3.1.3.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	92
3.1.3.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	94
3.1.3.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	95
3.1.3.4. Actualización de la definición del Buen Estado Ambiental y conclusiones....	96
3.1.4. Peces costeros	96
3.1.4.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	96
3.1.4.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	97
3.1.4.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	97
3.1.4.4. Actualización de la definición del Buen Estado Ambiental y conclusiones....	98
3.2. Descriptor 4: Cadenas tróficas	99
3.2.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	100
3.2.2. Principales presiones e impactos de la DM que afectan al descriptor	101
3.2.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	101
3.2.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones.....	101
3.3. Descriptor 6: Fondos Marinos	102
3.3.1. Elementos evaluados, áreas de evaluación, criterios e indicadores utilizados	102
3.3.2. Principales presiones que afectan al descriptor.....	103
3.3.3. Resultados de la actualización de la evaluación del estado ambiental	104
3.3.4. Actualización de la definición de Buen Estado Ambiental y conclusiones.....	107
4. REFERENCIAS	109
5. LISTA DE ABREVIATURAS	152



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

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) levantino- balear:

- 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-levantino-balear/>

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, LPMM, (anexo I), 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 levantino- balear representa el medio marino en el que España ejerce soberanía o jurisdicción comprendido entre una línea imaginaria con orientación 128° respecto al meridiano que pasa por el cabo de Gata, y el límite de las aguas jurisdiccionales entre España y Francia en el golfo de León

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

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
Criterio D2C1: Primario- Especies alóctonas de nueva introducción	El 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 se minimiza, y, en la medida de los posible, se reduce a cero.
Criterio D2C2: Secundario- 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	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>4, apartado 1, del Reglamento (UE) n.o 1143/2014 y las especies que son pertinentes para su uso según el criterio D2C3. No utilizado en esta actualización para las especies con carácter invasivo evaluadas por el D1 y D6.</p>	
<p>Criterio D2C3: Secundario- 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 utilizado en esta actualización</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. Los Estados miembros establecerán los valores umbral para la alteración adversa de grupos de especies y tipos generales de hábitats debida a especies alóctonas, mediante la cooperación regional o subregional.</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, favorece el movimiento de las especies entre distintas áreas (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 principalmente de organismos con exosqueletos bicarbonatados, como 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) o los intercambios de acuarofilia son otros mecanismos de introducción de alóctonas. Existen también otro tipo de invasiones no debidas directamente a 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 y calentamiento global (como por ejemplo las invasiones de especies peces exóticos a través del canal de Suez).

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

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

Para el criterio D2C1_ la medida en que se haya logrado el buen estado medioambiental se expresará para la zona evaluada de la siguiente forma: El número de especies alóctonas de nueva introducción a través de la actividad humana, en el periodo de evaluación de seis años, y una lista de esas especies.

Para el criterio D2C2 la medida en que se haya logrado el buen estado medioambiental se expresará para la zona evaluada de la siguiente forma: La medida utilizada 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

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

En la ficha de evaluación inicial D2 de la DM levantino- balear del anexo puede consultarse los resultados detallados de la evaluación para los criterios de este descriptor.

Los resultados de evaluación del criterio **D2C1** en la DM levantino-balear se resumen en:

Se detecta un aumento de especies invasoras en la demarcación. Se ha evaluado la lista de nuevas especies invasoras aparecidas desde el periodo de referencia, y de las especies ya establecidas potencialmente invasoras.

El buen estado ambiental en el conjunto de la demarcación parece encontrarse en serio peligro por la presencia de especies invasoras en expansión y con potencial efecto sobre la biodiversidad y el hábitat como es el caso del cangrejo azul (*Callinectes sapidus*) o la colonización de organismos sésiles filtradores en puertos y marinas como la ascidia *Aplidium accarensense* o la colonización por algas como *Halimeda incrasata* con carácter más local.

La tendencia de tropicalización del Mediterráneo produce también la expansión hacia el norte de especies más típicas de las áreas más cálidas del Sur, y la introducción de especies en el área provenientes del Mediterráneo oriental. Por otra parte también se dan procesos de expansión de especies más típicas del Atlántico nororiental, como el caso de cangrejo *Callinectes sapidus* cuya expansión en la demarcación parece que se está acelerando en los últimos años. En algunas zonas la especie empieza a ser muy abundante y es comercializada en las lonjas (Mar Menor y Cataluña). Se recomienda realizar seguimiento y establecer medidas de control (pesca selectiva) para evitar impactos.

Los resultados de evaluación **D2C2** en la DM levantino- balear se resumen en:

El grupo de especies de algas macrófitas invasoras está en expansión. Falta por determinar la abundancia y la tendencia en los diferentes seguimientos en la demarcación por especie. La información disponible establece la red de puntos de muestreo en la subdivisión geográfica correspondiente a la zona catalano-balear.

El seguimiento de algas invasoras es apropiado para establecer la tendencia y el impacto en la franja litoral, aparece implementado en diversas localizaciones y áreas marinas protegidas y se realiza por diferentes organismos, desde organismos autónomos a centros de investigación marina y Universidades. Está previsto realizar una labor de coordinación en los próximos años a fin de establecer una evaluación estandarizada para la demarcación.

D2C3- NO EVALUADO. Los impactos negativos están todavía por determinar. El seguimiento y estudio biológico serán determinantes para en el futuro diagnosticar el efecto de algunas invasiones recientes como el caso del cangrejo azul.

2.1.4. Actualización de la definición del 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 altera adversamente la composición de especies nativas ni el hábitat.

Teniendo en cuenta el criterio D2C1 el resultado es “**NO ESTA EN BEA**”.

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 tenemos más evidencias sobre el impacto, la distribución y extensión de algunas especies invasoras, pero seguimos sin evaluaciones seguras de impactos específicos de los efectos de las especies invasoras. Sin embargo ya hay programas de muestreo definidos y en desarrollo para evaluar estos impactos para especies individuales. Previsiblemente a medida que avance la implementación de los programas de seguimiento, y el desarrollo de las metodologías de evaluación podremos evaluarlo y actualizar las definiciones de BEA.

Teniendo en cuenta el criterio D2C1 el resultado es “NO ESTA EN BEA” y dado que se trata de un criterio primario podemos decir que la DM levantino- balear para el descriptor 2, no se encuentra en BEA.

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 la CGPM y la ICCAT (ver Tabla 9 del Anexo. Fichas de Evaluación Inicial- D3).

En la DM levantino balear se han analizado 23 stocks pesqueros. Las capturas de estos 23 stocks representa el 70% del total de la DM:

- *Sardina pilchardus* (Levante norte) CGPM GSA6
- *Merluccius merluccius* (Levante norte) CGPM GSA6
- *Merluccius merluccius* (Islas Baleares) CGPM GSA5
- *Octopus vulgaris* – No evaluado
- *Scomber colias*– No evaluado
- *Mullus barbatus* (Levante norte) CGPM GSA6
- *Mullus surmuletus* (Islas Baleares) CGPM GSA5
- *Trachurus trachurus*– No evaluado
- *Parapenaeus longirostris* (Levante norte) CGPM GSA6
- *Parapenaeus longirostris* (Islas Baleares) CGPM GSA5
- *Aristeus antennatus* (Levante norte) CGPM GSA6
- *Aristeus antennatus* (Islas Baleares) CGPM GSA5
- *Sepia officinalis*– No evaluado
- *Trisopterus minutus*– No evaluado
- *Eledone cirrhosa*– No evaluado
- *Xiphias gladius* (Mediterráneo)
- *Lophius piscatorius*– No evaluado
- *Lophius budegassa*– No evaluado
- *Micromesistius poutassou*– No evaluado
- *Nephrops norvegicus*– No evaluado
- *Thunnus thynnus* (Atlántico este y Mediterráneo)
- *Thunnus alalunga* (Mediterráneo)

Área de evaluación, criterios e indicadores utilizados:

La DM levantino- balear comprende las zonas GSA 5 y 6 de la CGPM principalmente (Figura 33. Anexo. Ficha Evaluación Inicial D3).

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

CRITERIO	INDICADOR
Criterio 3.1: 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 3.2: 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 3.3. 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 relativa a la actividad pesquera, descrita en el Anexo I de la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, como “Extracción y/o mortalidad de especies objetivo y no objetivo”.

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

La medida en 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}).
 - Para cada elemento el estado es “bueno” cuando se cumple a la vez que $F \geq F_{MSY}$ y $SSB > SSB_{MSY}$
 - 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 detallados de la actualización de la evaluación se pueden consultar en la Tabla 9 de la ficha de actualización del D3 en el Anexo, incluidos los parámetros indicadores utilizados, los cuales proceden de las evaluaciones analíticas realizadas y validadas por la CGPM e ICCAT.

Las conclusiones de la actualización de la evaluación del D3 son:

- a) Uno de los 23 stocks evaluados está en buen estado (4%).
- b) Doce de los 23 stocks (52%) están en estado desconocido (sin evaluación analítica) o incierto (evaluaciones no concluyentes en cuanto a los criterios establecidos).

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 $SSB_{actual} \geq SSB_{msy}^2$.

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

La DM levantino- balear no alcanza el BEA 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 Demarcación, 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 las establecidas 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 Demarcación Levantino-Balear está enmarcada dentro del área de acción del Convenio de Barcelona, que no ha acordado aún criterios de zonación aplicables a escala regional o subregional. Por tanto, atendiendo a las normas metodológicas publicadas en la Decisión 2017/848/UE, en este segundo ciclo de las EEMM, se tomaron en consideración por un lado las aguas costeras *sensu* DMA y por otro el resto de la Demarcación. Para la evaluación de las zonas de la Demarcación más allá de las masas de agua costera, se ha optado por utilizar la zonación definida en el primer ciclo de las EEMM, que estuvo basada en el análisis de los ciclos anuales de productividad fitoplanctónica (Figura 1). De acuerdo con este análisis, la demarcación fue dividida en seis áreas de productividad contrastante que fueron utilizadas como unidades espaciales de evaluación (Tabla 2), tanto en lo que se refiere al cálculo de valores de base y de evaluación, como al criterio de agrupación de los datos para el cálculo de tendencias temporales.

Las masas de agua costera definidas en aplicación de la DMA incluidas dentro de la Demarcación Marina Levantino-Balear, son gestionadas por seis Demarcaciones Hidrográficas: DH de las cuencas Mediterráneas Andaluzas (DHCMA), DH del Júcar (DHJ), DH del Segura (DHS), DH del Ebro (DHE), Cuencas Internas de Cataluña (DHCIC) y DH de Islas Baleares (DHIB). Todas las masas de agua costera están clasificadas dentro de una de las nueve tipologías descritas en la

Tabla 3. Las características y límites geográficos de cada una son recogidos en las memorias de los planes de cuenca para el periodo 2015/2021, aprobados en 2016.

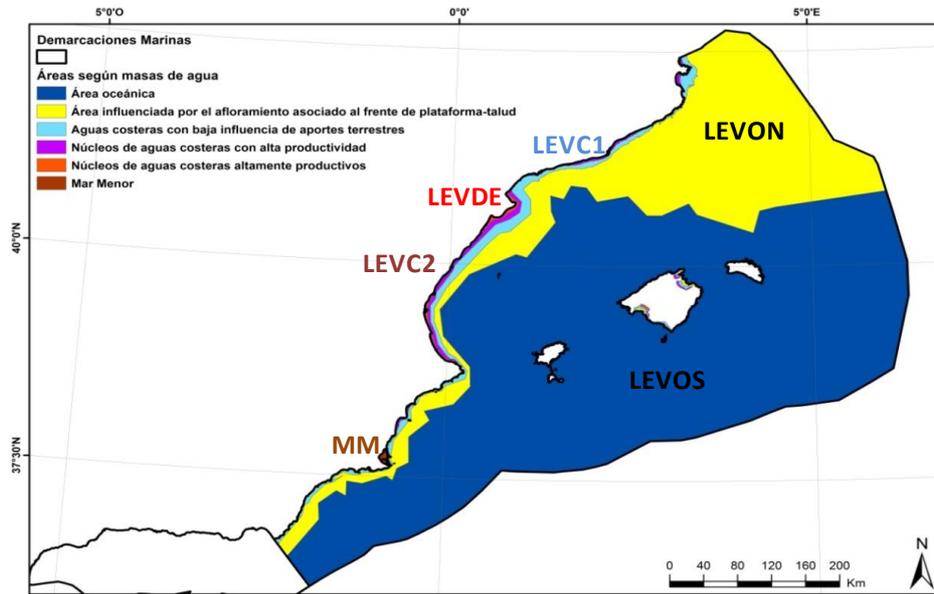


Figura 1. Áreas de productividad contrastante utilizadas como áreas de evaluación de la eutrofización definidas en el primer informe de evaluación inicial de las EEMM

Tabla 2. Zonas de evaluación para las aguas no-costeras de la demarcación (ver Figura 1).

Identificador de las áreas	Denominación	Extensión (%)
LEVOS	Área oceánica	70,0
LEVON	Área influenciada por el afloramiento asociado al frente de plataforma-talud	26,7
LEVC1	Aguas costeras con baja influencia de aportes terrestres	2,5
LEVC2	Núcleos de aguas costeras con alta productividad	0,7
LEVDE	Núcleos de aguas costeras altamente productivas	0,14
LEVMM	Mar Menor	0,04

Tabla 3. Tipología de las masas de agua costera en la DM levantino-balear. Profunda: más de 40 metros de fondo; Somera: menos de 40 m de fondo.

Tipología	Amplitud de mareas	Salinidad	Características de la mezcla de agua (influencia de agua dulce)	Fondo	Profundidad
1	Micromareal	34,5-37,5	Moderada	Arenoso	Somera
2	Micromareal	34,5-37,5	Moderada	Rocoso	Somera
3	Micromareal	34,5-37,5	Moderada	Arenoso	Profunda
4	Micromareal	34,5-37,5	Moderada	Rocoso	Profunda
5	Micromareal	>37,5	Baja	Arenoso	Somera
6	Micromareal	>37,5	Baja	Mixto	Profunda
7	Micromareal	>37,5	Baja	Arenoso	Profunda
8	Micromareal	>37,5	Baja	Rocoso	Profunda
9	Micromareal	<34,5	Alta	Arenoso	Somera

Criterios y elementos de evaluación

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, nitrito, amonio, fosfato, clorofila y oxígeno que han permitido evaluar los criterios **D5C1**, **D5C2** y **D5C5**.

CRITERIO	ELEMENTOS EVALUADOS
Criterio D5C1. Las concentraciones de nutrientes no se encuentran en niveles que indiquen efectos adversos de eutrofización.	Nutrientes en la columna de agua: - Nitrógeno inorgánico disuelto (NID), - fósforo inorgánico disuelto (FID)
Criterio D5C2 Las concentraciones de clorofila-a no se	Clorofila a en la columna de agua.



encuentran en niveles que indiquen efectos adversos producidos por el exceso de nutrientes.	
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.	Oxígeno disuelto en el fondo de la columna de agua.

La mayoría de 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, los datos proceden de las campañas de seguimiento de la eutrofización realizadas por el IEO en 2011, 2012, 2014 y 2015. Además, para el mar Menor, se ha contado con los datos generados por el IEO dentro de un programa de muestreo específico que inició en 2016 para hacer un seguimiento de la eutrofización en la laguna costera a raíz del episodio de eutrofización que comenzó en 2015 (proyecto MEMM). Dicho programa incluye muestreos mensuales en tres estaciones localizadas en sendas zonas centrales de la laguna (campo medio), así como cuatro campañas en las que se muestreó una intensiva red de estaciones (campo próximo y medio). En conjunto, los datos cubren el período de 2011 a 2016 excepto en el Mar Menor, que se limitan a los años 2016-2017.

A pesar de que se han recopilado más de 4000 registros de diferentes elementos de los criterios evaluados, hay que señalar que para buena parte de la DM, no se ha dispuesto de datos suficientes para evaluar los tres criterios primarios (Tabla 4), debido principalmente a que los programas de seguimiento diseñados para compensar las carencias de información detectadas en la primera evaluación inicial no se han puesto en marcha. Así, para las áreas no costeras no se ha contado con datos suficientes de amonio, nitrógeno y fósforo total, por lo que estos elementos no serán considerados en la presente evaluación. La falta de datos es más notoria para las zonas de evaluación más alejadas de costa (LEVOS y LEVON), para las que sólo se cuenta con registros procedentes de una única campaña oceanográfica, que son obviamente insuficientes para determinar su estado ambiental en el periodo evaluado. Independientemente de estas carencias, sí se ha contado con datos suficientes de concentración de nitrato y fosfato, clorofila y oxígeno para las áreas no costeras que abarcan buena parte de las zonas más próximas a costa (LEVC1 y LEVC2). Por tanto, los criterios D5C1, D5C2 y D5C5 han podido ser evaluados en estas zonas no costeras que son las que tienen un mayor riesgo potencial de sufrir el impacto de los aportes de nutrientes con origen en tierra.

Otro de los factores, además de la falta de datos, que ha determinado que no se hayan utilizado criterios secundarios para evaluar la eutrofización de la demarcación marina, es que no se

cuenta con 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 ser relacionados directamente con la eutrofización. No obstante, para el Mar Menor, sí que se ha contado con un cartografiado de las praderas de macrófitos que ha sido utilizado como información adicional para evaluar la eutrofización; Ruíz et al. 2017: *Evaluación del estado de conservación de las praderas de Cymodocea nodosa en la laguna costera del Mar Menor 2014-2016*. 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 que muchas zonas costeras fueron afectadas por la escorrentía de los ríos que descargan en la DM.

Tabla 4. Criterios y elementos evaluados en las diferentes áreas de evaluación de la DM levantino-balear. 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		LEVD	LEVC2	LEVC1	LEVON	LEVOS	MM
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						
D5C7	Comunidades de macrófitos perennes	DMA						

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

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

- 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

En todas las zonas de evaluación excepto LEVON se obtuvieron concentraciones puntuales de nitrógeno inorgánico disuelto muy elevadas, y mayores a los valores umbrales de evaluación de la DMA, tanto en campo próximo como en campo medio. Sin embargo, atendiendo al criterio



adoptado basado en el porcentaje de registros que exceden el umbral el nitrato y nitrito estuvieron en BEA en todas las áreas excepto el Mar Menor, mientras que para el amonio no se alcanzó el BEA en el área LEVDE ni en el Mar Menor. Respecto al fosfato la relativamente elevada proporción de valores por encima de los umbrales de la DMA llevó a concluir que las áreas LEVDE y el Mar Menor no se encuentran en BEA.

En relación con el criterio D5C2, durante el periodo 2011-2016 se alcanzaron puntualmente concentraciones muy elevadas de clorofila. Sin embargo, en ninguna zona de la DM excepto el mar Menor, se sobrepasaron los valores umbrales más allá de lo esperable estadísticamente. Por tanto, todas las áreas evaluadas se encontraron en BEA respecto a este criterio excepto el Mar Menor.

Tampoco se registraron valores de oxígeno menores al valor umbral de 5 mg L⁻¹ (nótese que este criterio no se evaluó en el Mar Menor). Es de destacar que los resultados de la evaluación de la eutrofización en el Mar Menor obtenidos en esta evaluación son en buena parte reflejo del proceso intenso de eutrofización que sufrió la laguna en 2015. Los efectos del mismo sobre las comunidades de macrófitos se pusieron claramente de manifiesto en el informe presentado por el IEO y ANSE en 2017 (Ruíz *et al.* 2017: *Evaluación del estado de conservación de las praderas de Cymodocea nodosa en la laguna costera del Mar Menor 2014-2016*), en el que se muestra una reducción muy notable de la superficie ocupada por las mismas, atribuible a la disminución de la transparencia de la columna de agua.

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 los tres criterios evaluados, por tanto se asume la misma definición formulada para el primer ciclo de las EEMM.

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.

No obstante, puesto que la Decisión señala que para la evaluación de las aguas costeras se asumirán los valores umbrales utilizados en la Directiva 2000/60/CE, con carácter general para las aguas costeras se determinó que cumplen el BEA cuando no se sobrepasaron 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). En general, estos criterios se han definido para tres tipologías de agua de acuerdo con el grado de influencia de las aguas

continentales. Las masas de agua con influencia moderada son incluidas en los tipos 01 y 02; las que presentan poca influencia son clasificadas como tipo 03, 04, 05, 06, 07 y 08 y las que presentan muy alta influencia son tipo 09. Las masas de agua costera con influencia media y alta se encuentran próximas a (o incluidas en) las áreas de productividad LEVC2 y LEDE, mientras que las masas de agua con poca influencia continental se incluyen en las áreas de productividad LEVC1 o LEVON. En la Tabla 5 se muestran estos valores umbrales (no se han podido encontrar los valores umbrales para las masas de agua tipo 09, que corresponden a aguas localizadas próximas a la desembocadura del Ebro). En la tabla se indican además los umbrales definidos para las aguas costeras de las islas Baleares (DHIB) y los valores de base disponibles para la evaluación de las áreas no costeras (calculados en el primer ciclo de las EEMM).

En las memorias de los planes hidrológicos no se especifica cuál es el criterio estadístico utilizado para clasificar el estado físico-químico de una masa de agua costera determinada como peor que bueno (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 encuentren concentraciones de oxígeno por encima de 5 mg L⁻¹ en más del 90% de los registros.

Tabla 5. Umbrales utilizados para la evaluación de los elementos de los criterios D5C1 y D5C2. En el caso de las aguas costeras, corresponden a los valores umbrales del estado bueno/moderado para el campo próximo (CP) y el campo medio (CM). En el caso de las áreas LEVC1, LEVOS, LEVON, se indican los valores de base calculados en el primer ciclo de EEMM. "ND" indica, valor no disponible.

Elementos del criterio	Áreas de evaluación	Valores de evaluación*
Amonio (μM)	Aguas costeras tipo 01-08 Mar Menor Aguas costeras DHIB	CM: 2,30 CP: 4,60 CM: 2,30 CP: 4,60 ND
Nitrato (μM)	Aguas costeras Tipo 01 y 02 Aguas costeras Tipo 05, 06 y 08 Mar Menor Aguas costeras DHIB LEVC1 LEVOS LEVON	CM:14 CP: 35 CM: 3,65 CP: 7,30 CM: 6,45 CP: 12,90 1 2,0 0,3 0,9
Nitrito (μM)	Aguas costeras tipo 01-08 Mar Menor	CM: 0,46 CP: 0,92 CM: 0,46 CP: 0,92

	Aguas costeras DHIB LEVC1 LEVOS LEVON	ND 0,26 0,15 0,16
Fosfato (μM)	Aguas costeras tipo 01-08 Mar Menor Aguas costeras DHIB LEVC1 LEVOS LEVON	CM: 0,38 CP: 0,76 CM: 0,38 CP: 0,76 0,4 0,15 0,10 0,10
Clorofila a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Aguas costeras DHCMA Aguas costeras tipo 01-02 Aguas costeras tipo 05, 06, 07 Aguas costeras tipo 09 Mar Menor Aguas costeras DHIB LEVOS LEVON LEVC1	1,3-1,8 3,58 1,8 22,8 ¿? 1,2 0,26 0,60 1,8

Conclusiones:

La Decisión 2017/848/CE no propone ningún método de integración de la evaluación de cada uno de los criterios. Por tanto, se optó por adoptar 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” (esto es, en BEA respecto al descriptor) si todos los indicadores (criterios) se encuentran a su vez en BEA. En el caso de que las concentraciones de nutrientes no se encuentren en BEA pero sí el resto de criterios, la zona no alcanza el BEA para el descriptor y 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, la zona de productividad contrastante LEVDE no se encuentra en BEA por presentar exceso de nutrientes en la columna de agua (área con problemas potenciales de eutrofización). El mar Menor tampoco se encuentra en BEA, pasando a ser clasificada como un área con problemas de eutrofización, si bien datos posteriores al periodo de evaluación indican que la situación podría haber mejorado recientemente. En conjunto ambas zonas representan aproximadamente un 0,2% de la superficie de la DM.

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 y/o elemento del criterio no ha podido ser evaluado por falta de datos.

Criterio	Elementos	LEVD	LEVC2	LEVC1	LEVON	LEVOS	MM
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						
D5C7	Macrófitos perennes	DMA						
			Con problemas potenciales	BEA	BEA	BEA		Con problemas

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 noratlántica 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

2.3.1. 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).

2.3.2. 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.

2.3.3. 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 levantino- balear, 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 evaluar 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

Las áreas de estudio estuvieron situadas en las aguas de transición, costeras, interiores y desde la línea base hasta el límite exterior de la Zona Económica Exclusiva. Estas áreas comprenden zonas de referencia, con riesgo de presencia de contaminantes y/o con elevada concentración de contaminantes (según estudios previos).

Cubre los principales puntos problemáticos de la demarcación y tiene una cobertura de zonas costeras donde las sustancias podrían afectar al medio marino por la proximidad a fuentes contaminantes (ríos, zonas de vertido de dragados, etc.). Además se cubren zonas alejadas de la línea de costa para poder evaluar otras fuentes indirectas de contaminantes como los aportes aéreos.

La fuente de datos usados para la evaluación de estos criterios del descriptor 8 derivan de datos generados en el medio marino a partir de otra Directiva, la DMA, Directiva 2000/60/CE, y de los programas de seguimiento de la contaminación marina que realiza el IEO en las demarcaciones mediterráneas diseñados para cumplir con el Convenio de Barcelona y con la propia DMEM. En el mapa de la Figura 2 se muestran las estaciones de muestreo para el estudio de la contaminación y sus efectos biológicos de este PS.

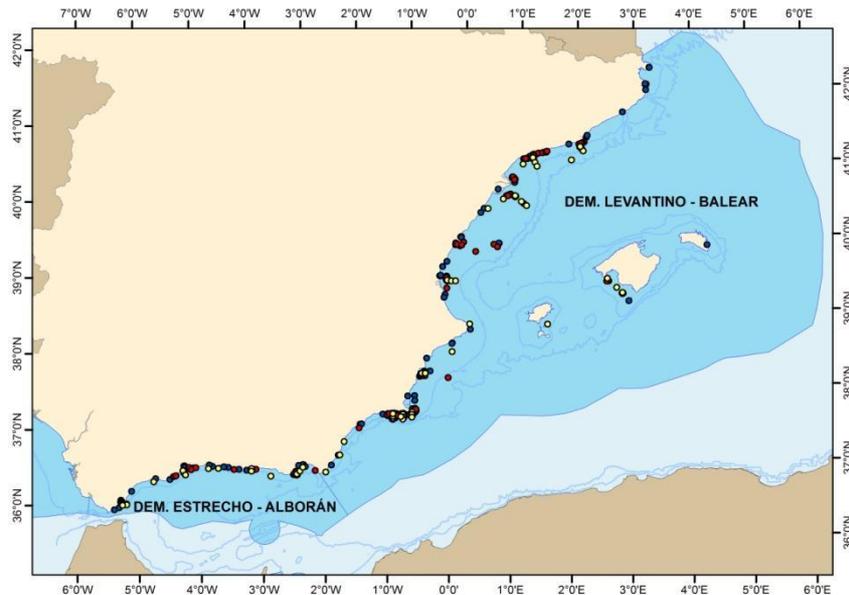


Figura 2. Extensión geográfica de las demarcaciones marinas españolas en el mar Mediterráneo y distribución de las estaciones y puntos de muestreo en relación al D8.

Dentro de la DMA se hace un seguimiento de sustancias prioritarias y preferentes considerando los criterios de calidad ambiental de esta Directiva o los criterios de calidad nacionales. Este seguimiento permite establecer en las aguas costeras (primera milla sobre la línea base) el estado químico de las masas de agua, que es la zona más afectada por los vertidos terrestres. A través del flujo de los datos generados por las CCAAs, se ha podido recopilar una información básica para la evaluación de la demarcación en el marco de la DMEM. Como ya se indicó otra fuente de datos para los indicadores de estos dos descriptores con los propios PS elaborados por el IEO basados en la determinación de los niveles de contaminantes persistentes y sus efectos en diferentes matrices marinas. La distribución espacial y tendencias temporales son estudiadas por el IEO de acuerdo con las directrices del Programa Internacional de Evaluación y Control de la Contaminación en el mar Mediterráneo (MEDPOL), en aplicación del Convenio de Barcelona, abarcando desde las aguas costeras hasta zonas más profundas más allá de la primera milla que cubre la DMA.

Criterios e indicadores utilizados

DESCRIPTOR 8:	INDICADORES APLICADOS	Matriz ambiental
<p>Criterio 8.1: En las aguas costeras y territoriales, las concentraciones de contaminantes no superarán los valores umbral.</p>	<p>Concentración de metales pesados (Hg, Cd y Pb) en Biota (CONT-MET-B).</p>	<p>Mejillón (tejidos blandos) Salmonete (músculo)</p>
	<p>Concentración de compuestos organoclorados: bifenilos policlorados (CONT-PCB-B): CB28, CB52, CB101, CB105, CB118, CB138, CB153, CB156 y CB180. Pesticidas clorados (CONT-PO-B): op'-DDT, pp'-DDT y sus metabolitos (DDTs): pp'- DDE y pp'-DDD.</p>	



	<p>lindano (γ-hexaclorociclohexano, γ-hHCH), α-hexaclorociclohexano (α-HCH), hexaclorobenceno (HCB), aldrín, dieldrín, endrín, isodrín.</p>	
	<p>Concentración de hidrocarburos aromáticos policíclicos (CONT-PAH-B) solo en mejillón: fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, benzo[a]antraceno, criseno, benzo[b]fluoranteno, benzo[k]fluoranteno, benzo[a]pireno, benzo[e]pireno, benzo[g,h,i]perileno, dibenzo(ah)antraceno e indeno[1-2-3 cd]pireno y fluorantreno.</p>	
	<p>Concentración de metales pesados (Pb, Cd, Hg) (CONT-MET-S)</p>	
	<p>Concentración de compuestos organoclorados: bifenilos policlorados (CONT-PCB-B): CB28, CB52, CB101, CB105, CB118, CB138, CB153, CB156 y CB180. Pesticidas clorados (CONT-PO-B): op'-DDT, pp'-DDT y sus metabolitos (DDTs): pp'- DDE y pp'-DDD. lindano (γ-hexaclorociclohexano, γ-hHCH), α-hexaclorociclohexano (α-HCH), hexaclorobenceno (HCB), aldrín, dieldrín, endrín, isodrín.</p>	<p>Sedimento superficial (0-1 cm) Fracción <2mm</p>
	<p>Concentración de hidrocarburos aromáticos policíclicos (CONT-PAH-S): fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, benzo[a]antraceno, criseno, benzo[b]fluoranteno, benzo[k]fluoranteno, benzo[a]pireno, benzo[e]pireno, benzo[g,h,i]perileno, dibenzo(ah)antraceno e indeno[1-2-3 cd]pireno y fluorantreno.</p>	
<p>Criterio 8.2: 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</p>	<p>SOS: supervivencia en condiciones emergidas (Stress on Stress)</p>	<p>Mejillón (organismo)</p>
	<p>EML: estabilidad de la membrana lisosomal</p>	<p>Mejillón (hemocitos en hemolinfa)</p>
	<p>MT: concentración de metalotioneínas</p>	<p>Mejillón (glándula digestiva)</p>
	<p>ACHE: actividad enzimática AChE</p>	<p>Mejillón (branquias) Salmonete (cerebro)</p>



	MN: frecuencia de micronúcleos	Mejillón (hemolinfa, hialinocitos) Salmonete (sangre, eritrocitos)
	EROD: actividad EROD	Salmonete (hígado)
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.



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

La actualización de evaluación inicial completa puede consultarse en el anexo fichas de evaluación inicial por descriptores descriptor 8.

Indicadores del Criterio D8C1.

En el caso del indicador CONT-DMA relativo a las concentraciones de sustancias prioritarias y otros contaminantes en aguas costeras se ha considerado la evaluación del buen estado químico de las masas de agua realizada por las Comunidades Autónomas (Cataluña, Comunidad Valenciana, Región de Murcia y Andalucía) para dar cumplimiento a la DMA. Atendiendo a los datos disponibles para esta demarcación se constata que un porcentaje próximo al 5% de la superficie total de todas las masas de agua costeras evaluadas (una milla a partir de la línea base), no alcanzaron el Buen Estado químico. Estas zonas corresponden fundamentalmente a zonas fuertemente modificadas como puertos (Carboneras, Cartagena, Alicante, Castellón, etc.) como consecuencia de metales traza (principalmente por Cd, Pb y Hg y sus compuestos), desembocaduras de ríos (Llobregat, Besós, etc) y el entorno urbano de Barcelona por PAHs, la costa de Portmán y el Mar Menor por metales traza (Cd, Pb y sus compuestos). Es necesario reseñar que no se disponen datos de la costa balear y tampoco de los puertos de Barcelona y Tarragona, por lo que previsiblemente este porcentaje de superficie a nivel de demarcación podría variar sensiblemente (probablemente a la baja), pero no ha podido incluirse en esta evaluación.

En el caso del indicador de pesticidas organoclorados en biota (Indicador CONT-PO-B), en esta actualización del estado de la DM levantino- balear, no se han detectado concentraciones superiores al EAC para ninguno de los contaminantes analizados usando como matriz los tejidos de mejillón, al contrario de lo que sucedió en la evaluación inicial donde *p,p'* DDE sí llegó a superar estos valores. En el caso de los análisis realizados en salmonete, matriz que refleja el grado de impacto de estos contaminantes en la plataforma interna y media, no existen valores definidos de EAC para estos contaminantes. Sin embargo, se observa un incremento del porcentaje de concentraciones inferiores a los valores de línea base (BAC).

La concentración de PCBs en biota (Indicador CONT-PCB-B) muestra una disminución del porcentaje de niveles superiores al valor EAC, disminuyendo para todos los congéneres. De hecho para los congéneres 153 y 180 no superaron nunca en mejillón los valores de EAC, como sí sucedió en la evaluación realizada en 2012.

Estas disminuciones reflejan los resultados obtenidos en las tendencias de estos contaminantes en mejillón, en las que se detectan tendencias decrecientes significativas para muchos congéneres y también para un contaminante tan importante por su amplia distribución e impacto como el *p,p'* DDE .

En sedimentos los niveles de PCBs (Indicador CONT-PCB-S) superaron en un 9% las concentraciones EAC en la Evaluación inicial realizada en 2012. Estos porcentajes correspondían al impacto de las principales zonas urbanas e industrializadas de la demarcación, como son la desembocadura del río Llobregat y en menor medida Tarragona. En el caso del *p,p'* DDE un 20

% superó los niveles EAC. En esta evaluación actualizada, los niveles de ambos parámetros han mostrado menores porcentajes que superan el valor de relevancia ecotoxicológica EAC. De hecho, a pesar de que los niveles de PCBs superaron en más de un 60 % los niveles BAC, solo un 3% superó el EAC. Sin embargo, la concentración de *p,p'* DDE superó en un 5% los valores EAC, lo que demuestra la relevancia todavía de este contaminante en la calidad del medio marino de esta demarcación.

En el caso de los PAHs las concentraciones en mejillón fueron inferiores al EAC para todos los congéneres en la evaluación de 2012. A diferencia de lo obtenido para el mejillón se constató la mayor incidencia de los hidrocarburos en sedimento para esta demarcación, como consecuencia de su carácter hidrofóbico. De hecho entre el 60 y el 85% de los sedimentos muestreados estaban afectados por actividades antropogénicas y presentan concentraciones superiores a las de los BAC. Pero solo en el caso del benzo[g,h,i]perileno se superó el ERL para el 2,8% de las muestras, que correspondían a la desembocadura del Llobregat, y consecuentemente únicamente en esos puntos puede causar efectos adversos en los organismos. En la evaluación actual con los datos disponibles y considerando de forma integrada la evaluación de todos los congéneres de PAHs en mejillón sólo se supera el EAC en el 1,1 % de las muestras, que específicamente corresponde al 4,3% de las muestras por fluoranteno y pireno. Atendiendo a este indicador se cumpliría el BEA, ya que el porcentaje de incumplimiento es inferior al 5% propuesto, pero supone un cierto empeoramiento respecto a la evaluación de 2012. En el caso del sedimento únicamente para el 0,5% de las muestras se supera el ERL, consecuencia, al igual que en 2012, del benzo[g,h,i]perileno que superó el ERL en el 4,6% de las muestras. Por tanto en lo referente a PAHs se cumple el BEA tanto en mejillón como en sedimento, ya que los porcentajes de incumplimiento son inferiores al 5%, pero ha habido un ligero aumento de los porcentajes de incumplimiento. Además también es necesario destacar que ha aumentado la proporción de muestras con concentraciones de PAHs en sedimento inferiores al BAC que ha pasado del 5,8% en 2012 al 54,7% en 2018, lo que supone una clara mejoría, mientras que esta proporción no ha variado significativamente en el caso del mejillón.

Respecto al indicador de metales pesados (CONT-MET-B) y en concreto atendiendo a la especie indicadora de mejillón, únicamente un 15% de las muestras superaron los niveles EAC para el caso del Plomo, mientras que ninguna estación superó este umbral definido por OSPAR para el caso de Cd o Hg. Esto supone una mejora respecto a la evaluación realizada en 2012, ya que en ese caso, un 20,5% de las muestras superaban los niveles EAC para el Pb. Atendiendo a los valores de línea base (BAC), un 6% de las muestras superaron este nivel para el Cd, mientras que para el Hg y el Pb lo hicieron un 12% y un 22% de las muestras en ambos casos. Esto supone también una mejora respecto a la evaluación de 2012 en la que el porcentaje de muestras por encima del BAC era de 26,2% para el Cd, 22% para el Hg y 6,1% para el Pb. Dentro de este mismo indicador, para el caso del salmonete de fango, los valores de Cd, Hg y Plbno superan en ningún caso el valor EAC establecido por OSPAR mientras que solo un 10% para el Hg y un 1% para el Pb superan los niveles BAC. En general la situación mejora respecto a la evaluación de 2012 cuando en el 19% de las muestras se superaban el valor BAC para el Cd, en el 28% para el Hg y en el 3% para el Pb. Esta mejora observada respecto al informe de 2012 es consecuente con las tendencias temporales decrecientes en las concentraciones de metales en mejillón de en la

mayoría de los puntos de muestreo a lo largo de la costa mediterránea de la presente demarcación.

Finalmente, atendiendo al indicador CONT-MET-S, en el 1% de las muestras de Cd, el 42% de las muestras de Hg y el 18% de las muestras de Pb, se superaron los valores de ERL. Si consideramos los valores del BAC, el 80% de las muestras de Cd, 84% de las de Hg y 67% de las de Pb lo superaron. A pesar de que el grado de incumplimiento es relativamente alto con respecto al otro indicador de metales (CONT-MET-B), la situación es ligeramente mejor a la evaluación presentada en 2012, en la que ninguna muestra de Cd superó el valor ERL, pero 50,6% de Hg y 26% de Pb lo superaron. Además, en esta evaluación inicial, el 45,4% de las muestras de Cd, el 100% de las muestras de Hg y el 77,8% de las muestras de Pb superaban el BAC.

Indicadores del Criterio D8C2.

En el caso del **Criterio D8C2** también encontramos diferentes indicadores que no cumplen con los criterios del BEA (Actividad EROD en peces; actividad AChE, LMS y respuesta SoS en mejillones).

Evaluación de los biomarcadores de exposición. La evaluación de los datos de los biomarcadores de exposición (concentración de MT en mejillón, actividad EROD en salmonete y frecuencia de MN en mejillón y salmonete de fango) se realizó a través del porcentaje de muestras sobre el total de muestras analizadas que han superado los criterios de valoración para cada uno de estos biomarcadores. En el caso de las MT y los MN un alto porcentaje de las muestras analizadas (alrededor del 90%) presentaron valores inferiores o iguales al BAC, indicando un estado del medio marino óptimo con respecto a la presencia de metales pesados y de compuestos genotóxicos. Concretamente el 87% de las muestras analizadas en mejillón presentaron concentraciones de MT inferiores al BAC, mientras que el 91 y 90% de las muestras de mejillón y salmonete, respectivamente, presentaron frecuencias de MN inferiores al BAC. En el caso de la actividad EROD, el porcentaje de muestras de salmonete de fango con una actividad enzimática inferior al BAC fue menor, del 62%, con un 38% de muestras presentando un nivel de actividad EROD indicativo de una exposición significativa a compuestos orgánicos planares.

Evaluación de los datos de biomarcadores de efectos. En el caso de la AChE la mayor parte de las muestras, el 86 % de muestras de mejillón y el 88% de muestras de salmonete, presentaron una actividad AChE superior al BAC, indicativa de un estado óptimo del medio marino en la demarcación con respecto a la presencia de neurotoxinas. Por el contrario, el 9 % de muestras de mejillón y el 11 % de muestras de muestras de salmonete presentaron una actividad AChE comprendida entre el BAC y el EAC, indicando una exposición significativa a neurotoxinas, mientras que sólo el 5 % de muestras de mejillón presentaron una actividad AChE inferior al EAC, que reflejó una elevada posibilidad de efectos negativos en estos mejillones por exposición a neurotoxinas. Por el contrario, los biomarcadores fisiológicos EML y SOS en mejillón sólo indicaron un estado fisiológico saludable en el 13 y 22%, respectivamente, de los individuos analizados. Por el contrario, el 30% y 68% de muestras analizadas presentó un estrés moderado

para la EML y el SOS respectivamente, mientras que el 57 y 11 % de muestras reflejaron un estrés fisiológico severo para la EML y el SOS, respectivamente.

Criterio D8C3: 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.

En el análisis de los datos anteriormente citados hay constancia de 19 posibles incidentes de contaminación entre 2013 y 2016, 10 vertidos de aceites vegetales y 9 de hidrocarburos. En cuanto al origen, 14 de ellos se relacionan con buques y 5 con instalaciones en tierra.

En cuanto a su distribución, los vertidos desde buque se producen mayoritariamente en alta mar, mientras que los vertidos desde instalaciones en tierra de hidrocarburos se concentran en Murcia y Alicante.

Las manchas generadas afectaron a una superficie total de 395 km², de los que 327 km² corresponden al aceite vegetal y 68 km² a hidrocarburos. El más importante se produjo en 2015, desde buque en navegación y afectando el aceite vegetal a unos 126 km². De los 19 vertidos, sólo 6 superaron individualmente los 10 km², siendo sólo uno de ellos de hidrocarburos (27 km²).

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

El BEA que se propone para este descriptor corresponde con los criterios internacionales de calidad ambiental, bien derivados de la legislación vigente o de los propuestos a nivel regional por los convenios internacionales. Por tanto el buen estado ambiental de un ecosistema marino se alcanzará si no supera estos valores de referencia en una amplia mayoría de los casos. Por tanto, un área presenta un BEA si no supera los niveles establecidos hasta un determinado valor umbral, y si las tendencias temporales son decrecientes o permanecen estables con concentraciones próximas a los niveles basales de la demarcación.

Se mantiene la definición del primer ciclo de estrategias marinas:



“El buen estado ambiental de un ecosistema marino se alcanzará si no se supera el valor umbral de referencia en una amplia mayoría de los casos. Igualmente y a diferente nivel de integración, un área presenta un BEA si no supera los valores de referencia EAC establecidos hasta un determinado valor umbral, y si las tendencias temporales son decrecientes o permanecen estables con valores próximos a los niveles basales (BAC) de la demarcación”.

Sin embargo atendiendo a las normas establecidas por la Decisión 2017/848 de la Comisión de 17 de mayo de 2017 no se realizará la integración con valores de distinta naturaleza, químicos y biológicos, ni en distintas especies (hábitats) para definir el BEA.

Conclusiones:

De todos los indicadores evaluados y de acuerdo con los datos disponibles para el criterio D8C1 en muchos casos referidos a zonas altamente impactadas, encontramos que en biota 8 de los indicadores cumplen con el BEA, y 3, por el contrario, no cumplen con el límite marcado superando en más del 5 % de valor umbral T1. En el caso de sedimento, 2 de los indicadores no cumplen con lo esperable para conseguir el BEA, y 4 de los indicadores sí que están dentro de este nivel de cumplimiento. En el caso del indicador obtenido a partir de la DMA tenemos que aproximadamente un 5 % de la superficie no cumple con el buen estado químico y está ligado a zonas muy modificadas antropogénicamente.

Para el criterio D8C3, debido al número de incidentes producidos, aunque desconocemos la duración en días de los incidentes, y a la extensión afectada en el rango temporal evaluado, el criterio podría no estar en BEA.

Por lo tanto, aunque esta demarcación no cumpliría con un BEA atendiendo a los criterios seguidos para establecerlo, hay una serie de limitaciones en la evaluación que impiden hacer una valoración real y adecuada del estado de la demarcación.

Entre las limitaciones destacan:

- La necesidad de actualizar y obtener valores EAC para ciertos contaminantes y biomarcadores en función de la disponibilidad de datos existentes en la región mediterránea.
- Incrementar la cobertura espacial y temporal de los programas de seguimiento de la contaminación que dan respuesta a este descriptor, de forma que sean representativos de toda la superficie de la demarcación. De hecho las zonas más alejadas de los focos de contaminación están todavía infrarrepresentadas en los planes de seguimiento. Por ello los datos de los indicadores se han obtenido, en un porcentaje más alto de lo que se correspondería con su representatividad real en el conjunto de la Demarcación, en zonas de muestreo del litoral afectadas por una intensa actividad antropogénica o por la llegada de contaminantes como es el caso de los ríos.
- Necesidad de introducir nuevos contaminantes y biomarcadores en las valoraciones, así como especies indicadoras en áreas más alejadas de la costa.

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

Elementos evaluados

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.

Área de evaluación:

La DM levantino-balear, está englobada en la zona pesquera FAO *Baleares*, “División 37.1.1” (@ FAO 1990-2018), pero esta zona pesquera es muy amplia y abarca la totalidad de la mayoría de la DM levantino-balear, toda la del Estrecho-Alborán, así como una extensa parte de la costa de África, por lo que no se han podido obtener datos cuya procedencia sea inequívocamente la DM levantino-Balear.

Criterios e indicadores utilizados

Con respecto al anterior ciclo de evaluación, se han modificado los criterios y las normas metodológicas aplicables al buen estado medioambiental de las aguas marinas (Decisión (UE) 2017/848), definiéndose un nuevo criterio para la evaluación del Descriptor 9.

CRITERIO	INDICADOR
<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) 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) 	<ul style="list-style-type: none"> 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).

1881/2006, los valores umbral que los Estados miembros establecerán mediante la cooperación regional o subregional.	<ul style="list-style-type: none"> • 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

Las presiones identificadas para el descriptor 9 coinciden con las definidas para el descriptor 8, descritas 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.

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.

2.6.3. 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 demarcación Levantino-Balear 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 levantino-balear, lo que imposibilita el análisis y el cumplimiento de los valores umbrales establecidos por la legislación vigente.

En el primer ciclo de evaluación no se pudo determinar con certeza si se cumplía el BEA del descriptor 9 en DM levantino-balear.

En el presente ciclo de evaluación, como se ha comentado en varios apartados, 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.

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

2.6.4. 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).

En el primer ciclo de evaluación no se pudo determinar con certeza si se cumplía el BEA del descriptor 9 en DM levantino-balear.

En el presente ciclo de evaluación, como se ha comentado en varios apartados, 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.

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 levantino-balear se ha aplicado el programa de seguimiento BM-1, por el MITECO de basuras en playas en estas 3 playas:

- La Llana (Murcia)
- La Gola (Alicante)
- Marenys (Valencia)
- La Basseta (Castellón)
- Eucaliptus (Tarragona)
- Cal Frances (Barcelona)
- Can Comes (Gerona)
- Es Trenc (Palma)

- Levante (Formentera)

En ellas se ha realizado un total de 206 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:**

Este parámetro se evalúa mediante el Programa de Seguimiento BM-2 (Basuras flotantes), del que todavía no hay resultados.

- **Basuras en fondos:**

En este caso se ha definido la metodología de evaluación en el Programa de Seguimiento BM-3.

Hasta la fecha, las basuras en fondo en la plataforma continental se han evaluado en las campañas de arrastre de fondo MEDITS realizadas por el IEO. Se evaluaron la composición, la distribución espacial y la evolución temporal de los desechos marinos en el fondo marino mediterráneo español. Los datos provienen de encuestas MEDITS españolas de más de 11 años y fueron analizados por GIS.

Además, en el golfo de Alicante, se evaluó la composición, distribución espacial y fuente de basura marina en un programa de retención de desechos marinos implementado por arrastreros comerciales y fueron analizados por GIS. En peso, el 75,9% era plástico, metal y vidrio. El vidrio y los plásticos se encontraron principalmente cerca de la costa. Se observó una alta concentración de metal en algunas zonas aisladas tanto de aguas abiertas como costeras. La actividad pesquera fue la fuente del 29,16% de la basura macrosalina, casi el 68,1% de los plásticos y el 25,1% del metal. La fuente del otro 60,84% no pudo identificarse directamente, lo que revela el alto grado de incertidumbre con respecto a su origen específico. Indirectamente, sin embargo, un análisis cualitativo del tráfico marítimo muestra que las fuentes probables eran los buques mercantes, principalmente en aguas abiertas y los barcos de recreo y pesca en aguas costeras.

- **Microplásticos en playas:**

Se ha aplicado el programa de seguimiento BM-6 de las EEMM en las playas siguientes:

- La Llana (Murcia)
- Marenys (Valencia)
- La Pineda (Tarragona)
- Cal Frances (Barcelona)

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:**

Este parámetro se evalúa mediante el Programa de Seguimiento BM-4 (Micropartículas en agua), del que todavía no hay resultados.

- **Microplásticos en sedimentos:**

Este parámetro se evalúa mediante el Programa de Seguimiento BM-5 (Micropartículas en sedimento).

En el marco del proyecto del plan nacional IMPACTA, se ha realizado un estudio de los niveles de microplásticos en sedimentos. Se recolectaron sedimentos de 10 sitios, localizados en las demarcaciones marinas levantino-balear y Estrecho y Alborán. Se analizó la cantidad de microplásticos por kilogramo de peso seco y el tamaño de los microplásticos.

Los microplásticos fueron extraídos de sedimentos a granel por separación de densidad.

Área de evaluación, Criterios e indicadores utilizados:

El área de evaluación comprende la totalidad de la DM levantino-balear.

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.

Para el criterio D10C3 se ha realizado una primera aproximación a través de los resultados del proyecto INDICIT.

El criterio D10C4 no se ha podido abordar por falta de información.

CRITERIO	INDICADOR	ELEMENTO
<p>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.</p>	<p>BM-pla->Basuras en playas (Programa de Seguimiento de las EEMM BM-1) Parámetros medidos:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Abundancia de cada tipología de basura marina (nº objetos) - Composición <p>BM-flo->Basuras flotantes (Programa de Seguimiento de las EEMM BM-2).</p>	<p>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.</p>



	<p>BM-fon->Basuras en el fondo marino (Programa de Seguimiento BM-3). Campañas MEDITS:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Composición - Distribución espacial - Evolución temporal - 	
<p>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 daño en el medio ambiente costero y marino.</p>	<p>BM-micplaya->Micropartículas de plástico en playas (Programa de Seguimiento de las EEMM BM-6) Microplásticos en playas:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Número de partículas de microplásticos contenidas en el centímetro más superficial de la arena de las playas (nº de partículas por kg de arena y nº de partículas por m²) - 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) 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>Micro-basuras (partículas < 5mm), clasificadas en las categorías “polímeros artificiales” y “otros”.</p>
<p>Criterio D10C3: La cantidad de basuras y micro-basuras ingerida por los animales marinos se sitúa en un nivel que no afecta adversamente</p>	<p>BM-bio->Impacto de las basuras en la biota marina Indicador del proyecto INDICIT “Porcentaje de tortugas con más kg de plástico en el sistema</p>	<p>Basuras y micro-basuras clasificadas en las categorías “polímeros artificiales” y “otros”, evaluadas en cualquier especie de los grupos</p>



la salud de las especies consideradas.	digestivo que la media por tortuga (<i>Caretta caretta</i>)”	siguientes: aves, mamíferos, reptiles, peces e invertebrados.
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	BM-bio->Impacto de las basuras en la biota marina	

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:

- Tema: 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:

LEBA-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 las 206 campañas realizadas se hizo un recuento total de 76.139 objetos, con una abundancia media de objetos contabilizados por playa y campaña que asciende a 370 (tablas 30 y 31 de la ficha de evaluación inicial D10 del Anexo. Parte IV).

El número máximo de objetos contabilizados corresponde a las campañas de otoño y el mínimo a las de verano. La abundancia media de objetos encontrados por campaña y playa en las 6 anualidades osciló entre 84 y 995. En cuanto a la composición, los objetos de plástico son los más frecuentes (67,8%) y, en menor proporción, aparecen restos de papel o cartón (14,1%), residuos higiénico-sanitarios (8,4%) y metal (3,1%).

Los objetos más frecuentes en esta demarcación fueron piezas de plástico no identificables entre 0 y 2,5 cm y entre 2,5 y 50 cm de tamaño en la mayor de sus dimensiones, sumando el 30,5% del total. Las colillas de cigarrillos representan el 12,4% del total. En menor medida se encontraron tapas, tapones y corchos de plástico que ocupan el 7,0%, cabitos, cuerdas o cordeles de plástico de diámetro inferior a 1 cm, 6,9%, o bastoncillos de algodón 6,8%.

La mayor parte de las basuras que se encuentran en las playas de la demarcación levantino-balear con origen conocido están relacionadas con las actividades turísticas (29%) y a continuación con el transporte marítimo o navegación (10%), resultando algo más escaso el impacto de los residuos procedentes de instalaciones sanitarias (9%) y actividades pesqueras (3%).

La serie temporal 2013-2018 de la abundancia de las basuras marinas en playas de la demarcación levantino-balear muestra una tendencia estable

- **Basuras flotantes:**

No hay resultados para las basuras flotantes.

- **Basuras en fondo:**

En las campañas MEDITS se recolectó una cantidad total de 2.197,8 kg de basura. La basura marina (en peso) estaba compuesta por plásticos (29,3%), clinker (28,4%), madera (10,2%), metal (9,7%) y vidrio (6,2%). Durante los últimos 11 años, la basura marina se ha mantenido estable o disminuye en algunos casos.

En cuanto al estudio realizado en el Golfo de Alicante, el 75,9% era de la basura retenida era plástico, metal y vidrio. El vidrio y los plásticos se encontraron principalmente cerca de la costa.

Se observó una alta concentración de metal en algunas zonas aisladas tanto de aguas abiertas como costeras. La actividad pesquera fue la fuente del 29,16% de la basura macrosalina, casi el 68,1% de los plásticos y el 25,1% del metal. La fuente del otro 60,84% no pudo identificarse directamente. Un análisis cualitativo del tráfico marítimo muestra que las fuentes probables eran los buques mercantes, principalmente en aguas abiertas y los barcos de recreo y pesca en aguas costeras.

b) D10C2

Microplásticos en playas: La concentración media obtenida para las playas de esta DM ha sido de 28,9 partículas/kg sms de arena, que equivale a 288,8 partículas/m². De las cuatro playas incluidas en el subprograma, la que presentó una mayor concentración media fue la de La Pineda (69,4 partículas/kg sms de arena, equivalente a 660,7 partículas/m²) y la menor correspondió a la de Marenys (8,7 partículas/kg sms de arena, equivalente a 109,6 partículas/m²).

Las partículas de microplásticos más frecuentes son las de tamaño inferior a 200 µm. La mayoría de las partículas contabilizadas se corresponden con pellets pre-producción (61,8%).

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:**

La cantidad de microplásticos por kilogramo de peso seco varió de 56 ± 38 MPs / kg d.w. en Palma de Mallorca a 286 ± 156 MPs / kg d.w. en Málaga, con una cantidad promedio de 129 ± 65 MPs / kg d.w. Para todas las ubicaciones analizadas, el tipo microplástico dominante fue de fibras (83,9%), seguido de fragmentos y los colores principales fueron transparentes y azules. La distribución del tamaño de los microplásticos varió entre 38 y 4933 µm, en el caso de los fragmentos, el 85% fue inferior a 0,5 mm, en el caso de las fibras con un rango del 31% de 0,5-1 mm.

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.

c) D10C3

A través del proyecto INDICIT (<https://indicit-europa.eu/>), en el que participa España, se han analizado por primera vez datos sobre la ingestión de basuras marinas por la especie *Caretta caretta* en la subregión del Mediterráneo occidental, aplicando el enfoque de la Directiva Marco de la Estrategia Marina.

Para ello, se han cuantificado y catalogado las basuras ingeridas por 155 especímenes de Tortuga boba (*Caretta caretta*), recolectadas en el período 1995-2016 en aguas del Mediterráneo Occidental (nordeste de España). Con estos datos se han calculado valores para el indicador “Porcentaje de tortugas con más kg de plástico en el sistema digestivo que la media por tortuga (*Caretta caretta*)”, desarrollado en el marco del proyecto.

Los valores obtenidos para el indicador fueron los siguientes:

- Para el periodo 1995-2005 (subadultos, 60 ejemplares) fue de 30 % (porcentaje de tortugas subadultas que tenían mayor plástico en peso seco que la media (1,47 g))
- Para el periodo 2006-2016 (subadultos 58 ejemplares), 27,8 % (porcentaje de tortugas subadultas que tenían mayor plástico en peso seco que la media (1,31 g))
- Para el periodo 2006-2016 (juveniles, 38 ejemplares) fue de 26,3% (porcentaje de tortugas juveniles que tenían mayor plástico en peso seco que la media (0,35 g))

Estos datos reflejan que se da una alta frecuencia en la presencia de residuos marinos en los contenidos digestivos de tortugas bobas que habitan en el Mediterráneo Occidental, aunque las cantidades ingeridas por esta especie son bajas y no parecen suponer una amenaza significativa para la supervivencia de las poblaciones en la región

La comparativa entre 1995-2005 y 2006-2016 para subadultos en esta región revela un ligero decrecimiento en la cantidad de plásticos ingeridos por tortugas bobas. Si este resultado positivo es consecuencia de la aplicación de políticas orientadas a reducir el uso de plásticos es una cuestión abierta.

Además de en la tortuga boba, el indicador BM-bio->Impacto de las basuras en la biota marina se ha estudiado en diferentes especies de biota marina en el marco de varios proyectos:

- Galeus melastomus
- Mullus surmuletus
- Boops boops
- Sardina pilchardus y Engraulis encrasicolus
- Trachurus mediterraneus, Sardina pilchardus, Engraulis encrasicolus y Boops boops
- Mullus barbatus

En el apartado del D10 del **Anexo parte IV Fichas de Evaluación por Descriptor**, se recogen la metodología y resultados de cada uno de los estudios, que suponen un gran avance en la evaluación de este criterio, aunque no se puedan alcanzar todavía conclusiones respecto al BEA.

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

El BEA se definió en 2012 a nivel de Descriptor D10. 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.**

No obstante, aun siendo estable la abundancia total del conjunto de plásticos, los fragmentos de plásticos no identificables de entre 2,5 y 50 cm de tamaño (en la mayor de sus dimensiones) muestran una tendencia decreciente en la serie temporal considerada. Al contrario, las bolsas de la compra muestran una tendencia creciente.

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 levantino-balear 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 levantino- balear 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.

Criterios 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 μPa) 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 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. % 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 levantino- balear, 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 DM levantino- balear 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 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 levantino- balear 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.

2.3.4. 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.

3. DESCRIPTORES DE ESTADO

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

3.1. Descriptor 1: Biodiversidad

ESPECIES

Grupos de especies aves marinas, mamíferos marinos, reptiles marinos, peces y cefalópodos de la demarcación (de acuerdo a la Decisión 2017/848 y a las listas de especies acordadas a nivel regional)

En este segundo ciclo de las estrategias marinas, en la DM levantino- balear 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 realizarse y la evaluación del estado de los hábitats bentónicos se realiza a través del descriptor 6.

3.1.1. Aves marinas

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

Elementos evaluados

La DM levantino-balear alberga una comunidad de aves marinas de particular relevancia, que debe entenderse en un contexto Mediterráneo. Este mar presenta, de acuerdo a los patrones generales de biodiversidad, una comunidad de aves marinas diversa, pero la mayoría de especies son poco abundantes, debido a la baja productividad de la región. Por otro lado, el carácter cerrado de esta cuenca explica la presencia de diversas especies o subespecies de aves endémicas. Todo ello implica poblaciones de aves de distribución restringida y a la vez poco abundantes, y por lo tanto muy sensibles a cualquier presión que las afecte negativamente. En el caso de la DM levantino-balear, cabe destacar una comunidad de aves particularmente rica dentro del contexto Mediterráneo, ligada a la productividad relativamente elevada de sus aguas. Incluye la mayor parte de endemismos mediterráneos, inclusive una especie que solo cría dentro de la DM, la críticamente amenazada pardela balear (*Puffinus mauretanicus*). Dentro de la DM,

cabe destacar el importante rol de las islas Baleares como zona de reproducción de varias especies, especialmente procelarifformes, por la presencia de hábitat de cría adecuado (básicamente zonas libres de depredadores terrestres, pese a que dicha peculiaridad se ha visto afectada por la colonización humana de las islas, y hoy en día se restringe a unos pocos islotes y acantilados inaccesibles). Por otro lado, las ricas aguas de la plataforma ibérica representan importantes zonas de alimentación para las aves marinas, tanto aquellas que se desplazan desde sus colonias de cría en Baleares, como las que crían de forma más local, especialmente en islotes y humedales costeros.

Cerca de 25 especies de aves marinas son regulares en la DM levantino-Balear, y cabe destacar el elevado número y diversidad de reproductoras, con 14 especies repartidas entre pardelas, paíños, cormoranes, gaviotas y charranes. Dada esta particular diversidad, esta demarcación marina es la que cuenta con un mayor número de especies seleccionadas como elementos de evaluación, ocho en total (Tabla 7).

Con el objetivo de buscar consistencia con la evaluación inicial, como norma se han seleccionado las mismas especies de aves marinas que en 2012 como elementos de evaluación. Sin embargo, se añaden dos especies respecto a 2012, el charrán común y el charrancito, por ser especies relativamente bien distribuidas, que reflejan bien lo que ocurre en ambientes costeros (principalmente zonas arenosas y humedales) y para las que se cuenta con series de datos razonablemente buenas. Por otro lado, la gaviota cabecinegra (*Larus melanocephalus*) se había incluido en 2012 como elemento de evaluación para el periodo no reproductor (abundancia), pero el cese de las campañas oceanográficas ECOMED, que proporcionaba una oportunidad única para censar la especie a nivel de toda la DM, y la falta de censos costeros sistematizados, hace que esta aproximación sea inviable, por lo que no se ha tenido en cuenta en esta evaluación.

Tabla 7. Listado de especies usadas como elementos de evaluación en la DM levantino-balear, 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
Paíño europeo	<i>Hydrobates pelagicus</i>	Aves que se alimentan de especies pelágicas
Cormorán moñudo (Mediterráneo)	<i>Phalacrocorax aristotelis desmarestii</i>	Aves que se alimentan de especies pelágicas
Gaviota de Audouin	<i>Larus audouinii</i>	Aves que se alimentan en la superficie
Charrán patinegro	<i>Sterna sandvicensis</i>	Aves que se alimentan en la superficie
Charrán común	<i>Sterna hirundo</i>	Aves que se alimentan en la superficie

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, tal como indica la Decisión (UE) 2017/848, no parecen particularmente adecuadas en el ámbito español, y menos en el Mediterráneo. Por ello, no se ha planteado una integración a nivel de grupos de especies. Aun así, en la Tabla 7 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 levantino-Balear, la ausencia de mareas y la fuerte humanización de la franja costera no dejan 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 DM lo hacen en muy bajo número y/o asociadas a zonas húmedas, antes que a la franja costera propiamente dicha. Asimismo, existen pocas zonas marinas adecuadas para aves fitófagas, y éstas suelen estar presentes en la demarcación ligadas también a zonas húmedas, antes que al medio marino. Finalmente, las aves que se alimentan de especies bentónicas, principalmente patos marinos, son comunes en ambientes costeros del norte de Europa, pero muy escasas o excepcionales en el ámbito de la DM. En todo caso se podría considerar al cormorán moñudo como la única especie regular que se puede alimentar de especies bentónicas, si bien también captura en buena medida especies pelágicas, y oficialmente se le define bajo esta categoría.

Así, los grupos potencialmente evaluables en la DM serían las aves que se alimentan de especies pelágicas (el cormorán moñudo y pardela balear) y las aves que se alimentan en la superficie (todas las restantes) (Tabla 7). Este último grupo incluiría a la mayoría de especies usadas como elementos de evaluación, pese a que sus ecologías son extremadamente dispares. Por ello, se considera poco apropiado centrar la atención en los grupos de especies, y se opta por seguir incidiendo a nivel de especies.

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. En el caso particular de las basuras marinas, durante el primer ciclo de las Estrategias Marinas han salido a la luz los primeros estudios en la demarcación marina indicando prevalencia de plásticos en estómagos de aves marinas (Codina *et al.* 2015) y su incidencia en forma de enredos (Rodríguez

et al. 2013). De cara al segundo ciclo, se prevé la puesta en marcha de un programa de aves orilladas, coordinado por SEO/BirdLife, que aportará información relevante sobre contaminación por plásticos en el futuro, útil para la evaluación de los criterios D10C3 y D10C4 en próximas actualizaciones.

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). Esto puede ser particularmente importante en el Mediterráneo, dado el estado generalizado de sobreexplotación, estando cerca del 90% de los stocks de pesca evaluados en esta situación. Otro factor importante a tener en cuenta es 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 el grupo aves en el documento marco para.

Criterios e indicadores utilizados

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 LEBA (Tabla 8), y se comentan brevemente algunas particularidades de cada uno de ellos.

Tabla 8. Criterios empleados para cada una de los elementos de evaluación considerados en la DM LEBA. Los colores indican la disponibilidad de datos en cada caso (verde = datos adecuados; naranja = datos parciales; rojo = datos insuficientes; se indica con un guión 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</i>					-
<i>Hydrobates pelagicus</i>	-				-
<i>Larus audouinii</i>					-
<i>Phalacrocorax aristotelis</i>					-
<i>Puffinus mauretanicus</i>					
<i>Sterna hirundo</i>	-			-	-
<i>Sterna sandvicensis</i>	-			-	-
<i>Sternula albifrons</i>	-			-	-

Criterio D1C1 – capturas accidentales (primario)

Pese a no haberse iniciado el programa de seguimiento correspondiente a las capturas accidentales de aves marinas (MWEES-LEBA-AV-4_Interaccionpesca), esta demarcación marina es la que ha recibido mayor atención en este sentido. El IEO ha consolidado la recogida de datos

de aves en su programa de observadores en la flota de palangre de superficie (García-Barcelona *et al.*, 2016), y otras organizaciones, entre las que destacan la Universitat de Barcelona y SEO/BirdLife, han desarrollado diversos proyectos para evaluar el problema y buscar soluciones donde sea necesario (e.g. SEO/BirdLife 2012, ICES 2013, Cortés *et al.*, 2017, Tarzia *et al.* 2017, Cortés *et al.* 2018). Además, es la única demarcación en la que se han realizado estudios que relacionan por primera vez la incidencia de las capturas sobre la demografía de algunas especies, liderados por investigadores del CSIC (Genovart *et al.*, 2016, 2017, 2018a). En cualquier caso la información es fragmentaria, sin cubrir adecuadamente todas las flotas, regiones y periodos, y se basa en enfoques diversos, que a menudo se complementan. En base a ello, se ha identificado como especies particularmente sensibles a las pardelas y el cormorán moñudo, y en menor medida la gaviota de Audouin, centrándose la evaluación en estas especies.

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, si bien se ha procurado recoger información para todos los elementos de evaluación. Solamente dos especies han quedado al margen, la pardela balear y el cormorán moñudo. La primera por no contar con colonias de seguimiento en las que se hayan establecido parcelas de censo de forma adecuada (si bien esto se podría subsanar en futuras evaluaciones), y el segundo por no existir datos actualizados para el principal bastión de la población mediterránea española, las islas Baleares. Si bien para el resto de especies sí existen datos, a menudo éstos derivan de iniciativas por parte de grupos de investigación, con mayor o menor apoyo de las administraciones, por lo la puesta en marcha del subprograma de seguimiento MWEES-LEBA-AV-1_Censoscolonias será fundamental para futuras evaluaciones. De las especies evaluadas, la gaviota de Audouin es la que cuenta con un seguimiento más generalizado por parte de las administraciones autonómicas, estando también razonablemente cubiertos los charranes. La Tabla 9 muestra los valores umbral empleados para evaluar el buen estado ambiental por este criterio, para las especies evaluadas.

Tabla 9. 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 DM, o para colonias concretas.

Espece	Colonia/zona	Valor de referencia (parejas)	periodo valor de referencia	% para establecer umbral	valor umbral
<i>Calonectris diomedea</i>	Columbretes	113	1992-1997	80%	90
	Pantaleu	214	2013-2018	80%	171
<i>Hydrobates pelagicus</i>	Benidorm	215	2013-2018	80%	172
	Espartar	208	2014-2016	80%	166
<i>Larus audouinii</i>	LEBA	16.972	2006-2011	70%	11.880
	Pen. Ibérica	18.548	2005-2010	70%	12.984

<i>Sterna sandvicensis</i>	LEBA	4.540	2008-2013	70%	3.178
<i>Sternula albifrons</i>	LEBA	1.242	1988	70%	869
<i>Sterna hirundo</i>	LEBA	6.393	2009-2014	70%	4.475

Criterio D1C3 – parámetros demográficos (secundario)

La información disponible sobre parámetros demográficos es razonablemente buena en esta demarcación, por lo menos para los procelarifformes y la gaviota de Audouin. Sin embargo, en la mayoría de casos se debe al esfuerzo de grupos de investigación, que han puesto en marcha programas de seguimiento en algunas colonias puntuales, con una cobertura muy parcial a nivel de la demarcación marina, y sin garantía de continuidad. Por ello es clave la puesta en marcha del subprograma MWEES-LEBA-AV-2_Productividad, que permitirá abordar este criterio de una forma mucho más completa. Esto es particularmente cierto en el caso de los procelarifformes, para los cuales la información demográfica suele ser más fiable que las estimas de abundancia (sujetas a sesgos potenciales muy importantes) para establecer tendencias poblacionales. Por otro lado, la información sobre productividad (éxito reproductor, ocurrencia de fracasos generalizados) es importante para poder evaluar las condiciones ambientales reinantes en cada momento. En la presente evaluación, esta información no existía para las especies de charranes.

Criterio D1C4 – Rango de distribución (secundario)

Este criterio solo se ha valorado para la pardela balear, dada su situación crítica. No se ha comprobado la desaparición de colonias en el presente periodo, si bien sí existen colonias desaparecidas en años anteriores (Arcos *et al.*, 2012), y en algunas colonias pequeñas se detectan reducciones importantes (Louzao *et al.*, 2015), por lo que la situación se considera desfavorable.

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

En esta DM la diversidad de presiones identificadas es mayor que en otras, e incluyen a los tres tipos principales, aunque tienen una incidencia dispar dependiendo de la especie (Tabla 10).

A nivel de poblaciones reproductoras, especialmente de procelarifformes, la presencia de depredadores introducidos ha causado impactos muy severos en el pasado, y aún representan una amenaza en algunos enclaves. Sin embargo, las capturas accidentales han pasado a tener un papel más relevante como causa de mortalidad, afectando principalmente a las especies de pardelas, pero también al cormorán moñudo y la gaviota de Audouin (Genovart *et al.*, 2017).

La presión turística también es importante, así como presiones asociadas a la misma, tanto directos (molestias) como indirectos (pérdida o alternación del hábitat por desarrollo urbanístico, regeneración de playas, etc.). Y, tratándose del Mediterráneo, donde muchos stocks de pesca están sobreexplotados y/o afectados por la reducción de los caudales ecológicos de los ríos, la escasez de alimento puede ser una presión importante, hasta ahora compensada en parte por el aprovechamiento de descartes (Arcos *et al.*, 2008).

A nivel de contaminación, cabe citar el riesgo potencial de vertidos en zonas especialmente sensibles, especialmente en las cercanías de puertos como el de Barcelona, Tarragona, Castelló y Valencia. Y la reciente identificación de la contaminación lumínica como afección a las poblaciones de procelarifformes de Baleares (Rodríguez *et al.*,2015).

Tabla 10. Relación de las presiones identificadas, y la intensidad con la que afectan a las distintas especies de aves marinas usadas como elementos de evaluación en la DM levantino- balear (rojo = alta; naranja = media; amarillo = baja).

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



	Aporte de otras fuentes de energía (incluidos campos electromagnéticos, luz y calor) - contaminación lumínica	■	■	■	■	■	■	■	■
--	---------------------------------------------------------------------------------------------------------------	---	---	---	---	---	---	---	---

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 fichas de evaluación inicial D1- Aves. Se resume a continuación la información obtenida para las distintas especies, por criterios (ver Tabla 11).

Criterio D1C1 – capturas accidentales

A nivel de capturas accidentales (**D1C1**) esta demarcación marina es la que presenta mejor información, pese a la ausencia de un programa de seguimiento en marcha (si se exceptúa el programa de observadores del IEO en palangre de superficie). Pero la información derivada de diversos estudios sobre el terreno (encuestas, cuadernos de recogida de datos, embarque de observadores), principalmente por parte de la Universitat de Barcelona y SEO/BirdLife, junto a la combinación de estos datos con análisis demográficos liderados por investigadores del CSIC, muestra un claro impacto de las capturas accidentales sobre varias especies en la demarcación, principalmente las pardelas, el cormorán moñudo y la gaviota de Audouin. Estas dos últimas, además, también sufrirían capturas relacionadas con pesca recreativa. El caso de las pardelas, relacionado principalmente con palangre Demersal y de superficie, es el más preocupante, con varios cientos de aves estimados anualmente (García-Barcelona *et al.*, 2010, Cortés *et al.*, 2017, García-Barcelona *et al.*, 2017, Tarzia *et al.*, 2017). Para las cuatro especies, se ha podido relacionar las capturas accidentales con efectos a nivel poblacional, siendo especialmente preocupante en el caso de las pardelas (Genovart *et al.*, 2016, 2017, 2018a).

Criterio D1C2 – abundancia

La situación no parece particularmente preocupante atendiendo a este criterio, aunque cabe recordar que en el caso de procelariformes no es el indicador más adecuado. No hay datos suficientes para el cormorán moñudo, mientras que las gaviotas y charranes sí cuentan con información adecuada. Solo la gaviota de Audouin parece preocupante, con un declive continuado desde 2008, que hace saltar la alarma precisamente al poco de haberse descatalogado esta especie de la lista de especies amenazadas de la UICN (Genovart *et al.*, 2018b).

Paño europeo (*Hydrobates pelagicus*)

La tendencia observada en las dos colonias de estudio principales es muy distinta, siendo claramente positiva en Benidorm y negativa en Espartar, que es la principal colonia de la especie en la demarcación. En el caso de Benidorm se han realizado acciones para la mejora de la población, como por ejemplo la eliminación de gaviotas patiamarillas especializadas en

depredar paños o la colocación de cajas nido, por lo que es difícil saber con certeza si el aumento poblacional observado es reflejo de la situación de la especie en la demarcación o fruto de una buena gestión. En el caso de Espartar la serie temporal es todavía demasiado corta para poder establecer tendencias claras. En otras colonias la especie parece relativamente estable, si bien el seguimiento es menos intensivo.

Gaviota de Audouin (*Larus audouinii*)

La gran movilidad de la especie obliga a monitorear todas las colonias de forma simultánea para corroborar la tendencia que se intuye. Desde el inicio de este periodo de evaluación, se observa un declive bastante marcado que supone una diferencia cercana a las 8000 parejas entre los años máximo y mínimo. No es descartable que dichas parejas no hayan desaparecido, sino que se hayan desplazado hacia otro sitio fuera de la demarcación e incluso del estado, lo que dificulta notablemente el análisis. Es interesante añadir que se trata de un colonizador relativamente reciente del litoral mediterráneo ibérico, con el primer dato de reproducción en el delta del Ebro en 1981. Por ello, sería recomendable que la especie se monitoreara de forma global y con una regularidad muy alta. En cualquier caso, se considera que este cambio en el tamaño poblacional asociado a cambios bruscos en la distribución está aportando información sobre los cambios que se producen en el medio, por lo que también se considera necesario mantenerlo y seguir con el monitoreo a nivel de demarcación. En este sentido, parece que durante el presente periodo no se ha alcanzado el BEA.

Charrán patinegro (*Sterna sandvicensis*)

Los datos son de bastante buena calidad, pero, debido a las oscilaciones típicas de la especie, es necesario trabajar con series temporales largas y estadísticas que minimicen la gran dispersión de la muestra, tales como la mediana. En este sentido, en la actualidad se dispone de 3 periodos de datos (de 6 años), pero tan solo el último de ellos con censos anuales, por lo que aun se dispone de poca información. Es importante remarcar que en la Evaluación de 2012 se consideró la ausencia de datos como años en que la especie no se reprodujo, por lo que los datos aportados en el anterior documento deben ser tomados con cautela. Además, aunque todavía se trataba de cifras pequeñas, la colonia de San Pedro del Pinatar no se incluyó en el análisis. En la presente evaluación se corrige este error también a nivel retrospectivo. En cualquier caso, no parece que la especie esté experimentando un declive, sino que se mantiene estable o incluso aumenta levemente. Por ello, aunque de forma tentativa, se le puede asignar un BEA positivo.

Charrán común (*Sterna hirundo*)

Como se ha comentado para el charrán patinegro, es arriesgado hacer un diagnóstico ya que se trata de una especie muy fluctuante y con colonias muy móviles, sin embargo todo parece indicar que dado el número total de parejas reproductoras a lo largo del periodo puede considerarse que se encuentra en BEA. Al tratarse de una especie tan

fluctuante y con colonias muy móviles, es necesario analizar los datos en conjunto, tanto temporal como geográficamente.

Charrancito común (*Sternula albifrons*)

Los datos de la presente Evaluación se basan en censos de las principales colonias con una periodicidad anual. Sin embargo, el resultado presentado en la Evaluación de 2012 se basaba en censos más esporádicos. En general la especie parece más o menos estable, pero se considera que todavía no se dispone de la suficiente información para decir si se cumple o no el BEA.

Criterio D1C3 – parámetros demográficos

Los datos demográficos (D1C3) confirman la situación preocupante de la gaviota de Audouin, y ponen de especial relieve la situación desfavorable de las dos pardelas, siendo crítica en el caso de la balear (Genovart *et al.*, 2016).

Pardela cenicienta (*Calonectris diomedea*)

Para la pardela cenicienta la información es fragmentaria, con dos poblaciones seguidas razonablemente bien durante años: Pantaleu (Mallorca) y Columbretes, y en menor medida Illa de l'Aire (Menorca). Análisis demográficos muestran que la población de Pantaleu se mantiene casi estable, pero esta estabilidad solo se explica por una elevada inmigración, ya que de estar aislada, experimentaría un declive del 10% anual (Sanz-Aguilar *et al.* 2016). Estos autores postulan que la situación debe ser generalizable a la población del Mediterráneo occidental, lo que indicaría que la especie no cumple el BEA en la Demarcación Marina Levantino-Balear.

Pardela balear (*Puffinus mauretanicus*)

Recientemente se ratificó la categoría de En Peligro Crítico para la pardela balear, en base a una revisión del análisis demográfico que indicaba un 14% de declive anual y auguraba 60 años de tiempo de extinción medio. En estas circunstancias, se define a la pardela balear como claramente por debajo del BEA.

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

En el presente ciclo, se proponen definiciones de BEA para cada uno de los criterios :

Criterio D1C1: 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, periodos y regiones.

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.

Criterio D1C2: Se ha tomado como referente la definición de estado favorable desarrollada por OSPAR:

Si la población 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% del valor de referencia, calculado como la mediana más alta de cualquier periodo 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 este criterio para la pardela cenicienta o cualquier otro procelarifforme, 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. Actualmente se realiza un seguimiento que permite este tipo de evaluación en Pantaleu y en Columbretes. 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.

Criterio 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

- Éxito reproductor: 0,30
- Supervivencia adulta: 0,9

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.

A la hora de integrar la información para las distintas especies, las dos pardelas aparecen claramente en BEA negativo, mientras que el cormorán moñudo y la gaviota de Audouin también parecen pasar por una situación desfavorable. Solo el paíño europeo y los charranes patinegro y común parecen estar en buena situación, siendo estas especies las que depredan sobre los niveles tróficos más bajos.

A nivel de integración, se puede agrupar por un lado a las pardelas, cuya situación es en general desfavorable y muy ligada al problema de las capturas accidentales, además del efecto añadido de los depredadores introducidos en sus colonias. Por otro lado los charranes muestran un estado general favorable, lo que sugiere que la disponibilidad de presas ha sido adecuada durante espete periodo de evaluación, aunque podría deberse en parte al aprovechamiento de descartes de pesca. El caso del paíño es similar al de los charranes, mientras que el cormorán moñudo y la gaviota de Audouin parecen estar en situación desfavorable.

Tabla 11. Resumen de la actualización del BEA en la DM levantino-Balear 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 evaluación.

Especie	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	Integración
<i>Calonectris diomedea</i>				-	
<i>Hydrobates pelagicus</i>	-			-	
<i>Puffinus mauretanicus</i>					
<i>Phalacrocorax aristotelis</i>				-	
<i>Larus audouinii</i>				-	
<i>Sterna sandvicensis</i>	-			-	
<i>Sterna hirundo</i>	-			-	
<i>Sternula albifrons</i>	-			-	

3.1.2. Mamíferos marinos

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

Elementos evaluados y área de evaluación:

La DM levantino-balear engloba la costa peninsular española desde cabo de Gata (SE) al cabo de Creus (NE) y las islas Baleares y, por ende, incluye aguas únicamente Mediterráneas, más específicamente, de las subcuencas Argelina, Provenzal y Balear. Esta última actúa como transición en el fuerte contraste de dinámicas entre el norte, caracterizado por un forzamiento atmosférico y el sur, dominado por forzamientos por densidad. Por esta razón, las Islas Baleares juegan un papel primordial en la circulación general del Mediterráneo occidental. La compleja dinámica de la demarcación, juntamente con una topografía y batimetría muy diversas, que incluyen, entre otros accidentes, el surco de Valencia, los cañones del cabo de Creus o el promontorio Balear, donde se encuentra el escarpe del Emile Baudot, considerado como el accidente geográfico más importante del Mediterráneo occidental, proporciona una alta variabilidad de hábitats asociados a la presencia de cetáceos. La IUCN considera para el Mediterráneo 8 especies residentes: 1 misticeto, *Balenoptera physalus* y 7 odontocetos, *Physeter macrocephalus*, *Globicephala melas*, *Grampus griseus*, *Tursiops truncatus*, *Stenella coeruleolaba*, *Delphinus delphis* y *Ziphius cavirostris*. Además, lista a 12 especies visitantes o transeúntes: 5 misticetos *Balaenoptera acutorostrata*, *Balenoptera borealis*, *Eschrichtius robustus*, *Eubalaena glacialis* y *Megaptera novaengliae* y 7 odontocetos *Pseudorca crassidens*, *Steno bredanensis*, *Orcinus orca*, *Kogia sima*, *Hyperoodon ampullatus*, *Mesoplodon densirostris* y *Mesoplodon europaeus*. Aunque entre estos faltan citas emblemáticas acontecidas en territorio español, como el rorcual azul, *Balaenoptera musculus*, de principios del Siglo XX en Sant Feliu de Guíxols, es obvio que la presencia esporádica de estas especies, no puede asociarse a cambios en el estado del medio de la demarcación, por lo que, de cara a la gestión marina, no cabe más que referirse a la población residente de 8 especies.

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

Pequeños odontocetos:

- UG7-TT aguas costeras peninsulares: población de delfín mular ligada a la plataforma continental entre cabo de Gata y cabo de Creus.
- UG8-TT Islas Baleares: población de delfín mular asociada a las Islas Baleares.
- UG12-SC Mediterráneo occidental: Población de delfín listado del Mediterráneo occidental.

Odontocetos de aguas profundas:

- UG19-GG Mediterráneo occidental: Calderón gris en zonas de talud y aguas contiguas profundas y de la plataforma continental peninsular e insular.
- UG20-PM Islas Baleares: Población de cachalote asociada al promontorio Balear, incluyendo zonas de talud y profundas adyacentes.

Misticetos:

- UG23-BP Mediterráneo occidental: Población de rorcual común del Mediterráneo occidental.

Entre el periodo 2011/2017 se han realizado, desde diferentes ámbitos y a diferentes niveles, multitud de estudios sobre cetáceos en áreas que incluyen o son incluidas en la DM levantino-balear. Esta información no se halla centralizada, y se refiere a diferentes escalas temporales y espaciales. En numerosos casos, se han empleado diferentes aproximaciones metodológicas sobre un mismo sujeto en diferentes años, haciendo compleja su comparación. La gran laguna de información derivada de la falta de implementación de planes de seguimiento sobre las Unidades de Gestión, no puede ser substituida por la aportación de trabajos sin el objetivo concreto que exige la valoración del BEA. A pesar de estas limitaciones, se han realizado las aproximaciones del BEA para cada criterio y UG seleccionada a partir de la selección de datos de incontables publicaciones y comunicaciones en congresos, comunicaciones personales de científicos que abordan su estudio actualmente, tesis doctorales, revisión de informes de varamientos, proyecto BEVACET de la Universidad de Valencia, datos derivados del seguimiento de cachalotes en las Islas Baleares en el “Balearic Sperm Whale Project” de la Asociación Tursiops y la Universidad de St. Andrews y diferentes informes de proyectos relacionados y financiados por la Fundación Biodiversidad.

Para los datos referidos a varamientos se consultó el portal web BEVACET (Figura 3) y se contó con registros aportados por el MITECO y las CCAA de Cataluña, Valencia, Murcia e islas Baleares (Figura 4. Evolución temporal del número de varamientos de especies de mamíferos marinos en la DM levantino- balear durante el periodo 2011-2017. Datos proporcionados por las CCAA de Cataluña (sup-izda) y Murcia (inf-izda). BNI: Ballena no identificada, CNI: cetáceo no identificado, DNI: delfín no identificado y ZNI: zifio no identificado

). En el caso de la base de datos BEVACET, solo existen 7 registros de varamientos con signos compatibles con captura accidenta; 2 delfines mulares y 1 delfín listado en las Islas Baleares, 1 delfín listado en Murcia y, 1 delfín común, 1 delfín listado y 1 delfín mular en la comunidad de Valencia, concretamente en la provincia de Alicante. En el caso de las CCAA de Cataluña, Valencia, Murcia e Islas Baleares, los datos aportados no contienen información de todos los años en el periodo considerando (2011-2017) y, únicamente, en el caso de la comunidad de Cataluña y Valencia se aportan datos específicos de captura accidental; 1 calderón gris, 4 delfines listados y 1 delfín mular en Cataluña y, 1 delfín común, 3 delfines listados y 2 delfines mulares, en Valencia.

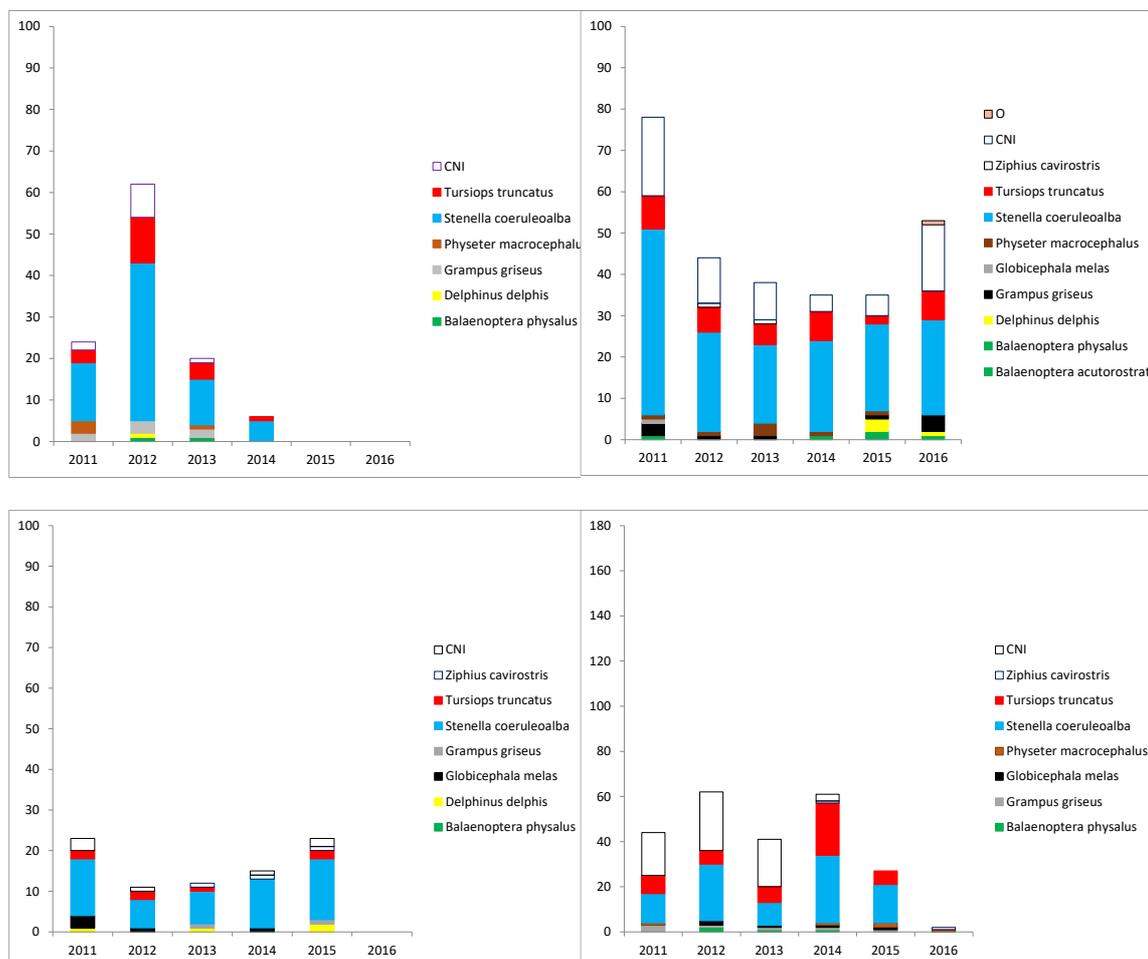


Figura 3. Evolución temporal del número de varamientos de especies de mamíferos marinos en la DM levantino-balear durante el periodo 2011-2016. Datos obtenidos de la base de datos BEVACET para las CCAA de Cataluña (sup-izda), Valencia (sup-drcha), Murcia (inf-izda) e Islas Baleares (inf-drcha). CNI: cetáceo no identificado, O: otros, Sb: *Steno bredanensis*, Mn: *Megaptera novaengliae*.

Si se comparan ambas graficas se observa claramente como los datos son diferentes tanto en periodos de tiempo como en registros de animales varados por especie y año. Además, ninguna de las dos fuentes de datos se corresponde al 100% con los datos de las redes de varamientos



locales, lo que pone de manifiesto la urgente necesidad articular un sistema de transferencia de datos de varamientos desde las redes de varamientos hacia las administraciones.

A pesar del importante y gran volumen de información recopilada, es importante señalar que toda ella se encuentra muy disgregada y expuesta en escalas espaciales y temporales que no coinciden con los patrones establecidos en las Estrategias Marinas, por lo que el trabajo de actualización de la EI y BEA resultó muy complicado.

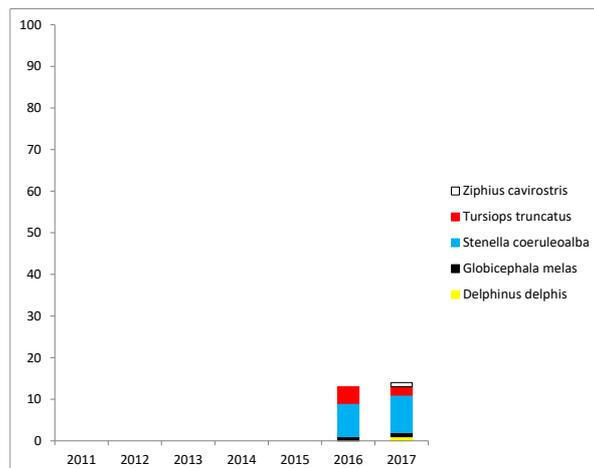
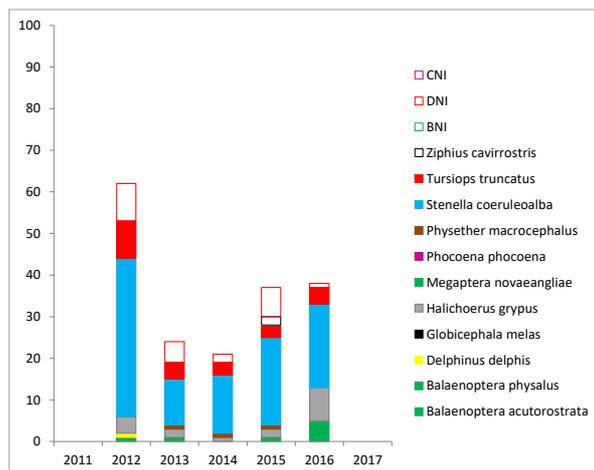


Figura 4. Evolución temporal del número de varamientos de especies de mamíferos marinos en la DM levantino-balear durante el periodo 2011-2017. Datos proporcionados por las CCAA de Cataluña (sup-izda) y Murcia (inf-izda). BNI: Ballena no identificada, CNI: cetáceo no identificado, DNI: delfín no identificado y ZNI: zifio no identificado

Crterios aplicables para el descriptor 1 para 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 levantino-balear 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 POBLACION.**
- **D1C3: CARACTERISTICAS DEMOGRAFICAS DE LA POBLACION.**
- **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 que afectan al descriptor

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 (UE) 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 el Documento marco.

En la Tabla 12 se resume el resultado de la actualización del grado de importancia de cada una de las presiones y amenazas para cada UG de la DM levantino-balear 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 levantino-balear es “Aportes de sustancias, basuras y energías”, “Generación energías renovables y no renovables” y “Perturbación de especies”. En el caso de los odontocetos de buceo profundo el “Transporte marítimo”, “Aportes de sustancias, basuras y energías” y “Extracción o mortalidad/lesiones de especies silvestres” han sido identificadas como las presiones más importantes. 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 12. Presiones de las UGs y grupos definidos para la DM levantino- balear. Importancia baja (*), importancia media (**) e importancia alta (***)..Modificada de Anexo I, Programa de medidas (MAGRAMA, 2015).

Presiones Directiva (EU) 2017/845	PEQUENIOS ODONTOCETOS (PO)				ODONTOCETOS DE BUCEO PROFUNDO (OBP)			MISTICETOS
	UG7: TT aguas costeras peninsulares	UG8: TT Islas Baleares	UG12:SC Mediterráneo o Occidental	PO	UG19: GG Mediterráneo o Occidental	UG20: PM Islas Baleares	OBP	UG23: BP Mediterráneo o Occidental
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.

En el documento sobre Mamíferos Marinos 2012 de Estrategias Marinas, el delfín mular en la DM levantino-balear se trataba en su conjunto. Actualmente, al segregar la unidad de gestión UG8-TT Islas Baleares del total, la singularización de la UG7-TT Aguas costeras peninsulares del documento original, es algo más complicada, aunque como bien indica el documento, la información referente a la demarcación es escasa y fraccionada. Situación que en la actualidad no ha sido revertida al no haberse desarrollado programas de seguimiento de la unidad de gestión.

Delfín mular (*Tursiops truncatus*)-UG7-TT Aguas costeras peninsulares

Criterio D1C1- Mortalidad por captura accidental

En el documento de EI del BEA no existe información específica sobre el estatus ambiental del criterio D1C1 para la UG7-TT Aguas costeras peninsulares. 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”**.

En el período comprendido entre 2011-2017 los datos de ejemplares de delfín mular varados con signos compatibles con captura accidental proporcionados por las comunidades autónomas fueron de 1 registro en Cataluña y 2 registros en Valencia. Según la base de datos BEVACET los datos de ejemplares de delfín mular varados con signos compatibles con captura accidental fue de 1 registro en Valencia.

Una de las amenazas más importantes para la conservación del delfín mular en el mar Mediterráneo es la competencia por recursos con la actividad pesquera (Reeves y Notarbartolo di Sciarra, 2006), de tal forma que, en algunos lugares de la cuenca, el delfín y la flota de arrastre pueden ser consideradas “especies” simpátricas (Gonzalvo *et al.*, 2008).

Si bien la interacción entre pescadores y delfines en las Islas Baleares es una de las más notables y bien documentadas en el mediterráneo occidental (Brotons *et al.*, 2008a; Brotons *et al.*, 2008b; Gazo *et al.*, 2008; Gonzalvo *et al.*, 2008), en el resto de la demarcación, no se encuentra bien identificada y dimensionada.

La predación sobre especies de interés pesquero del delfín mular es muy variable en distintas zonas del Mediterráneo. Así supone el 0,41% de los ingresos totales de los pescadores en el estrecho de Gibraltar (García Tíscar, 2010), del 6,5% en Baleares (Brotons *et al.*, 2008a) y en otros lugares como Cerdeña (Gazo *et al.*, 2008), Marruecos, Grecia e Italia (Bearzi *et al.*, 2008) también se han documentado interacciones aunque nunca, con cifras tan altas. Recientemente se han realizado entrevistas a pescadores de la Comunidad Valencia que, considerando las limitaciones de los datos por su origen, son indicadores de la presencia de interacciones entre la flota pesquera local y el delfín mular (Revuelta *et al.*, 2018). No existen datos, para las costas de Cataluña, aunque resultados de entrevistas en la zona de Delta del Ebro-Columbretes apuntan a la existencia de interacciones de

delfines mulares con arrastreros (Chicote *et al.*, 2012) que, tal y como indican los autores, deben tenerse en cuenta ya que, tal y como ocurre en Baleares, ante cambios en los niveles de recursos, la respuesta de una mayor aproximación en busca de alimento, podría revertir en mayor probabilidades de captura accidental (Brotons *et al.*, 2008a).

Vázquez *et al.*, (2014) indican una tasa de varamiento por captura accidental para el delfín mular del 9% referida a Cataluña para el periodo 1990-209 y 10% referida a la comunidad de Valencia para el período 200-2009, siendo la el trasmallo arte de pesca implicado.

La no existencia de valores de base de las capturas accidentales así como de los umbrales, así como el desconocimiento efectivo de la evolución de las muertes por interacción por pesca en las aguas peninsulares de la DM levantino-balear, no permite evaluar el criterio D1C1 para la UG7-TT Aguas costeras peninsulares

Criterio D1C2- Abundancia de la población

En el documento de EI del BEA se citan dos estimas de abundancia para el delfín mular que se correspondería con el área de la UG7-TT Aguas costeras peninsular. Forcada *et al.*, (2004) obtuvieron una estima de abundancia estratificada para las costas de Cataluña y Baleares. Para la zona A1, costa de Cataluña, la estima fue de 871 individuos (95% IC =48-1.910) y para la zona A2, aguas “offshore” del mar Balear, 6.783 (95%IC=841-14.817). Considerando que diversos autores consideran que la población de delfín mular parece alejarse de la costa debido al aumento de la presión antrópica (Gonzalvo *et al.*, 2014; Castellote *et al.*, 2015), no se puede definir con certeza qué proporción de la estima se permeabiliza entre A1 y A2. En la Comunidad Valenciana, los últimos datos publicados indican una abundancia de 1.333 delfines mulares en estas aguas, con un rango aproximado de 739-2.407 (Gómez de Segura *et al.*, 2006). El diagnostico de evaluación del estado para el criterio “1.2. Tamaño poblacional” en el caso del delfín mular de la DM levantino-balear fue de **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

Entre 2009 y 2010, ANSE, financiada por la Fundación Biodiversidad, estimó en 740 individuos (95% IC=382-1,094) los delfines mulares que utilizaban el área de la Región de Murcia.

Considerando que, aunque se tienen ciertos valores de referencia, al ser estos fragmentados entre áreas permeables entre sí y que los métodos de estudio y las cotas temporales también difieren y por lo tanto no permiten asegurar un valor real de la población de delfines mulares en las aguas peninsulares de la DM levantino-balear y que se desconocen los valores umbrales a partir de los cuales deberían aplicarse medidas correctoras, el el criterio D1C2 para la UG7-TT Aguas costeras peninsulares no se ha podido evaluar ”.

Criterio D1C3- Características demográficas de la población

En el documento de EI del BEA no existe información específica sobre el estatus ambiental del criterio D1C3 para la UG7-TT Aguas costeras peninsulares. 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”**.

No existe estudio alguno de carácter reciente sobre las características demográficas de la población de delfín mular para la DM levantino- balear, exceptuando aquellos que identifican como aislada la población peninsular y la balear (Borrell *et al.*, 2006; Alomar *et al.*, 2013; Brotons y Islas-Villanueva, 2013; Gonzalvo *et al.*, 2014; Brotons, 2016), por tanto no se puede evaluar el .el criterio D1C3 para la UG7-TT aguas costeras peninsulares es “**datos insuficientes**”.

Criterio D1C4- Rango y patrón de distribución de la población

En el documento de EI del BEA se comenta que existe poca información sobre la distribución espacial de esta especie, siendo las áreas del Parque Natural de Islas Columbretes, Parque Natural de Serra Gelada, islas Baleares y cap de Creus, las zonas conocidas de su distribución. 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**”.

Los datos de varamientos y avistamientos confirman la presencia del delfín mular sobre toda la plataforma continental de la península ibérica, aunque, ésta presenta una manifiesta heterogeneidad y lagunas de muy baja presencia, que sin estudios dedicados no pueden atribuirse directamente a su ausencia, por lo que es necesario la implementación de un plan de monitoreo.

Al no disponer de información precisa y ad hoc referida a este criterio, no puede evaluarse su estado para la UG7-TT Aguas Costeras Peninsulares.

Criterio D1C5- Hábitat de la especie

En el documento de EI del BEA, del primer ciclo de estrategias marinas, no existe información específica sobre el estatus ambiental del criterio D1C5 para la UG7-TT Aguas costeras peninsulares.

El régimen alimenticio del delfín mular, basado en un 100% de especies comerciales (Blanco *et al.*, 2001) hacen que sea una fuente de conflicto con los pescadores. Además, es el cetáceo más costero del Mediterráneo (Duguy, 1989). Esta proximidad a la costa, lugar donde se concentran la mayoría de impactos antropogénicos, conjuntamente con la competencia con los pescadores, hacen que el delfín mular sea la especie de cetáceo potencialmente más agredida del Mediterráneo (Duguy, 1989).

Puede considerarse que no se han producido cambios en el tipo de hábitat ocupado por la especie. Sin embargo, este hábitat se encuentra expuesto a numerosas presiones antropogénicas como el aumento de la contaminación acústica ligada a la alta presencia de embarcaciones y que se ha demostrado, inciden negativamente en la población (Gonzalvo *et al.*, 2014; Castellote *et al.*, 2015), la sobrepesca (FAO, 2005), la contaminación por sustancias químicas (Fossi *et al.*, 2006; Bearzi *et al.*, 2009).

Por este motivo puede considerarse que el criterio D1C5 para la UG7-TT Aguas Costeras Peninsulares **NO ESTÁ EN BEA**.

INTEGRACIÓN DE TODOS LOS CRITERIOS PARA LA UG7-TT AGUAS COSTERAS PENINSULARES Y CONCLUSIÓN SOBRE EL BEA

En el caso de la UG7-TT Aguas Costeras Peninsulares, el resultado integrado, según el modelo de integración OAO es “**NO ESTÁ EN BEA**”.



Delfín mular (*Tursiops truncatus*)-UG8-TT Islas Baleares

En el Documento Mamíferos Marinos, 2012 no existía como tal la UG8-TT Islas Baleares, y los datos de base en dicho informe, hacían referencia a la especie en general en toda la demarcación. En muchos casos, para evitar repetitividad, tanto en presiones e impactos como en criterios, se hace alusión a otras demarcaciones, singularizando muy a grosso modo tanto la demarcación como la unidad de gestión, por lo que resulta una base comparativa algo difusa.

Criterio D1C1- Mortalidad por captura accidental

En el documento de EI del BEA no existe información específica sobre el estatus ambiental del criterio D1C1 para la UG8-TT Islas Baleares. 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”**.

En la base de datos aportada por la comunidad de las Islas Baleares el período comprendido entre 2011-2017 no hay registros de ejemplares de delfín mular varados con signos compatibles con captura accidental proporcionados. Según la base de datos BEVACET se registraron 2 ejemplares de delfín mular varados con signos compatibles con captura en las islas Baleares.

La captura accidental, así como las agresiones directas, han sido reconocidas como un serio problema de conservación para el delfín mular en las Islas Baleares desde la última década del siglo pasado, cuando se calculó que, sin conocer el balance total, hasta 30 delfines morían por la interacción entre dicha especie y las pesquerías en el archipiélago (Silvani *et al.*, 1992). Los efectivos poblacionales que son baja por este motivo, ascienden hasta 60 en trabajos más modernos (Brotons *et al.*, 2008a), aunque, como indican los autores, falta robustez en el cálculo. Sin embargo, son numerosos los datos y publicaciones que exponen la grave problemática que la mortalidad asociada a la actividad pesquera en Baleares puede tener sobre la población residente de delfín mular (Fernández-Contreras *et al.*, 2002; Brotons y Grau, 2005; Sagarminaga *et al.*, 2006; Brotons *et al.*, 2008a; Brotons, 2016).

Vázquez *et al.*, (2014) indican una tasa de varamiento por captura accidental para el delfín mular del 24% referida a las Islas Baleares para el periodo 1998-2013, siendo la el trasmallo arte de pesca implicado.

En las diferentes memorias sobre el seguimiento de los varamientos de cetáceos realizadas por la Fundación Marineland-Palmitos y Fundación Aspro-Ocio por encargo de la Conselleria de Agricultura y Medio Ambiente del Gobierno Balear entre 2001 y 2011, en donde se contempla la problemática de las interacciones, el porcentaje de delfines mulares sobre el total de varamientos presenta una tendencia a la baja, y por el contrario, el número de éstos que mostraban evidencias de muerte por captura accidental era al alza, corroborando las sospechas de aquellos que consideraban insostenible la pérdida de efectivos en la población por este motivo (Brotons y Grau, 2005). Sin embargo, revisando los datos de varamientos de los últimos 3 años, (Palma Aquarium), la presencia del delfín mular parece estabilizarse (19, 27 y 23% del total de animales en 2015, 2016 y 2017), aunque la mortalidad asociada a pesca, continua siendo muy elevada (16, 33 y 40% de delfines mulares varados en 2015, 2016 y 2017 con indicios de interacción).

La no existencia de valores de base de las capturas accidentales así como de los umbrales, así como el desconocimiento efectivo de la evolución de las muertes por interacción por pesca en las Baleares, no permite evaluar el estado del criterio D1C1 para la UG8-TT Islas Baleares.

Criterio D1C2- Abundancia de la población

En el documento de EI del BEA se citan dos estimas de abundancia para el delfín mular que se correspondería con el área de la UG8-TT Islas Baleares. En el año 2004 Forcada y colaboradores realizaron una estima de abundancia conjunta de 7654 individuos (CV = 0,47; 95% IC = 1.608-15.766) para la costa de Cataluña y Baleares. También estimaron la abundancia de delfines en las aguas costeras del archipiélago balear y el resultado varió desde 727 individuos (CV = 0,47, 95% IC = 149-1.481) en la primavera de 2002 a 1333 individuos (CV = 0,44, 95% IC = 419-2.617) en otoño del mismo año 2002, con una estima media de 1030 animales (CV = 0,35, 95% IC = 415-1.849) (Forcada *et al.*, 2004). El diagnóstico de evaluación del estado para el criterio “1.2. Tamaño poblacional” en el caso del delfín mular de la DM levantino- balear fue de **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

En 2014, Gonzalvo y colaboradores realizaron una estima de abundancia para las aguas costeras de Baleares que resultó menor que la registrada en 2004 con 517 individuos (CV=12,4, 95% IC = 406-658) (Gonzalvo *et al.*, 2014). Sin embargo, ambas estimas no son estrictamente comparables. Entre otras razones, porque se obtuvieron por metodologías distintas. Mediante censo aéreo la primera, y por captura-marca-recaptura mediante fotoidentificación, la segunda. Además, tal y como indican Gonzalvo y colaboradores, los cruceros para identificación fueron realizados en primavera y verano, cuando la población de delfín mular parece alejarse de la costa debido al aumento de la presión antrópica (Castellote *et al.*, 2015).

Considerando que, aunque se tienen ciertos valores de referencia, ni la precisión de los mismos ni de su comparativa, permite asegurar un valor real de la población de delfines mulares en las Islas Baleares y que se desconocen los valores umbrales a partir de los cuales deberían aplicarse medidas correctoras, el **criterio D1C2** para la UG8-TT Islas Baleares no se ha podido evaluar.

Criterio D1C3- Características demográficas de la población

En el documento de EI del BEA no existe información específica sobre el estatus ambiental del criterio D1C3 para la UG8-TT Islas Baleares. 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”**.

No existe estudio alguno de carácter reciente sobre las características demográficas de la población de delfín mular en las Islas Baleares, exceptuando aquellos que la identifican como aislada de la población peninsular y fragmentada entre Gimnesias y Pitiusas (Borrell *et al.*, 2006; Alomar *et al.*, 2013; Brotons y Islas-Villanueva, 2013; Gonzalvo *et al.*, 2014; Brotons, 2016).

Debido a la falta de información sobre el criterio D1C3 para la UG8-TT Islas Baleares su estado no se ha podido evaluar.

Criterio D1C4- Rango y patrón de distribución de la población

En el documento de EI del BEA se comenta que existe poca información sobre la distribución espacial de esta especie, siendo islas Baleares una de las zonas conocidas de su distribución. 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”**.

Los datos de varamientos y avistamientos confirman la presencia del delfín mular sobre toda la plataforma continental de las Islas Baleares, aunque presente preferencias locales y temporales (Brotons *et al.*, 2009; Brotons *et al.*, 2010; Brotons *et al.*, 2011; Castellote *et al.*, 2015; Brotons, 2016) Fundación Aspro-Natura, 2006-2011, Fundación Marineland-Palmitos 2001, 2003, 2005).

A pesar de no disponer de información precisa y ad hoc referida a este criterio, a partir de la presencia continua de la especie en las Islas Baleares, podría concluirse que para el criterio D1C4 la UG8-TT Islas Baleares **ESTÁ EN BEA**.

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 UG8-TT Islas Baleares.

El régimen alimenticio del delfín mular, basado en un 100% de especies comerciales (Blanco *et al.*, 2001) hacen que sea una fuente de conflicto con los pescadores. Además, es el cetáceo más costero del Mediterráneo (Duguy, 1989). Esta proximidad a la costa, lugar donde se concentran la mayoría de impactos antropogénicos, conjuntamente con la competencia con los pescadores, hacen que el delfín mular sea la especie de cetáceo potencialmente más agredida del Mediterráneo (Duguy, 1989).

Puede considerarse que no se han producido cambios en el tipo de hábitat ocupado por la especie en las Islas Baleares. Sin embargo, este hábitat se encuentra expuesto a numerosas presiones antropogénicas, algunas agudas y estacionales como el aumento de la contaminación acústica ligada a la alta presencia de embarcaciones en verano, y que se ha demostrado, inciden negativamente en la población (Gonzalvo *et al.*, 2014; Castellote *et al.*, 2015), y otras crónicas, como la sobrepesca.

Por este motivo puede considerarse para el criterio D1C5 la UG8-TT Islas Baleares **NO ESTÁ EN BEA**.

INTEGRACIÓN DE TODOS LOS CRITERIOS PARA LA UG8-TT ISLAS BALEARES Y CONCLUSIÓN SOBRE EL BEA

En el caso de la UG8-TT Islas Baleares, el resultado integrado, según el modelo de integración OOA es **“NO ESTÁ EN BEA”**.

Delfín listado (*Stenella coeruleoalba*) UG12-SC Mediterráneo occidental

El delfín listado es la especie de cetáceo más frecuente y abundante en el mar Mediterráneo (Perrin *et al.*, 2009) y su presencia se halla bien documentada. A raíz de una epizootia sufrida a principios de los años 90, se multiplicaron los esfuerzos para conocer su tamaño poblacional (Forcada *et al.*, 1994) y su evolución posterior (Forcada y Hammond, 1998). Un segundo episodio de mortalidad por *morbillivirus* (Raga *et al.*, 2008), estudios de los posibles efectos co-adyuvantes de PCBs (Aguilar y Raga, 1993; Aguilar y Borrell, 1994; Borrell *et al.*, 2006) y estudios sobre cambios de dieta (Gómez-Campos *et al.*,



2011), identificaron a la especie como buen indicador en el Documento Mamíferos Marinos 2012 de Estrategias Marinas en la DM levantino-balear, por lo que dispone de cierta base lógica comparativa.

Criterio D1C1- Mortalidad por captura accidental

Aunque en el documento de EI del BEA no existe información específica sobre el estatus ambiental del criterio D1C1 para la UG12-SC Mediterráneo Occidental, se concluye que *“las interacciones con la pesca no han sido consideradas uno de los principales problemas de amenaza para los delfines listados en el Mediterráneo, que se producen en zonas de mar adentro de alta productividad”*. Sin embargo, según Aguilar (2000) la captura accidental ha sido identificada como uno de los impactos antropogénicos más importantes para la conservación del delfín listado en el Mediterráneo. 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 listado como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

En la base de datos aportada por las CCAA en el período comprendido entre 2011-2017 hay 7 registros de delfines listados varados con signos compatibles con captura accidental; 4 en Cataluña y 3 en la comunidad de Valencia. Según la base de datos BEVACET se registraron 2 ejemplares de delfines listados varados con signos compatibles con captura en las islas Baleares.

Vázquez *et al.*, (2014) indican una tasa de varamiento por captura accidental para el delfín listado del 3% referida a las Islas Baleares para el periodo 1998-2013, 2% referida a la Comunidad Valenciana para el periodo 1990-2009 y 4% referida a Cataluña para el periodo 1998-2013.

La captura accidental derivada del uso de redes de deriva para la pesca de grandes pelágicos, especialmente el pez espada (*Xiphius gladius*), ha causado en el Mediterráneo occidental mortalidades insostenibles para distintas especies de cetáceos desde mediados de los años 80 hasta años después de su ilegalización (Notarbartolo di Sciara, 1990; ACCOBAMS, 2003; Tudela *et al.*, 2005; Pace *et al.*, 2008).

El delfín listado ha sido una de las especies más afectadas por el uso de dicha modalidad de pesca (Silvani *et al.*, 1999). Aunque no hay estimas de la mortalidad producida en el Mediterráneo occidental, cálculos realizados en Alborán, donde la flota marroquí capturó entre 3110-4184 delfines listados y comunes anualmente (Tudela *et al.*, 2005) pueden servir de referencia para valorar el impacto de dicha pesquería.

La Comisión Europea, la Comisión Internacional para la conservación del Atún Atlántico (ICCAT), la Comisión General de Pesca del Mediterráneo (CGPM), el Acuerdo sobre la Conservación de los Cetáceos en el Mar Negro, el Mar Mediterráneo y la Zona Atlántica Contigua (ACCOBAMS), promueven mediante diferentes resoluciones la prohibición de las redes de deriva en la DM. Sin embargo su aplicación ha sido lenta, y es probable que existan buques ocupados en el uso de redes ilegales (Notarbartolo-Di-Sciara, 2014). En 2007, se calculó que existían todavía entre 500 y 600 redes de deriva ilegales en el Mediterráneo y que en 2013, todavía existían barcos en activo en Albania y Túnez (Baulch *et al.*, 2014). Es complejo valorar el impacto de la flota tunecina sobre el delfín listado en aguas de la DM levantino-balear sin dedicar un programa de seguimiento específico.

Aunque la mortalidad con pesca puede afectar a otras pesquerías, parece que, el impacto es mucho menor o casi desdeñable. Considerando el carácter pelágico de la especie, con presencia en aguas profundas (Gómez de Segura *et al.*, 2004; Gómez de Segura *et al.*, 2006), se reduce enormemente el tipo de arte pesquero coincidente espacialmente con la especie. De entre ellos, destaca por su frecuencia el palangre de superficie. Entre 2000 y 2009, con el seguimiento de 5,398,297 anzuelos, se registraron 56 capturas accidentales de cetáceos, 8 de delfín listado (López *et al.*, 2012), por lo que puede considerarse que el impacto de dicha pesquería es menor.

Debido a que no se dispone de valores de base de las capturas accidentales así como de los valores umbrales, no es posible concluir el estado del criterio D1C1 para la UG12-SC Mediterráneo occidental.

Criterio D1C2- Abundancia de la población

En el documento de EI del BEA se citan varias estimas de abundancia para el delfín listado que se correspondería con el área de la UG12-SC Mediterráneo occidental. Forcada *et al.*, (1994) obtuvieron una estima de 117.880 (95% CI: 68.379-214.800) delfines listados para el Mediterráneo occidental. Forcada *et al.*, (1998) estimaron la población de delfines listados para el Mediterráneo noroccidental en 48.098 individuos (CV: 0,24). Gómez de Segura *et al.*, (2006) estimaron una abundancia de 15.778 delfines listados en las aguas del Mediterráneo central español (desde el delta del Ebro, en Tarragona, hasta Águilas, en Murcia). El diagnóstico de evaluación del estado para el criterio “1.2. Tamaño poblacional” en el caso del delfín listado de la DM levantino- balear fue de **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

Actualmente se desconoce el tamaño poblacional del delfín listado en la demarcación levantino-balear, ni existen valores de referencia para el total del área.

Considerando que, aunque se tienen valores de referencia, ni la precisión de los mismos ni su vigencia, permite asegurar un valor real de la población de delfines listados en la demarcación y que se desconocen los valores umbrales a partir de los cuales deberían aplicarse medidas correctoras, por tanto no se puede evaluar el estado del criterio D1C2 para la UG12-SC Mediterráneo occidental.

Criterio D1C3- Características demográficas de la población

En el documento de EI del BEA la única información específica sobre el estatus ambiental sobre el criterio D1C3 para la UG12-SC Mediterráneo occidental, se refiere a edad de madurez sexual (12 años para hembras y 11,3 años para machos) y longitud corporal media máxima (1.94 m para las hembras y 2 m para los machos). 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 listado como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

No se han encontrado estudios sobre el criterio D1C3 en la DM levantino- balear entre 2011 y 2017.

Considerando la falta de información sobre el criterio D1C3 para la UG12-SC Mediterráneo occidental no se puede realizar su evaluación.

Criterio D1C4- Rango y patrón de distribución de la población

En el documento de EI del BEA se indica que el delfín listado es una especie distribuida de forma general por toda el área levantino-balear. En la Comunidad Valenciana se encuentra distribuido por todas las aguas, especialmente en aguas del talud continental del golfo de Valencia y en aguas del sur de Alicante con profundidades preferentes entre 900 y 1.900 m. 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 listado como “**No se puede diagnosticar por falta de información robusta**”.

Sus densidades varían según el área (Forcada *et al.*, 1994; Forcada y Hammond, 1998) y no se han detectado cambios estacionales en cuanto a la distribución y a la densidad de animales (Gómez de Segura *et al.*, 2006).

A pesar de que la información referida a este criterio, parece indicar que se ha alcanzado el BEA, ante la falta de datos más recientes en toda la cuenca, no puede concluirse que el estatus del BEA para el criterio D1C4, Rango de distribución para la UG12-SC Mediterráneo occidental.

Criterio D1C5- Hábitat de la especie

En el documento de EI del BEA la información referente al criterio D1C5 para la UG12-SC Mediterráneo occidental, se centra en datos sobre la dieta.

En términos generales, el delfín listado se alimenta de una gran variedad de peces, crustáceos y cefalópodos, derivado de su carácter oportunista (Würtz y Marrale, 1993). Es por ello que diferentes estudios difieren en la composición de la dieta (Pulcini *et al.*, 1992; Blanco *et al.*, 1995; Gómez-Campos *et al.*, 2011; Aznar *et al.*, 2012). Parece demostrado que el delfín listado ha registrado un cambio en su dieta (Gómez-Campos *et al.*, 2011; Aznar *et al.*, 2012; Aznar *et al.*, 2017) aunque su relación con el agotamiento de ciertos stocks (FAO, 2005) no parece ser directa, por lo que hay que postular que este efecto sea indirecto o sea debido a otras causas.

Puede considerarse que no se han producido cambios en el tipo de hábitat ocupado por la especie en el Mediterráneo Occidental. Sin embargo, este hábitat se encuentra expuesto a numerosas presiones antropogénicas, como la sobrepesca (FAO, 2005), plásticos, el aumento de la contaminación acústica y química... Aunque sobre estos últimos aspectos, recientes estudios plantean cierta mejora en la presencia de metales pesados (Borrell *et al.*, 2014), la confluencia del resto implican un impacto nada desdeñable.

Por este motivo puede considerarse que para el criterio D1C5 la UG12-SC Mediterráneo occidental **NO ESTÁ EN BEA**.

INTEGRACIÓN DE TODOS LOS CRITERIOS PARA LA UG12-SC MEDITERRÁNEO OCCIDENTAL Y CONCLUSIÓN SOBRE EL BEA

En el caso de la UG12-SC Mediterráneo occidental, no puede realizarse la integración de los criterios ya que no se disponen de datos suficientes para muchos de ellos.

Calderón gris (*Grampus griseus*)- UG19-GG Mediterráneo occidental

El calderón gris fue escogido como indicador en el Documento Mamíferos Marinos 2012 de Estrategias Marinas, sin embargo, el conocimiento sobre la especie en la demarcación, es muy limitado. Aun así, acontecimientos recientes como su práctica desaparición de Liguria en los últimos años, sin conocer aún el motivo, su carácter de buceador profundo y su amplia distribución en la demarcación levantino-balear, hacen a la especie interesante como unidad de gestión para la evaluación del BEA.

Criterio D1C1- Mortalidad por captura accidental

En el documento de EI del BEA no existe información específica sobre el estatus ambiental del criterio D1C1 para la UG19-GG Mediterráneo occidental. 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 calderón gris como “**No se puede diagnosticar por falta de información robusta**”.

En la bases de datos aportadas por las CCAA en el período comprendido entre 2011-2017 solo hay un registro de calderón gris varado con signos compatibles con captura accidental en Cataluña. Según la base de datos BEVACET no se registraron ejemplares de calderón gris varados con signos compatibles con captura accidental en la DM levantino- balear.

Existen pocos datos sobre mortalidad de calderón gris por captura accidental. Siendo sus presas casi exclusivas, cefalópodos de aguas profundas, no entra en demasía en conflicto con los intereses de los pescadores.

La prohibición desde 2002 de las redes de deriva en la demarcación, aunque, su aplicación ha sido lenta, y es probable que existan buques ocupados en el uso de redes ilegales (Baulch *et al.*, 2014; Notarbartolo-Di-Sciara, 2014), hace poco probable la existencia de pérdidas poblacionales importantes en esta pesquería.

Vázquez *et al.*, (2014) indican una tasa de varamiento por captura accidental para el calderón gris del 4% referida a Cataluña para el periodo 1990-2009.

Probablemente, el arte de pesca con una mayor incidencia sobre la población del calderón gris sea el palangre de superficie que, como se ha registrado, captura accidentalmente individuos de la especie (López *et al.*, 2012). En dicho estudio, en un seguimiento entre 2000 y 2009, en el calado de 5398297 anzuelos, se produjeron un total de 33 capturas de calderón gris, sobre un total de 56 cetáceos capturados. Es decir, cerca de un 60% de la captura accidental de la pesquería era esta especie. Sin embargo, el número no parece importante para una especie tan ampliamente distribuida por la demarcación.

Debido a que no se conocen los valores de base de las capturas accidentales así como de los umbrales, no se puede evaluar el estado ambiental para el criterio D1C1 para la UG19-GG Mediterráneo occidental.

Criterio D1C2- Abundancia de la población

En el documento de EI del BEA existe una única estima de abundancia para el calderón gris que se correspondería con el área de la UG12-SC Mediterráneo occidental. (Gómez de Segura *et al.*, 2006) mediante muestreos aéreos entre 2001 y 2003, estimaron una población de 493 individuos (CV=

60,6%), aunque, al ser el tamaño de grupo pequeño, se podría estar subestimando a la población. Posteriormente, durante el desarrollo de los programas de seguimiento, se incluyó un nuevo valor de abundancia de referencia obtenido en el marco del proyecto INDEMARES de 267 (CV: 0,015) a partir de análisis de modelización espacial de datos correspondientes al periodo 1992-2010. La evaluación del estado para el criterio “1.2. Tamaño poblacional” en el caso del delfín listado de la DM levantino-balear no se puede diagnosticar por falta de información robusta.

No existen estimas de población para calderón gris en todo Mediterráneo occidental, aunque las densidades obtenidas en diferentes estudios son bajas en comparación con otros odontocetos (Bearzi *et al.*, 2011). A partir de cálculos por captura-marca-recaptura mediante fotoidentificación en el Santuario Pelagos, se estimó que la población era de 130 individuos (95%IC= 90-230) (Airoidi *et al.*, 2015). Otro estudio, por el mismo método y en la misma región, calculó una población, para el periodo 2000-2014 de 100 animales (95%IC= 60-220) (Azzellino *et al.*, 2016), aunque detectaron un declive importante de la población: de 120-150 para el periodo 2000-2005 a 70-100 en 2010-2014. Este descenso se ha agudizado hasta el extremo que entre 2014 y 2017, únicamente se ha realizado un avistamiento de la especie en el área. No se conocen las razones de este descenso, aunque se han recapturado individuos del área, a más de 500 km de la misma, en las costas catalanas.

Sin conocer el tamaño de población para el total de la demarcación, o valores aproximativos de un área importante que englobe la misma, sin conocer los posibles movimientos en el Mediterráneo occidental que a la vista de los datos conocidos puede ser importante, el estatus del BEA para el criterio D1C2 para la UG19-GG Mediterráneo Occidental no puede evaluarse..

Criterio D1C3- Características demográficas de la población

En el documento de EI del BEA no existe información específica sobre el estatus ambiental del criterio D1C3 para UG19-GG Mediterráneo occidental. 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 calderón gris como “**No se puede diagnosticar por falta de información robusta**”.

No existe estudio alguno de carácter reciente sobre las características demográficas de la población de calderón gris en el Mediterráneo occidental.

Considerando la falta de información sobre el criterio D1C3 para la UG19-GG Mediterráneo Occidental el estatus ambiental no puede evaluarse por falta de datos.

Criterio D1C4- rango y patrón de distribución de la población

En el documento de EI del BEA se indica que en las aguas de Cataluña la presencia del calderón gris es escaso, siendo sin embargo relativamente común en aguas de las Islas Baleares, abundando en la isobata cercana a los 1.000 metros, especialmente, en zonas donde la pendiente batimétrica es más marcada, como es el caso del este del archipiélago de Cabrera, donde se ha avistado en numerosas ocasiones. 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 listado como “**No se puede diagnosticar por falta de información robusta**”.

Observados los importantes movimientos de la especie en el Mediterráneo occidental en los últimos años, que han provocado su práctica extinción del mar de Liguria y que han aumentado sus densidades en las costas catalanas y las Islas Baleares (Brotons, com. per.), es obvio que existen muchas lagunas de conocimiento sobre la distribución de la especie en la demarcación. Si ya en el Documento Mamíferos Marinos 2012 de Estrategias Marinas, la información recogida era reducida, en estos momentos, el desarrollo de un programa de seguimiento se hace indispensable.

A partir de las importantes lagunas de información sobre distribución y presencia de la especie, es imposible concluir el estado para el criterio D1C4, Rango de distribución para la UG19-GG Mediterráneo occidental.

Criterio D1C5- Hábitat de la especie

En el documento de EI del BEA la información referente al criterio D1C5 para la UG19-GG Mediterráneo occidental, se centra en datos sobre la dieta.

A partir de varamientos en la Comunidad Valencia, zona central de la demarcación, se observó que la especie basa su alimentación en cefalópodos de distribución oceánica, de los que la especie más abundante fue *A. argo* (41,28%, SD 4,32), seguido de las familias *Ommastrephidae*, *Histioteuthidae* y *Onychoteuthidae* (Blanco *et al.*, 2006).

No parece que, a tenor de los conocimientos sobre la dieta de la especie en el Mediterráneo, exista una sobrepresión pesquera sobre el nicho.

Otras presiones sobre la especie son la ingesta de plásticos y el ruido submarino (Bearzi *et al.*, 2011) y al igual que prácticamente todos los odontocetos, la contaminación química. Sin embargo, el escaso conocimiento sobre la especie, su sensibilidad a las presiones, hace complicado valorar el estado del hábitat en relación a la especie.

Por este motivo no puede evaluarse el estatus del criterio D1C5 para UG19-GG Mediterráneo Occidental.

INTEGRACIÓN DE TODOS LOS CRITERIOS PARA LA UG19-GG MEDITERRÁNEO OCCIDENTAL Y CONCLUSIÓN SOBRE EL BEA

En el caso de la UG19-GG Mediterráneo Occidental, no puede realizarse la integración de los criterios a nivel de descriptor, por la falta de datos en muchos de ellos.

Cachalote (*Physeter macrocephalus*) UG20-PM Islas Baleares

El estatus del cachalote se trata conjuntamente para toda la demarcación en el anterior Documento Mamíferos Marinos 2012 de Estrategias Marinas y no se identifica la población asociada a las Islas Baleares como unidad de gestión. Así mismo, gran parte de la información viene asociado a referencias bibliográficas que hacen referencia a la especie a nivel mundial, por lo que resulta una mala base de comparación.

Criterio D1C1- Mortalidad por captura accidental

En el documento de EI del BEA existe información específica sobre el estatus ambiental del criterio D1C1 para la UG20-PM Islas Baleares. 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 calderón gris como “**No se puede diagnosticar por falta de información robusta**”. Las capturas accidentales en redes de deriva para la pesca de grandes pelágicos, especialmente el pez espada (*Xiphius gladius*), ha causado en el Mediterráneo Occidental mortalidades insostenibles desde mediados de los años 80 hasta años después de su ilegalización (Notarbartolo di Sciara, 1990; ACCOBAMS, 2003; Tudela *et al.*, 2005; Pace *et al.*, 2008). En los años 90, momento de máxima expansión de la pesquería por redes de deriva, los varamientos de cachalotes relacionados a interacciones con estas fueron muy abundantes y se consideró la mortalidad asociada como la principal amenaza para la especie (Podestà y Magnaghi, 1989; Lazaro y Martin, 1999; Notarbartolo di Sciara *et al.*, 2004).

Desde 2002 diversas regulaciones promovidas por la CE, ICCAT, CGPM y ACCOBAMS, han prohibido el uso de las redes de deriva en la demarcación. Sin embargo su aplicación ha sido lenta, y es probable que existan buques ocupados en el uso de redes ilegales (Notarbartolo-Di-Sciara, 2014). Es absolutamente crítico para la supervivencia del cachalote en el Mediterráneo que esta pesca ilegal sea completamente erradicada e incluso, cesando inmediatamente, las redes abandonadas continuarían siendo una amenaza para la especie durante largos años (Rendell y Frantzis, 2016).

Entre el año 1998 y 2003 el número de cachalotes varados por anualidad en las Islas Baleares no superaron la unidad (Brotons, 2016). Entre los años 2004 y 2008, este número se disparó hasta un máximo de 6, coincidiendo con el desplazamiento de la pesquería de deriva hacia la zona Balear (Lazaro y Martin, 1999). (Vázquez *et al.*, 2014) indican una tasa de varamiento por captura accidental para el cachalote del 20% referida a las islas Baleares para el periodo 1998-2013. Durante 2017, se encallaron 4 individuos.

En las bases de datos aportadas por las CCAA en el período comprendido entre 2011-2017 no hay registros de cachalotes varados con signos compatibles con captura accidental en Cataluña. Según la base de datos BEVACET no se registraron ejemplares de cachalotes varados con signos compatibles con captura accidental en la DM levantino- balear.

Al no poder concluir con certeza qué porcentaje de varamientos son debidos a estas interacciones y que en ocasiones son difíciles de evaluar ya que ocurren en aguas pelágicas, es comprometido valorar la evaluación de la mortalidad asociada las interacciones con pesca sin un seguimiento específico.

La no existencia de valores de base de las capturas accidentales así como de los umbrales, así como el desconocimiento efectivo de la evolución de las muertes por interacción por pesca en las Baleares, no permite concluir el estado del criterio D1C1 para la UG20-PM Islas Baleares.

Criterio D1C2- Abundancia de la población

En el documento de EI del BEA existen varias estimas de abundancia para el cachalote que se incluye el área de la UG20-PM Islas Baleares. Lewis *et al.* (2013) estima una abundancia de 586 (I.C. 95%: 333-1.033) cachalotes en la parte sur de la cuenca occidental del mar Mediterráneo, incluyendo el mar de Alborán, la cuenca argelina y la parte sur de la cuenca oceánica Sardino-Balear. Posteriormente,

durante el desarrollo de los programas de seguimiento, se incluyó un nuevo valor de abundancia de referencia obtenido por Rendel *et al.*, (com personal) de 442 individuos, con un 95% de CI entre 235-1.602, para aguas de las islas Baleares. El diagnóstico de evaluación del estado para el criterio “1.2. Tamaño poblacional” en el caso del cachalote de la DM levantino- balear fue de **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

Los datos obtenidos entre 1990 y 2008 en Baleares por fotoidentificación, eran incompatibles con una población mayor de 1.000 ejemplares, menor de 200 y con una mejor aproximación de 400 (Brotons, 2015). Con los datos hasta 2014, la estima era muy similar: 442 (95% IC=235-1.602), (Brotons, 2015). En 2018, con el análisis de datos hasta 2017, la estima ha sido de 211 animales (95% IC=115-446) y una tasa de mortalidad de 0,058 (Rendell, com.per.). A pesar de que la población parece mantenerse estable, o incluso aumentar ligeramente en sus efectivos, los grandes intervalos de confianza de las estimas, impiden ser categóricos a este respecto. Únicamente con una mayor intensidad de trabajo de campo, será posible obtener la información necesaria para ahondar en este conocimiento.

Considerando que, aunque se tienen valores de referencia, ni la precisión de los mismos ni de su comparativa, permite asegurar un valor real de la población de cachalotes en las islas Baleares y que se desconocen los valores umbrales a partir de los cuales deberían aplicarse medidas correctoras, el estado del criterio D1C2 para la UG20-PM Islas Baleares esno se puede evaluar.

Criterio D1C3- Características demográficas de la población

En el documento de EI del BEA no existe información específica sobre el estatus ambiental del criterio D1C3 para UG20-PM islas Baleares. 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 cachalote como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

No existe estudio alguno de carácter reciente sobre las características demográficas de la población de cachalotes en las Islas Baleares, o el Mediterráneo occidental.

Considerando esta falta de información, no se puede evaluar el criterio D1C3 para la UG20-PM islas Baleares.

Criterio D1C4- Rango y patrón de distribución de la población

En el documento de EI del BEA se indica que la presencia de cachalotes en las islas Baleares es heterogénea y presenta zonas de alta densidad en comparación a áreas de, prácticamente, inexistencia (Pirotta, 2011). 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 cachalote como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

Además, esta distribución, parece haber cambiado en los últimos años, aumentando su densidad en el Canal de Mallorca, por ejemplo, Rendell *com. per.*, así como su tasa de encuentro, que parece aumentar a partir de 2013 Brotons & Rendell *com. per.* Sin embargo, ha quedado demostrado que la especie usa en sus movimientos toda la cuenca occidental del Mediterráneo (Carpinelli *et al.*, 2014). El muestreo realizado hasta la fecha presenta un sesgo temporal, ya que las campañas tienen lugar alrededor del verano. Por ello, es impreciso considerar ni que el rango ni el patrón cambian, sin

certificar que dicho cambio no es únicamente producto de variaciones temporales discretas y de nuevo, se requiere la puesta en marcha de un plan de seguimiento estable.

A pesar de que la información referida a este criterio, parece indicar que se ha alcanzado el BEA, ante la falta de precisión temporal de la misma, no se puede realizar una evaluación fiable del estado del criterio D1C4, Rango de distribución para la UG20-PM Islas Baleares por falta de datos.

Criterio D1C5- Hábitat de la especie

En el documento de EI del BEA la información referente al criterio D1C5 para la UG19-GG Mediterráneo occidental, se centra en datos sobre la dieta. La dieta general de los cachalotes puede definirse como teutófaga con un alto porcentaje de cefalópodos mesopelágicos (Perrin *et al.*, 2009). La naturaleza de estas presas, hace complicado el análisis de contenidos estomacales y heces para estudios de dieta, debido a la rápida digestión de los materiales frescos y al sesgo asociado al análisis de los picos (Whitehead, 2003). La dieta de los cachalotes es variada (Clarke *et al.*, 1976; Clarke, 1980; Clarke *et al.*, 1993), cambia entre áreas (Whitehead, 2003), en el tiempo en una misma localización (Kawakami, 1980; Smith y Whitehead, 1993) y entre individuos (Clarke *et al.*, 1993). Los cachalotes forrajean continuamente, pasando alrededor del 75% de su tiempo en actividades asociadas a la alimentación (Best, 1999). Las presas preferidas en numerosos estudios pertenecen a la familia Histioteuthidae, cefalópodos mesopelágicos (Clarke *et al.*, 1976; Smith y Whitehead, 2000), verificado también en el Mediterráneo (Roberts, 2003; Astruc y Beaubrun, 2005), aunque otros estudios de isótopos en el Mediterráneo indican que además de cefalópodos, su dieta incluye peces (Capelli *et al.*, 2008; Praca *et al.*, 2011).

No parece que, a tenor de los conocimientos sobre la dieta de la especie en el Mediterráneo, existe una sobrepresión sobre el nicho o cambios importantes en su hábitat alrededor de las islas Baleares.

Puede considerarse que no se han producido cambios en el tipo de hábitat ocupado por la especie en las Islas Baleares. Sin embargo, este hábitat se encuentra expuesto a numerosas presiones antropogénicas, como el aumento de la contaminación acústica ligada a la alta presencia de embarcaciones que se ha demostrado, inciden negativamente en la población, y una mortalidad asociada al atropello con grandes buques (Brotons, 2015).

Tal es la importancia de la zona y tales son las presiones, que la zona ha sido declarada IMMA (Important Marine Mammal Area status), por la IUCN, <https://www.marinemammalhabitat.org/imma-atlas/>.

Por este motivo puede considerarse que para el criterio D1C5 la UG20-PM Islas Baleares **NO ESTÁ EN BEA**.

INTEGRACIÓN DE TODOS LOS CRITERIOS PARA LA UG20-PM ISLAS BALEARES Y CONCLUSIÓN SOBRE EL BEA

En el caso de la UG20-PM Islas Baleares, a pesar de que el único criterio calificado como “NO ESTA EN BEA” es el criterio D1C5 y es un criterio secundario, el resultado integrado, según el modelo de integración OOA0 y el criterio de experto, en este caso es “**NO ESTA EN BEA**”.

Rorcual común (*Balaenoptera physalus*) UG23-BP Mediterráneo occidental

El rorcual común es el único misticeto observado comúnmente en el Mediterráneo occidental, cuya población es considerada como subpoblación aislada del resto de poblaciones del Atlántico norte, y, aunque más abundante en la región noroccidental, abarca toda la cuenca (Reeves y Notarbartolo di Sciara, 2006; Commission, 2009; Otero y Conigliaro, 2012). El límite de su distribución en su zona de conexión atlántica no se conoce con exactitud, aunque se asume que el estrecho de Gibraltar podría no ser una barrera geográfica y podrían encontrarse animales mediterráneos al sur de Portugal y aguas adyacentes del Estrecho, por lo que su límite se ha definido de forma arbitraria entre el noroeste de Marruecos y el suroeste de Portugal (Commission, 2009). Debido a sus costumbres pelágicas en prácticamente todos los aspectos de su vida, la mayor parte de sus características biológicas y ecológicas son desconocidas. Estudios recientes, han hecho replantearse la identidad de los rorcuales presentes en el Mediterráneo, ya que se han identificado, dos patrones acústicos diferenciados, uno de características acústicas similares a los rorcuales del archipiélago de las Azores y otro, de distinto del resto de muestras y común para las grabaciones del Mediterráneo (Castellote *et al.*, 2012b).

La especie no fue seleccionada como indicadora en el Documento 2012 Mamíferos Marinos de Estrategias, aunque, el hecho de ser el único representante de entre los misticetos común en la demarcación Levantino-Balear, la hacen indispensable para la correcta evaluación del BEA.

Criterio D1C1- mortalidad por captura accidental

En el documento de EI del BEA existe información específica sobre el estatus ambiental del criterio D1C1 para la UG23-BP Mediterráneo Occidental. 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 rorcual común como “**No se puede diagnosticar por falta de información robusta**”. En el Mediterráneo y para el rorcual común, las interacciones con artes de pesca no parecen ser un problema evidente (Notarbartolo di Sciara, 1990) y, aunque se han registrado evidencias de enmalle en redes de deriva, (Di Natale y Mangano, 1983; Duguy *et al.*, 1983; Podestà y Magnaghi, 1989), su incidencia es muy baja.

(Vázquez *et al.*, 2014) indican una tasa de varamiento por captura accidental para el cachalote del 20% referida a las islas Baleares para el periodo 1998-2013 y 10% referida a Cataluña para el periodo 1990-2009.

En la bases de datos aportadas por las CCAA en el período comprendido entre 2011-2017 no hay registros de rorcuales comunes varados con signos compatibles con captura accidental en Cataluña. Según la base de datos BEVACET no se registraron ejemplares de rorcuales comunes varados con signos compatibles con captura accidental en la DM levantino- balear.

Considerando que desde 2002, diversas regulaciones promovidas por la CE, ICCAT, CGPM y ACCOBAMS, han prohibido el uso de las redes de deriva en la demarcación, y a pesar de que su aplicación ha sido lenta, y es probable que existan buques ocupados en el uso de redes ilegales (Notarbartolo-Di-Sciara, 2014), tal y como ha quedado demostrado en países como Albania y Túnez (Baulch *et al.*, 2014), debe asumirse que la presión de esta actividad ha disminuido.

Las capturas en otros artes de pesca en la demarcación deben considerarse anecdóticos.

La definición de BEA para el criterio indica que “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 esté asegurada” y el OA que “no se produce un incremento estadísticamente significativo de las capturas accidentales en relación a los valores de referencia establecidos”.

Teniendo en cuenta que en pleno uso de redes de deriva, su impacto sobre la especie en la demarcación levantino-balear era considerado bajo, y que este arte, ha disminuido su presencia; que actualmente, ningún otro arte parece ser susceptible de capturar individuos de la especie de manera importante, puede concluirse que para el criterio D1C1 la UG23-BP Mediterráneo Occidental **ESTÁ EN BEA**.

Criterio D1C2- Abundancia de la población

En el documento de EI del BEA (MAGRAMA, 2012) no existen estimas de abundancia para el rorcual común referente al área de la UG23-BP Mediterráneo Occidental. El diagnóstico de evaluación del estado para el criterio “1.2. Tamaño poblacional” en el caso del rorcual común de la DMLEBA fue de **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

Posteriormente, durante el desarrollo de los programas de seguimiento, se incluyó un nuevo valor de abundancia de referencia obtenido por Panigada *et al.*, (2011) de 3.500 (CV: 0,05).

Actualmente no se ha bien definido el tamaño de la población de rorcuales comunes en el mar Mediterráneo, a pesar de que se han realizados varios censos, especialmente en la cuenca oeste.

En verano de 1991, en época de alimentación, se estimó una población total para la cuenca occidental de 3.583 individuos (SE= 967, 95%IC= 2.130-6.027) (Forcada *et al.*, 1996) y en 1992, únicamente para la cuenca liguro-provenzal, y también en verano, se contabilizaron un total de 901 individuos (CV= 0,217, 95% IC= 591-1.374). La falta de datos sobre su distribución y dinámica poblacional impiden obtener una cifra más precisa. Debe contemplarse que la demarcación levantino-balear se sitúa en una zona de uso común por las poblaciones atlánticas y mediterráneas (di Sciara *et al.*, 2016), que sus efectivos serán inferiores a 10.000 animales adultos sometidos a constantes amenazas que son responsables de su declive, aunque no hay suficientes datos ni sobre su abundancia ni sobre su tendencia como para confirmarlo (di Sciara *et al.*, 2016).

Considerando que, aunque se tienen algunos valores de referencia, ni la precisión de los mismos ni de su comparativa, permite asegurar un valor real de la población y que se desconocen los valores umbrales a partir de los cuales deberían aplicarse medidas correctoras, el estado del criterio D1C2 para la UG23-BP Mediterráneo Occidental no se ha podido evaluar por falta de datos.

Criterio D1C3- Características demográficas de la población

En el documento de EI del BEA no existe información específica sobre el estatus ambiental del criterio D1C3 para UG23-BP Mediterráneo occidental. 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 rorcual común como **“No se puede diagnosticar por falta de información robusta”**.

No existe estudio alguno entre 2011 y 2017 sobre las características demográficas de la población de rorcual común en el Mediterráneo occidental.

Considerando la falta de información sobre el criterio D1C3 para la UG23-BP Mediterráneo Occidental no puede realizarse su evaluación.

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 UG23-BP Mediterráneo occidental. 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 rorcual común como “**No se puede diagnosticar por falta de información robusta**”.

La información disponible sobre la distribución del rorcual común en el Mediterráneo se centra en su cuenca noroccidental y en los meses de primavera y verano.

Son animales muy sensibles a las características fisiográficas del medio y presentan una clara preferencia por áreas pelágicas con elevados gradientes de batimetría, temperatura y mayor salinidad y concentración de clorofila (Forcada *et al.*, 1996; Mouillot y Viale, 2001; Littaye *et al.*, 2004; Laran y Drouot-Dulau, 2007; Azzellino *et al.*, 2008; Laran y Gannier, 2008; Panigada *et al.*, 2008; Cotté *et al.*, 2009; di Sciara *et al.*, 2016).

Su concentración en primavera y verano en el NW del Mediterráneo, coincide con la época de máxima productividad vinculado al frente Liguro-Provenzal (Le Vourch *et al.*, 1992), provocando blooms de zooplancton. Su presencia, directamente relacionada con la alimentación, ha definido el área como la primera zona de alimentación conocida de la especie en el Mediterráneo (NOTARBARTOLO-DI-SCIARA *et al.*, 2003). Sin embargo, se han descrito comportamientos de alimentación en otros lugares como la isla de Lampedusa (Marini *et al.*, 1996; Canese *et al.*, 2006) o el Mar Balear, frente a las costas del Garraf (De Vreese *et al.*; Tintoré Pujol-Soliano, 2016). Estas observaciones implican estrategias de alimentación diferentes a las descritas en Liguria y que explota recursos de forma generalista sin seguir el patrón típico de los rorcuales donde el invierno es el periodo de reproducción, del que no se han descrito áreas en el Mediterráneo. Los movimientos del rorcual común en el Mediterráneo son, en estos momentos, objeto de especulación, abonada por la falta de datos fuera del periodo primavera-verano.

La presencia del rorcual común en el oeste de la cuenca occidental, demarcación levantino-balear, es conocida tanto por varamientos como por avistamientos, que, a partir del Proyecto Mediterráneo, han provocado la declaración de una parte del área como ZEPIM.

A partir de la falta de datos de invierno, la controversia en la descripción de sus movimientos en la cuenca Mediterránea occidental y las grandes lagunas de información, no puede concluirse el estado del criterio D1C4, Rango de distribución para la UG23-BP Mediterráneo Occidental.

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 UG23-BP Mediterráneo occidental. El eufásido, *Meganictifanes norvegica*, ha sido descrito

como la principal dieta en el Mar Mediterráneo (Relini *et al.*, 1994), asociado especialmente a los blooms de máxima productividad por afloramientos en Liguria (Le Vourch *et al.*, 1992). Sin embargo, la alimentación en superficie en la zona de Lampedusa en invierno, se basa predominantemente por el eufásido *Nyctiphanes couchi* (Canese *et al.*, 2006). En cualquier caso, no existe presión pesquera alguna sobre dichas especies, por lo que el rorcual común en la demarcación no debe verse afectado por agotamiento del recurso.

Sin embargo, otros impactos sobre el hábitat de la especie suponen graves amenazas para la conservación de la misma.

Un gran número de sustancias químicas como dioxinas, PCBs, plaguicidas, alquilfenoles... alteran la capacidad reproductora y la supervivencia del rorcual en el Mediterráneo (Fossi *et al.*, 2006), impacto especialmente importante debido al elevado nivel de presión antrópica (Marsili, 2000; Fossi *et al.*, 2003).

En el caso del calentamiento global, del eufásido *Meganictifanes norvegica*, dieta principal en la cuenca noroccidental del Mediterráneo, se encuentra en el límite de su tolerancia ecológica, haciéndola muy vulnerable al calentamiento global (Learmonth *et al.*, 2006). Por esta razón, el calentamiento global es una amenaza directa a la supervivencia del rorcual común en la DM levantino-balear.

Una de las principales amenazas para la supervivencia de la especie en el mar Mediterráneo son las colisiones con buques comerciales (Panigada *et al.*, 2006). Estas colisiones se han documentado desde, al menos el siglo XIX y su frecuencia puede observarse en patologías de colecciones óseas (NOTARBARTOLO-DI-SCIARA *et al.*, 2003). De todos los cetáceos, el rorcual común es la especie más afectada por estas colisiones, no importa en qué cuenca (Laist *et al.*, 2001). En el Mediterráneo, el 16% de los varamientos documentados son causados por una colisión mortal y el número de colisiones se ha duplicado en un periodo de 20 años (Panigada *et al.*, 2006).

Ha de resaltarse también la afección por el ruido, tanto el crónico como el agudo, que ha quedado ampliamente demostrado dificulta diferentes aspectos de la vida natural de la especie (Castellote *et al.*, 2012a). La definición del BEA para el criterio D1C5 es: “el hábitat de la especie tiene la extensión y la condición necesarias para sostener las diferentes fases de su ciclo de vida”. Por este motivo puede considerarse para el criterio D1C5 para la UG23-BP Mediterráneo occidental **NO ESTÁ EN BEA**.

INTEGRACIÓN DE TODOS LOS CRITERIOS PARA LA UG23-BP MEDITERRÁNEO OCCIDENTAL Y CONCLUSIÓN SOBRE EL BEA

En el caso de la UG23-BP Mediterráneo occidental, no ha podido integrarse los criterios a nivel de descriptor por falta de datos.

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

La actualización de las definiciones de BEA para el grupo mamíferos marinos se ha realizado a nivel de criterio se han utilizado las recomendaciones de la Decisión (UE) 2017/848 de la Comisión:

D1C1: capturas accidentales: 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.

D1C2: La abundancia de la población de la especie no se ve afectada adversamente por las presiones antropogénicas, por lo que su viabilidad a largo plazo está asegurada.

D1C3: Las características demográficas de la población (por ejemplo, estructura por tallas o clases de edad, proporción de sexos, fecundidad y tasas de supervivencia) de la especie son indicativas de una población sana que no se ve afectada adversamente por presiones antropogénicas.

D1C4: El área de distribución de la especie y, cuando sea relevante el patrón, es consonante con las condiciones fisiográficas, geográficas y climáticas reinantes.

D1C5: El hábitat de la especie tiene la extensión y la condición necesarias para sostener las diferentes fases de su ciclo de vida

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 13. En cuanto 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 levantino- balear.

Tabla 13. Resumen de la actualización de la EI de los elementos y UGs seleccionadas para la DM levantino- balear. Las UGs con texto rojo se consideraron como “secundarias” (documento Programa de Seguimiento). Para mostrar la conclusión del BEA, tanto para cada cada criterio como para el resultado del proceso de integración (método OOA0: “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>)	UG7: TT aguas costeras peninsulares						
		UG8: TT Islas Baleares						
	Delfín listado (<i>Stenella coeruleoalba</i>)	UG12:SC Mediterráneo o Occidental						
INTEGRACION DEL GRUPO ODONTOCETOS PEQUEÑOS								



ODONTOCETOS DE AGUAS PROFUNDAS	Calderón gris (<i>Grampus griseus</i>)	UG19: GG Mediterráneo o Occidental						
	Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i>)	UG20: PM Islas Baleares						
INTEGRACION DEL GRUPO ODONTOCETOS DE AGUAS PROFUNDAS								
MISTICETOS	Rorcual común (<i>Balaenoptera physalus</i>)	UG23: BP Mediterráneo o Occidental						
INTEGRACION DEL GRUPO MISTICETOS								
INTEGRACION A NIVEL DE LA DM levantino- balear								

En la Tabla 13 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 levantino- balear. De los 3 elementos y 3 UGs que componen el grupo de pequeños odontocetos para la DM levantino- balear, sólo en el caso del criterio D1C5 se califica como “NO ESTÁ EN BEA” para las 3 UGs. El resultado integrado a nivel de grupo de cetáceos pequeño el resultado sería “NO ESTÁ EN BEA”, pero teniendo en cuenta que el modelo de integración que se está empleando tiene en cuenta el principio de precaución, quizás en este caso es un resultado más negativo de lo esperado. En el caso de los odontocetos de buceo profundo, de los 2 elementos y 2 UGs sólo en el caso del criterio D1C5 de la UG20-PM Islas Baleares se califica como “NO ESTÁ EN BEA”. El resultado de la evaluación del EA para el grupo de cetáceos de aguas profundas es el mismo que para el elemento, es decir, “NO ESTÁ EN BEA”. Por último, en el caso del grupo de los misticetos al haber solo 1 elemento (rorcual común) y 1 UG (UG23-BP Mediterráneo Occidental) a evaluar, el resultado de la integración coincidiría con el elemento y la UG , pero no puede realizarse por falta de datos.. El resultado de la integración de la evaluación del EA a nivel de la DM levantino-balear 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 área 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 en el 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. 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 Barcelona y el apéndice II de la Convención de Berna incluyen estas mismas especies.

Sólo la tortuga boba (*Caretta caretta*) puede considerarse de presencia habitual en la DM levantino-balear y por lo tanto sólo se incluye esta especie en la evaluación del grupo funcional tortugas marinas. La mayor parte de las tortugas bobas presentes en la DM levantino-balear son juveniles de menos de 70 cm de longitud curva de caparazón, tanto neríticos como oceánicos.

Las poblaciones fuentes para la tortuga boba son las Unidades de Gestión Regional (UGR) del Atlántico nororiental, la del Atlántico noroccidental y la del Mediterráneo, con proporciones variable (Carreras *et al.*, 2006 y 2011; Revelles *et al.*, 2007; Monzón-Argüello *et al.*, 2010; Clusa *et al.*, 2014), siendo la nidificación local (Carreras *et al.*, 2018) demográficamente irrelevante. La mayor parte de las tortugas presentes en la cuenca Argelina proceden de la Unidad Regional de Gestión del Atlántico noroccidental, mientras que el mar Mediterráneo es la fuente de la mayor parte de las tortugas presentes en la plataforma continental ibérica. La circulación superficial del agua del Mediterráneo occidental explica estas diferencias. La UGR del Atlántico nororiental aporta menos del 4% de los ejemplares. A este respecto, cabe remarcar que la contribución del Atlántico Noroccidental a las tortugas presentes en la cuenca Argelina ha pasado del 90 al 60% en los últimos 15 años (Carreras *et al.*, 2006, Clusa *et al.* 2014), fruto seguramente de una menor intensidad de nidificación en Florida durante la década de 2000 (Arent *et al.*, 2013). De todo lo anterior se puede decir que las tortugas bobas presentes en aguas del Mediterráneo español deberían dividirse en dos unidades de manejo distintas: una compuesta fundamentalmente de tortugas del Mediterráneo oriental, que habitan la costa europea al norte del cabo La Nao, y otra que se compone principalmente de individuos de colonias atlánticas que ocupan el mar de Alborán, las islas Baleares y la cuenca Argelina. Sin embargo, la DM levantino-balear combina las aguas del mar Catalano-balear con las de la cuenca Argelina, mientras la DM Estrecho y Alborán segrega a esta última de la cuenca Argelina.

Aunque los juveniles de tortuga boba pueden utilizar tanto hábitats oceánicos como neríticos, en la DM levantino-balear se produce una clara segregación, pues los ejemplares del litoral ibérico son principalmente neríticos (Cardona *et al.*, 2009) y los de la cuenca Argelina oceánicos (Cardona *et al.*, 2005; Revelles, 2007a y 2007b; Eckert *et al.*, 2008; Cardona y Hays, 2018). Se explica en parte por la tendencia de las tortugas de origen Mediterráneo a asentarse en hábitats neríticos antes que las de origen atlántico (Casale *et al.*, 2008). De todos modos, la densidad de tortugas bobas en la Plataforma Continental Ibérica fue, durante la década de 2000, muy superior a la densidad observada en la plataforma continental del archipiélago balear (2,6 tortugas km² vs. 0,08 tortugas km² respectivamente, una vez corregido por el tiempo en superficie; Gómez de Segura *et al.*, 2006; Cardona *et al.*, 2005 y 2009; Revelles *et al.*, 2007b). El censo de ACCOBAMS realizado en 2018 permitirá evaluar la existencia de variaciones en la densidad y en el patrón de distribución de la tortuga boba en la DM levantino-balear, aunque los resultados preliminares sólo permiten constatar la presencia de la especie en toda ella (<http://www.accobams.org/main-activites/accobams-survey-initiative/asi-preliminary-results/>). Será necesario esperar a la publicación de los resultados definitivos antes de realizar ninguna evaluación de cambios de densidad y patrón de distribución, aunque no parecen existir preferencias por hábitats específicos dentro de las dos unidades de manejo descritas (Gómez de Segura *et al.*, 2006; Luschi *et al.*, 2003; Cardona *et al.*, 2005; Revelles *et al.*, 2007a y 2007b; Eckert *et al.*, 2008). Por el contrario, la distribución de las tortugas bobas en la Cuenca Argelina se explica principalmente por el efecto de las corrientes dominantes (Cardona y Hays, 2018). A pesar de haberse descrito una posible migración estacional para las tortugas oceánicas de la DM levantino-balear en base a datos pesqueros



(Camiñas y de la Serna, 1995), estudios posteriores realizados mediante censos aéreos (Gómez de Segura *et al.*, 2006) y telemetría satelital no la han confirmado (Revelles *et al.*, 2007b; Eckert *et al.*, 2008).

Las tortugas bobas oceánicas de la DM levantino-balear se alimentan preferiblemente de zooplancton gelatinoso (Revelles *et al.*, 2007; Cardona *et al.*, 2012), mientras las de hábitos neríticos consumen peces e invertebrados bentónicos (Tomás *et al.*, 2001; Cardona *et al.*, 2012). Se discute si se ha producido un aumento de los eventos de anidación en las costas del Mediterráneo español durante los últimos 15 años o bien un simple aumento de la detección (Tomás *et al.*, 2008 y 2016; Carreras *et al.*, 2018). En cualquier caso, la tasa es de tan sólo 1,1 nido o intento de nidificación al año desde 1992, lo que resulta demográficamente irrelevante. Los análisis genéticos realizados sobre los neonatos de nidos españoles han demostrado la contribución tanto de progenitores atlánticos como mediterráneos a estas nidadas, por lo que no se trata de los restos de una población pretérita menguada debido al desarrollo turístico (Carreras *et al.*, 2018). Actualmente, la temperatura de la mayor parte de las playas de la DM levantino-balear son demasiado bajas como para producir un número elevado de hembras, salvo en el sureste (Pike, 2013; Marco *et al.*, 2016), pero esta situación probablemente cambie a medio plazo debido al cambio climático.

Criterios e indicadores aplicables para el descriptor 1- tortugas marinas:

CRITERIO	INDICADOR
D1C1: Mortalidad por captura accidental.	NA
D1C2: Abundancia de la población.	Densidad de ejemplares por kilómetro cuadrado.
D1C3: Características demográficas de la población.	Área de la superficie marina donde se detecta la tortuga boba
D1C4: Rango y patrón de distribución de la población.	No existe
D1C5: Hábitat de la especie	No se conocen bien las características del hábitat marino de la tortuga boba en el Mediterráneo occidental, pues los intentos de modelizarlo han fracasado (Eckert <i>et al.</i> , 2008).

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

La principal causa de mortalidad antropogénica de la tortuga boba en la DM levantino-balear es la captura accidental en palangre de superficie, seguida de la captura accidental por pesca de

arrastre (Bertolero *et al.*, 2003; Carreras *et al.*, 2004; Camiñas *et al.*, 2006; Álvarez de Quevedo *et al.*, 2010, 2013 y 2014; Báez *et al.* 2014 y 2018; Domènech *et al.*, 2015). La pesca accidental en palangre de superficie afecta principalmente a las tortugas bobas oceánicas de la cuenca Argelina, mientras la captura accidental por pesca de arrastre afecta principalmente a las tortugas neríticas del litoral de las provincias de Tarragona, Castellón y Valencia.

Conocemos bien las tasas de capturas accidentales estratificada por sistema de pesca y tenemos una idea de la mortalidad asociada durante las dos primeras décadas después del 2000 (Carreras *et al.*, 2004; Camiñas *et al.*, 2006; Álvarez de Quevedo *et al.*, 2010, 2013 y 2014; Domènech *et al.*, 2015; Báez *et al.* 2014). También tenemos una idea del número de tortugas presentes en aquella época en la plataforma continental de la península Ibérica y en la cuenca Argelina (Cardona *et al.*, 2005; Gómez de Segura *et al.*, 2006; Álvarez de Quevedo *et al.*, 2013). Podríamos pues, calcular la probabilidad anual de morir como resultado de la captura accidental en la plataforma continental Ibérica y en la cuenca Argelina. Sin embargo, no existen datos que permitan realizar este mismo cálculo para el período 2012-2018, salvo para la flota palangrera (Báez *et al.*, 2018) una vez se publiquen los resultados definitivos del censo realizado por ACCOBAMS en 2018.

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

Criterio D1C1: 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 tres UUGR implicadas penetra en la DM levantino-balear y por lo tanto no es posible evaluar el criterio D1C1. Sería mucho más útil estimar directamente la tasa de mortalidad anual y asumir un umbral de 0,2, pues los modelos disponibles para las UGR 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 existen datos para estimar ni la tasa de capturas accidentales ni la tasa de mortalidad anual en el período 2012-2018.

Criterio D1C2: No existe ningún modelo que permita estimar la capacidad de carga para ninguna de las dos especies de tortugas consideradas, por lo que resulta imposible dar un valor umbral para su densidad de población. De todos modos, a principios de la década de 2000, existían 2,6 tortugas km⁻² sobre la plataforma continental Ibérica y de 0,08 tortugas km⁻² en la cuenca Argelina, una vez los resultados de los censos aéreos (Cardona *et al.*, 2005; Gómez de Segura *et al.*, 2006) fueron corregidos por el tiempo de superficie (Cardona *et al.*, 2005 y 2009). El censo realizado por ACCOBAMS en 2018 permitirá estimar la densidad actual una vez se publiquen los datos definitivos y podamos evaluar entonces el criterio D1C2.

Criterio D1C3 no se ha evaluado ya que es un criterio secundario para el grupo tortugas marinas.

Criterio D1C4: Los conocimientos sobre la biología de la tortuga boba indican que debería aparecer tanto en los hábitats neríticos como oceánicos de las DM levantino-balear y por lo tanto el BEA se



alcanzaría si observamos dicha distribución. Los resultados preliminares del censo realizado en 2018 por ACCOBAMS indican que esta es la situación en el período 2012-2018 y por lo tanto se alcanzaría el buen estado ambiental con respecto al criterio D1C4.

Criterio D1C5: No ha sido posible identificar las características que definen con precisión el hábitat marino de estos ejemplares en la DM levantino-balear, a pesar de los esfuerzos de modelización realizados (Eckert *et al.*, 2008) por lo que resulta imposible dar un valor umbral y evaluar el criterio D1C5.

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

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 ninguna de las poblaciones fuente.

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:

Con la información disponible para el período 2012-2018, sólo es posible evaluar el criterio D1C4 y por lo tanto resulta imposible saber si se alcanza el buen estado ambiental.

3.1.4. Peces costeros

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

Elementos evaluados y área de evaluación:

La evaluación para peces costeros (infralitoral rocoso), viene vinculada a un programa de nueva creación. Por el momento se ha conseguido la puesta en marcha de dicho programa que ya está nutriendo de datos para dar respuesta al criterio D1C2 y determinar los indicadores que se van a utilizar. Por el momento se está trabajando con los indicadores de abundancia y biomasa de toda la comunidad de peces costeros del infralitoral rocoso a nivel de especie, abundancia y biomasa de estas especies a nivel funcional y a nivel de grupo trófico.

Para peces costeros (infralitoral rocoso), el área evaluada han sido las Islas Baleares y la costa de Cataluña de la demarcación levantino-balear. El rango temporal de los resultados obtenidos hasta el momento proceden de los meses de junio y julio de los años 2016 y 2017, pero no existe solapamiento temporal ni espacial.

Criterios e indicadores aplicables para el descriptor 1- tortugas marinas:

CRITERIO	INDICADOR
D1C1: Mortalidad por captura accidental.	No evaluado
D1C2: Abundancia de la población.	Abundancia y biomasa de toda la comunidad de peces costeros del infralitoral rocoso a nivel de especie, abundancia y biomasa de estas especies a nivel funcional y a nivel de grupo trófico.
D1C3: Características demográficas de la población.	Estructura de tallas de toda la comunidad de peces costeros del infralitoral rocoso a nivel de especie. El parámetro medido es la talla de todas las especies de peces costeros en el piso infralitoral rocoso (cm).
D1C4: Rango y patrón de distribución de la población.	NA
D1C5: Hábitat de la especie	NA

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

Las principales presiones identificadas para el grupo de peces costeros en la DM LEBA son :

- Perturbación de especies (por ejemplo, en sus zonas de cría, descanso y alimentación) debido a la presencia humana.
- Extracción o mortalidad / lesiones de especies silvestres, incluidas especies objetivo y no objetivo (mediante la pesca comercial y recreativa y otras actividades). Aporte de materias orgánicas: fuentes difusas y fuentes puntuales.
- 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.)

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

Criterio D1C2: La comunidad de peces costeros (infralitoral rocoso) se ha evaluado utilizando el método de censos visuales subacuáticos, Se seleccionaron los tramos del litoral de la LEBA que comprenden las Islas Baleares y la costa de Cataluña y se muestrearon con dos campañas, campaña INFRAROCK 2016 y campaña INFRAROCK 2017, respectivamente. Durante las campañas INFRAROCK

2016 e INFRAROCK 2017 se evaluaron un total de 37 localidades con diferente nivel de protección en el área de estudio, distribuidas en todo el archipiélago Balear y la costa de Cataluña. En total se han censado 86 especies costeras en el infralitoral rocoso del área muestreada para la demarcación Levantino-Balear. Se ha evaluado la abundancia de las especies censadas en las 37 localidades muestreadas. El detalle de los resultados obtenidos para la comunidad de peces obtenida en las campañas INFRAROCK se recogen en los informes de campaña (Vázquez-Luis et al. 2018 y Álvarez et al. 2018). Con toda la información se han elaborado bases de datos con las que se ha llevado a cabo un análisis preliminar de resultados de la comunidad de peces y permitirán detectar tendencias y evolución de comunidad o especies concretas a largo plazo (abundancia, biomasa, tallas...) así como patrones espaciales y/o temporales.

Cabe destacar la transversalidad de los datos aportados de peces costeros con el D2 y el D4.

Criterio D1C3: se han realizado dos campañas piloto de muestreo durante los años 2016 y 2017 en la Demarcación Marina Levantino-Balear (LEBA). Se seleccionaron los tramos del litoral de la LEBA que comprenden las Islas Baleares y la costa de Cataluña y se muestrearon con dos campañas, campaña INFRAROCK 2016 y campaña INFRAROCK 2017, respectivamente. Durante las campañas INFRAROCK 2016 e INFRAROCK 2017 se evaluaron un total de 37 localidades con diferente nivel de protección en el área de estudio, distribuidas en todo el archipiélago Balear y la costa de Cataluña. En total se han censado 86 especies costeras en el infralitoral rocoso del área muestreada para la demarcación Levantino-Balear. Se ha evaluado la estructura de tallas de las especies censadas en las 37 localidades muestreadas. El detalle de los resultados obtenidos para la comunidad de peces obtenida en las campañas INFRAROCK se recogen en los informes de campaña (Vázquez-Luis et al. 2018 y Álvarez et al. 2018). Con toda la información se han elaborado bases de datos con las que se ha llevado a cabo un análisis preliminar de resultados de la comunidad de peces y permitirán detectar tendencias y evolución de comunidad o especies concretas a largo plazo (talla media, talla máxima...) así como patrones espaciales y/o temporales.

Cabe destacar la transversalidad de los datos aportados de peces costeros con el D2 y el D4.

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

Para peces costeros (infralitoral rocoso) la definición de BEA así como los valores umbrales están vinculados a un programa de seguimiento de nueva creación, y por lo tanto aún no se disponen de datos suficientes para establecer valores umbrales. En la demarcación existen seguimientos puntuales vinculados sobre todo al seguimiento de especies objetivo en áreas marinas protegidas, dichos estudios tienen como principal objetivo la evaluación del efecto reserva y efecto de la pesca sobre las especies vulnerables a la misma. Para posteriores análisis no se descarta el uso de esta información previa tras un proceso de intercalibración. Sin embargo, la aproximación planteada para la evaluación de peces costeros en el marco de las Estrategias Marinas se basa en establecer los valores umbrales analizando un gradiente de estado ambiental, un gradiente de impactos antrópicos a través del análisis de toda la comunidad íctica teniendo en cuenta la potencialidad de la zona en cuestión por características ambientales (hábitat, condiciones hidrográficas y otras). En la actualidad se está trabajando en la actualización de la definición de BEA, así como en el establecimiento de los valores umbrales.

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 costeros:

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 $\geq 0,5$.

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.

Según la evaluación realizada para los criterios D1C2 y D1C3, podemos concluir para el ambos, que los datos son insuficientes para establecer la situación con respecto al BEA

Por tanto para este segundo ciclo de estrategias marinas:

Con la información disponible para el período 2012-2018, para peces costeros en la DM LEBA resulta imposible saber si se alcanza el buen estado ambiental.

3.2. Descriptor 4: Cadenas tróficas



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

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

CRITERIO	INDICADOR
Criterio D4C1 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
Criterio D4C2 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 RT- MTI- Evaluado RT-Func, HP/RT-lifeform, RT-zoo, RT-BTS: No evaluados. indicadores en construcción
Criterio D4C3 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.
Criterio D4C4 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. Sin embargo, se presenta un trabajo en la DM noratlántica al respecto (ver Ficha Evaluación Inicial D4 del Anexo), con posibilidad de extenderlo al resto de Demarcaciones en los próximos años.

D4C2 - Los resultados que se presentan en la DM noratlántica (Ficha Evaluación Inicial D4 del Anexo) son fruto del trabajo de colaboración entre Francia y España, realizado dentro del Grupo de Trabajo ICG-COBAM de OSPAR en el que ha desarrollado y testado el indicador RT-MTI (el correspondiente FW4 de OSPAR). Al igual que ocurre con el criterio D4C1 el desarrollo del indicador se extenderá al resto de Demarcaciones a lo largo de los próximos años. Existe otro indicador aplicable a este criterio (RT-Func) en desarrollo en colaboración con colegas ingleses. 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" (RT-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 Noratlántica aunque previsiblemente se desarrolle en los próximos años. Aunque este indicador está basado en tallas de peces del circalitoral sedimentario, se prevé ampliar el desarrollo de indicadores de tallas al infralitoral rocoso, a partir de datos de las campañas INFRAROCK.

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, tanto en la DM noratlántica como en el resto de demarcaciones.

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

Entre las principales presiones relacionadas con este descriptor según el Anexo I de la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, están las siguientes

- Extracción o mortalidad / lesiones de especies silvestres, incluidas especies objetivo y no objetivo (mediante la pesca comercial y recreativa y otras actividades)
- Introducción o propagación de especies alóctonas.
- Aporte de nutrientes: fuentes difusas, fuentes puntuales, deposición atmosférica
- Aporte de materias orgánicas: fuentes difusas y fuentes puntuales.

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.

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

En la DM levantino- balear 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, puesto que la información existente no es suficiente.

3.3. Descriptor 6: Fondos Marinos

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

Elementos evaluados:

Los elementos a evaluar en este descriptores 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).

Criterios e indicadores utilizados

Son aplicables todos los criterios. Los indicadores que se utilizarán serán los comunes de OSPAR, ya que aunque en el marco del Convenio de Barcelona, se ha estado trabajando en indicadores bajo el Objetivo ecológico 6. Mantener la integridad del fondo marino. Los indicadores desarrollados en OSPAR son más completos y se ha decidió aplicarlos en todas las demarcaciones marinas de España.

CRITERIO	INDICADORES
CriterioD6C1 Extensión y distribución espacial de las pérdidas físicas (cambio permanente) del fondo marino natural.	Porcentaje de superficie de la demarcación marina afectada por pérdidas físicas del fondo marino
Criterio D6C2 Extensión y distribución espacial de las presiones de las perturbaciones físicas del fondo marino.	Porcentaje de superficie de la demarcación marina potencialmente afectada por perturbaciones físicas del fondo marino

<p>Criterio D6C3: 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. 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: 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. Tras el inicio de los PS se aplicará el indicador candidato BH4 (pérdida de hábitat).</p>
<p>Criterio D6C5: 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. 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) de los hábitats.

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 levantino-balear sellada durante el presente periodo de evaluación es de un máximo de 752.000 m². La ampliación de los puertos, fundamentalmente los puertos de Tarragona y Barcelona, 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 633.566 m². Las obras de dragado de los puertos es la actuación que más superficie marina ha afectado.

Así, las pérdidas físicas de sustrato marino de la DM levantino-balear durante el periodo 2011-2016 fueron de 1.385.204 m². **El 0,0006 % de la superficie de la DM levantino-balear 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 Levantino-Balear

Criterio D6C2: La superficie mínima del fondo marino de la DM levantino-balear que ha sufrido algún tipo de perturbación durante el presente periodo de evaluación es de 311 millones de m² lo que representa el **0,13% 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 300 millones de m², aunque el mayor valor de superficie perturbada corresponde a una probabilidad baja de perturbación. Las zonas con una probabilidad muy alta de perturbación del fondo marino en la demarcación se ubican en las proximidades de los puertos de Port Forum, Castellón, Denia, Mazarrón, Carboneras y Port Adriano. Las zonas con una probabilidad alta de perturbación se localizan en las proximidades de los puertos de Palamós, Arenys de Mar, Mataró, Tarragona, Ametlla de Mar, Burriana, Canet de Berenguer, Altea, Alicante, Santa Pola, Torre Vieja, Garrucha, Ibiza y La Savina. Indicar que el resto de puertos de interés general presentan de manera generalizada un área de perturbación más extensa que el resto de puertos aunque con una probabilidad menor de perturbación, destacando los puertos de Barcelona,

Sagunto, Valencia, Cartagena y Palma con una probabilidad moderada de perturbación en áreas más extensas.

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 Levantino-balear. 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 (Atlántico, Mediterráneo y Macaronesia).

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, ISUNEPCA, MEDITS, MEDWAVES)

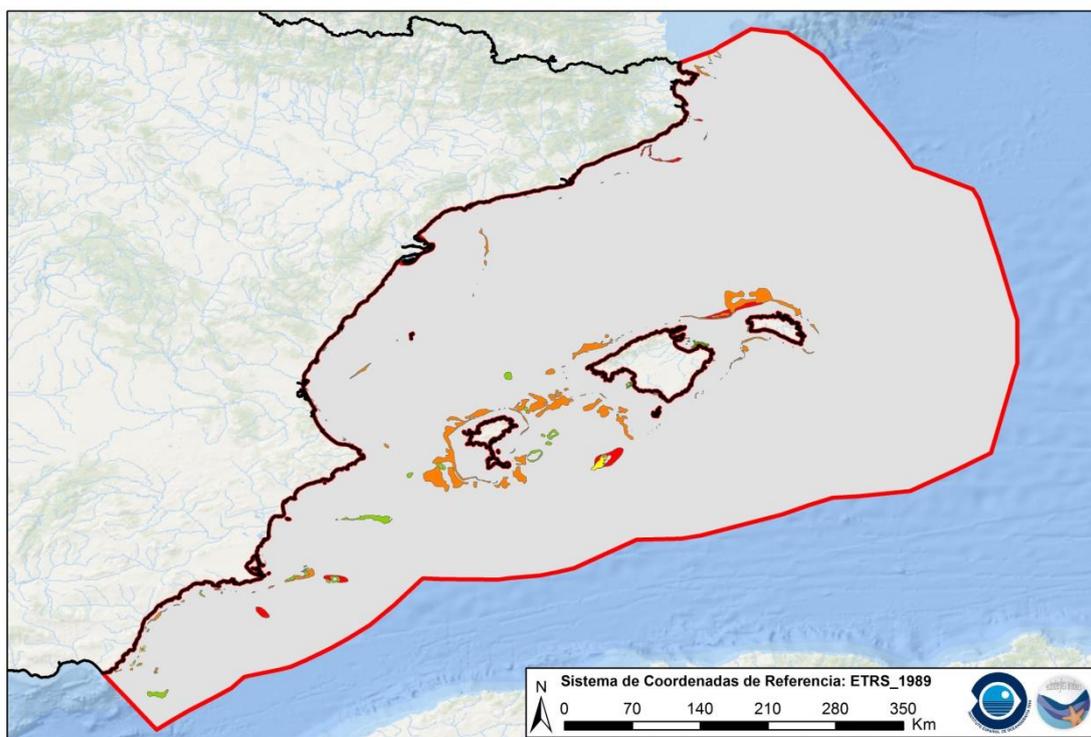
También se ha dispuesto de información útil a través de la información enviada por las Comunidades Autónomas a la DGSCM a través del sistema de "Flujo de datos. Diferentes CCAAs han enviado información relacionada con los hábitats marinos 1170, 1180 y 8330: cartografía en las dos proyecciones (UTM y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

A continuación se presentan los resultados cartográficos aunando todos estos datos. 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

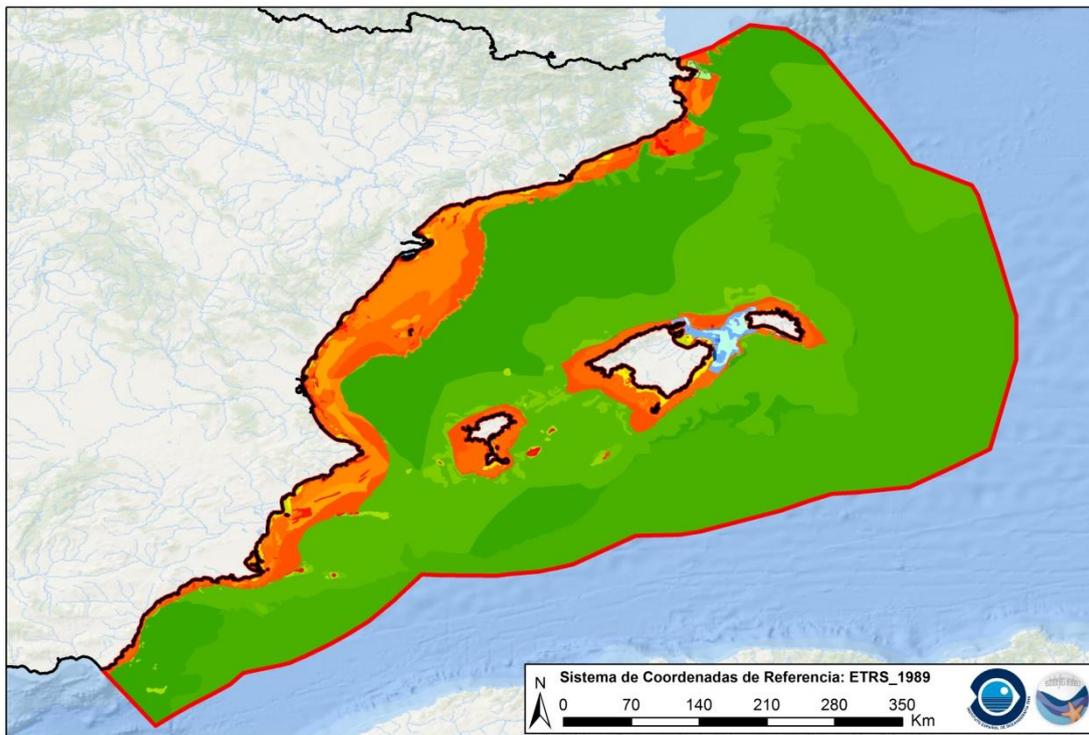
- DM LEVANTINO-BALEAR- Hábitats EUNIS 3



HABITATS

- EUNIS Habitat levels > 3
- Infralittoral rock and other hard substrata
- Deep-sea rock and artificial hard substrata
- Deep-sea mixed substrata
- Deep-sea sand
- Deep-sea muddy sand

- DM LEVANTINO-BALEAR- Hábitats EUNIS 4-6



HABITATS

EUNIS Habitat levels < 4

- Mediterranean communities of bathyal muds
- Communities of abyssal muds
- Facies of sandy muds with *Thenea muricata*
- Deep-sea muddy sand
- Deep-sea sand
- Deep-sea mixed substrata
- Deep-sea rock and artificial hard substrata
- Posidonia beds
- Cymodocea beds
- Infralittoral coarse sediment

- Infralittoral fine sands
- Infralittoral sandy mud
- Infralittoral fine mud
- Mediterranean biocoenosis of muddy detritic bottoms
- Mediterranean biocoenosis of coastal terrigenous muds
- Mediterranean biocoenosis of coastal detritic bottoms
- Mediterranean communities of shelf-edge detritic bottoms
- Infralittoral rock and other hard substrata
- Mediterranean coralligenous communities moderately exposed to or sheltered from hydrodynamic action
- A4.27: Faunal communities on deep moderate energy circalittoral rock

- Hábitats Golfo de León
- Fondos de Maërl / Rodolitos
- Fondos de Maërl con dominancia de *Peyssonnelia*
- Fondos detriticos biogenicos con *Rodolitos* y cascajo
- Fondos detriticos biogenicos con *Phyllophora Osmundaria*
- Fondos detriticos biogenicos con *Laminaria*
- Fondos detriticos biogenicos con *Halopteris Filicina*
- Fondos coraligenos sobre roca o substrato blando
- Coralígeno y roca circalitoral dominada por algas

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 de 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

4. REFERENCIAS

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.

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 Catalanad'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., Mouriño, 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. & Mouriño, 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. Verspoor (Eds). *Reconciling Fisheries with Conservation: Proceedings of the Fourth World Fisheries Congress*. American Fisheries Society, Symposium 49, Bethesda, Maryland.
- Arcos, J.M., J. Bécares, 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., Bécares, 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. http://www.magrama.gob.es/es/costas/temas/estrategias-marinas/0_Documento_grupo_aves_tcm7-223807.pdf
- Arcos, J. M., Arroyo, G. M., Bécares, 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-Pelegrín, G.A. Belmonte-Serrato, F. y Ibarra-Marin, 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. CARACTERISTICAS, 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. Ekebom, 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. <http://www.ices.dk/projects/MSFD/TG1final.pdf>.

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. <http://ec.europa.eu/transparency/regdoc/rep/1/2012/ES/1-2012-665-ES-F1-1.Pdf>.

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.



GeneralitatValenciana, 2014. Informe sobre seguimiento del paño europeo *Hydrobates pelagicus* en la Comunidad Valenciana. Año 2014. Conselleriad'Infraestructures, Territori i MediAmbient. Generalitat Valenciana.

Generalitat Valenciana, 2015a. Informe Técnico 07/2015. Seguimiento de las Especiesdel Catálogo Valenciano de Fauna Amenazada.Año 2014y tendencias poblacionales a corto y largo plazo. Servicio de Vida silvestre. Dirección General de Medio Natural. Conselleriad'Infraestructures, Territori i Medi Ambient. GeneralitatValenciana.

GeneralitatValenciana, 2015b. InformeTécnico 10/2015. Censos de Aves AcuáticasNidificantesen las Zonas Húmedasde la ComunitatValenciana. Año 2015. Servicio de Vida silvestre. Dirección General de Medio Natural. Conselleriad'Infraestructures, Territori i MediAmbient. GeneralitatValenciana.

GeneralitatValenciana, 2016.InformeTécnico 13/2016. Censos de Aves Acuáticas Nidificantes en las Zonas Húmedas de la ComunitatValenciana. Año 2016. Servicio de Vida silvestre. Dirección General de Medio Natural. Conselleriad'Infraestructures, Territori i MediAmbient. GeneralitatValenciana.

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. Conselleriad'Infraestructures, Territori i MediAmbient. GeneralitatValenciana.

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 – InstitutMediterranid'EstudisAvançats IMEDEA/CSIC. Estudi de la influència de les paparres (*Ornithodorosmaritimus*) sobreelsparàmetresdemogràficsdelsfumarells (*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. Treballstècnics 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/2017MedQSR_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 paíño (*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., Rodriguez, 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., Bécares, 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'Ariccia, 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., Bécares, 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 Corré, 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-Conselleria 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., Opiel, 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 corbmarí emplomat mediterrani (*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, Martí nez-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 Zuberogitia

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., Rodriguez, 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. *XI 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). . *63st 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 WGMME 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). *63rd 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., Simbora, 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., Vázquez, 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 Bresse, 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 *Dermochelys coriacea* from the Azores (NE Atlantic). *Marine Pollution Bulletin* 42: 1196-1197.
- Barreiros, J. P., Barcelos, J. (2001). Plastic Ingestion by a Leatherback Turtle *Dermochelys 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, *Dermochelys coriacea*, is due to high embryonic mortality. *Biological Conservation* 115: 131-138.
- Benson, S. R., Dutton, P. H., Hitipeuw, C., Samber, B., Bakarbessy, Y., Parker, D. (2007). Postnesting migrations of Leatherback turtles (*Dermochelys 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. I., 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 (*Dermochelys 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 (*Dermochelys 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 (*Dermochelys 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, Marín, 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 Pleistocenic 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 Mediterranée 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 turtle satellite-tagged in European waters. *Endangered Species Research* 4: 23-31.
- Duguay, R. (1983). La tortue luth (*Dermochelys coriacea*) sur les côtes de la France. *Ann. Sté.Sci. Nat. Charentes Marit* 1: 1-38.
- Duguay, R., Moriniere, P., Lemilinaire, C. (1998) Factors of mortality of marine turtles in the Bay of Biscay. *Oceanologica Acta* 21: 383-388.
- Duguay, R., Moriniere, P., Spano, M.A. (1997). Observations de tortues marines en 1996 (Atlantique). *Ann. Soc. Sci. Nat. Charentes Mari* . 8: 625-32.
- Dutton, D.L., Dutton, P.H., Chaloupka, M., Boulon, R.H. (2005) Increase of a Caribbean leatherback turtle *Dermochelys 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, *Dermochelys 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 (*Dermochelys 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 (*Dermochelys 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 *Dermochelys 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 (*Dermochelys 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 *Dermochelys coriacea* sightings. *Marine Ecology Progress Series* 230, 289–293.
- Eckert, S.A. (2006) High-use oceanic areas for Atlantic leatherback sea turtles (*Dermochelys 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., Bjorndal, 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., Prosdoci, 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 les tortues-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., Mingozi, 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 *Dermochelys coriacea* 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 Columbretes 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(1): 199-206.



- Greer, A. E., Lazell, J. D., Wright, R. M. (1973) Anatomical evidence for a counter-current heatexchanger in the leatherback turtle (*Dermochelys 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 (*Dermochelys 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: Wynneken, 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., Nichols, 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 (*Dermochelys 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, Wynneken 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 (*Dermochelys 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., Goverse, E. (2007) Nesting and nest success of the leatherback turtle (*Dermochelys 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 *Dermochelys 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 *Dermochelys 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, *Dermochelys coriacea*, nesting on the northwestcoast of Papua, Indonesia. *Chelon. 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 Serires* 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 (*Dermochelys coriacea*). *Journal of Experimental Biology* 211: 2566-2575.
- Houghton, J. D. R., Doyle, T. K., Wilson, M. W., Davenport, J., Haysa, 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.
- Ikan, M. (2007) La Anidación de la Tortuga Baula, *Dermochelys coriacea*, en la Península dePongara, Gabón, África Central . DEA. Departamento de Biología, Universidad de Las Palmasde Gran Canaria. 90 pp.
- Ikan, 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 Revies* 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. I., 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* 7:2 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) *Dermochelys 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, *Dermochelys coriacea*, in Galicia. *Eubalaena* 13: 45-49.
- Lozano, F., Quiroga, H. (1969). Nota sobre la captura de una tortuga "Laúd" o "de cuero" (*Dermochelys 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 (*Dermochelys 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., Coetzee, 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). *Dermochelys 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 – *Dermochelys 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. Saunder 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 la distribución de las especies de cetáceos y tortugas marinas de la Región de Ceuta. *Consejería de Educación y Cultura, Ciudad Autónoma de Ceuta*. 220 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 VII 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., Giacoma, 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 el éxito de eclosión de la Tortuga Laúd, *Dermochelys coriacea*, en La Playona, Chocó, Colombia. *Rev. Esp. Herpetol.* , 21: 5-17.
- Quiñones, L., Patino-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. I., 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 Martinez, A. L. (2009). *Dermochelys coriacea*. En: IUCN Red List of Threatened Species .Version 2009.1. <www.iucnredlist.org>.
- Sarti-Martinez, L., Barragan, 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., Bjorndal, 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 Leatherback Turtles. 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* (Meyenm) and *Caretta caretta* (Linnaeus). *Bulletin of Environmental Contaminants and Toxicology*. 61: 541–547.

Suganuma, H., Yusuf, A., Bakarbesy, 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, Hirama, 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., Nguouessono, S., Parnell, R. J., Roumet, D., Sounguet, 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., Nguouessono, 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 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., Niquil 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 benthic-demersal community recovery in the north-east Atlantic. *Journal of Applied Ecology* doi: 10.1111/1365-2664.12879





5. LISTA DE ABREVIATURAS

ACCOBAMS	Acuerdo para la Conservación de los Cetáceos del mar Negro, del mar Mediterráneo y del Área Continua del Atlántico
AECOSAN	Agencia Española de Consumo, Seguridad Alimentaria y Nutrición
BEA	Buen Estado Ambiental
CCAA	Comunidades Autónomas
Cd	Cadmio
CE	Comisión Europea
CGPM	Comisión General de Pesca del Mediterráneo
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
GSA	Subáreas geográficas
HAPs	Hidrocarburos aromáticos policíclicos. En inglés PAHs.
Hg	Mercurio
IEO	Instituto Español de Oceanografía
ICCAT	Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico.
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