



UNEP



United Nations Environment Programme

MEDITERRANEAN ACTION PLAN

Regional Activity Centre for Specially Protected Areas

Status and conservation of cetaceans in the Alboran Sea

Draft internal report

**Draft to be used only to support the preparation of documents for the
“Mediterranean Regional Workshop to Facilitate the Description of Ecologically or
Biologically Significant Marine Areas. Malaga, Spain, 7-11 April 2014”**

February 2014

Draft internal report not for distribution

This report should be quoted as:

UNEP-MAP-RAC/SPA. 2014. Status and conservation of cetaceans in the Alboran Sea. By A. Cañadas. Draft internal report for the purposes of the Mediterranean Regional Workshop to Facilitate the Description of Ecologically or Biologically Significant Marine Areas, Malaga, Spain, 7-11 April 2014

Extracted from the Proposed Conservation Plans for cetaceans for Spanish Mediterranean (coordinated by CIRCE) and the Project “Proyecto Mediterráneo. Zonas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español (Ed. J.A. Raga and J. Pantoja), Ministerio de Medio Ambiente. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid” and updated where needed and when possible.

Introduction

1. Background of the consultation

This project is developed within the framework of the project MedOpenSeas and more specifically the preparation of “Reports on the status and conservation of Alboran Sea and exchange meetings on the conservation of Mediterranean Open Seas. Section Alboran, Thematic area: Marine Mammals”, under the Memorandum of Understanding MoU n°07/RAC/SPA_2013 MedOpenSeas between RAC/SPA and IUCN-Med.

2. Context

Since 2008, the Regional Activity Centre for Specially Protected Areas (RAC-SPA) under the framework of the Mediterranean Action Plan (MAP) of the United Nations Environment Programme (UNEP) has been implementing the “MedOpenSeas” project to identify and establish Marine Protected Areas (MPAs) in the open seas, including the deep seas. The primary objective of this project is to promote the establishment of a representative ecological network of MPAs in the Mediterranean within the framework of the Protocol concerning Specially Protected Areas and Biological Diversity in the Mediterranean (SPA/BD Protocol) on the establishment of Specially Protected Areas of Mediterranean Importance (SPAMIs). This project is financially supported by the European Commission, and is now in its third phase.

The first phase of the project, completed in late 2009, led to the identification of twelve priority conservation areas in the open seas, including the deep seas. These priority areas could become candidates for SPAMI listing and/or be recommended for inclusion in other frameworks, such as Ecologically or Biologically Significant Areas (EBSAs) developed under the Convention on Biological Diversity (CBD).

The aim of the project’s second phase, completed in early 2012, was to support neighbouring Parties of the above-mentioned priority areas in evaluating and potentially presenting these sites as candidate(s) for inclusion in the SPAMI List, in accordance with the provisions of the Protocol concerning Specially Protected Areas and Biological Diversity in the Mediterranean. The RAC/SPA in Tunis has been facilitating this preparatory work, including oceanographic surveys and stakeholder negotiations. The programme of work of the second phase included the establishment of ad hoc working groups, composed of representatives from the countries bordering the Alboran Sea (Algeria, Morocco, Spain) and Gulf of Lions (France, Spain) priority areas during two meetings (2012).

The current third phase focuses on the spatial planning and evaluation of three priority areas (see Table 1) Adriatic Sea, Alboran Sea and the Sicily Channel/Tunisian Plateau. The two adjacent sites within the Sicily channel/Tunisian plateau will be dealt with in joint meetings and working groups to maximize the effectiveness in the broader area. The process in the Alboran Sea benefits from initial preparatory work and a stakeholder meeting in 2011 conducted during the second project phase. The RAC/SPA is currently starting to prepare meetings with the representatives of the neighbouring countries to these three sites, in order to present the proposed process and to discuss the feasibility of setting up multilateral working groups.

Table 1 List of neighbouring countries for the priority areas addressed by the third phase of the “MedOpenSeas” project.

Priority areas of the 3 rd phase	Neighbouring countries
Adriatic Sea	Albania, Bosnia-Herzegovina, Croatia, Italy, Montenegro & Slovenia
Alboran Sea	Algeria, Morocco & Spain
Sicily Channel/Tunisian Plateau	Italy, Libya, Malta & Tunisia

Biological and environmental data are available for the above-mentioned areas, based on long-term research and exploration efforts made by several countries. Ongoing programmes, for example on seabirds and marine mammals, continue to improve our understanding of the biodiversity in these regions.

Much of these data are however scattered across different national research institutes and are not necessarily formally published. A summary report and review of our current understanding of the biodiversity for each of the priority areas will be essential to develop MPAs in these key open sea regions. Therefore expertise will be recruited i) to compile and review available data on the ecology for each of the priority areas and ii) to produce a report illustrating the state of ecological knowledge for the respective areas. Ultimately these outputs will provide the foundation for assessing the suitability of each of the sites for SPAMI listing.

For each priority areas, the following activities are planned:

- The realisation of an initial and a follow-up project meeting in order to assist stakeholder communication throughout the process.
- The preparation of three thematic reports (fisheries, cetaceans and seabirds).
- The development of a Geographic Information System (GIS) for SPAMI development.
- The preparation of an overall ecologic report

Alboran Sea and thematic area of marine mammals

1. Assessment of the population status of the different species of marine mammals that frequent the priority area open sea

1.1. Delfín común (*Delphinus delphis*)

En términos de abundancia, Cañadas y Hammond (2008) no detectaron ninguna tendencia en el mar de Alborán, pero se están realizando en estos momentos nuevos análisis temporales para estudiar en más detalle posibles variaciones interanuales.

Sin embargo en el golfo de Vera observaron un declive de la densidad en el periodo de 1996 al 2004 comparado con el periodo entre 1992 y 1995. Este declive podría estar relacionado con la reducción de las presas en la zona debido al crecimiento exponencial de la acuicultura, ya que esta industria estaba explotando las presas de los delfines comunes para alimentar a los peces de acuicultura. No se dispone de información de qué les ocurrió a estos animales, pero la hipótesis que los autores consideran más parsimoniosa es que hayan movido su distribución hacia aguas más profundas para alimentarse de otro tipo de presas, hacia el mar de Alborán o hacia la costa africana.

Se sabe que tiene importantes amenazas sobre su población, especialmente las interacciones con pesquerías.

A nivel español, el delfín común se lista como VULNERABLE desde 1990 por el Real Decreto 439/1990, de 30 de marzo, por el que se regula el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas de 30 de marzo, por el que se regula el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, y también como VULNERABLE en el Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas, que deroga el Real Decreto 439/1990, de 30 de marzo.

A nivel Regional, en Andalucía se le da la misma categoría que a nivel nacional, por lo que es una ESPECIE VULNERABLE por la Ley 8/2003, de 28 de octubre, de la flora y la fauna silvestres. Libro Rojo de Vertebrados amenazados de Andalucía “En peligro crítico” de extinción (CR) en 2003.

1.2. Delfín listado (*Stenella coeruleoalba*)

No se han detectado cambios estacionales ni tendencias en la población desde 1992, excepto un descenso después del morbillivirus de 2007. Los cambios entre antes y después del morbillivirus se están analizando en estos momentos para evaluar la cuantía precisa del cambio. Además se están realizando en estos momentos nuevos análisis temporales para estudiar en más detalle posibles variaciones interanuales y estacionales.

La contaminación parece representar una grave amenaza para esta especie, y el riesgo de mortandades por epizootias es elevado, y ya ha sufrido dos en la zona en las últimas dos décadas.

Según el Real Decreto 139/2011 de 4 de febrero para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas se considera que el delfín listado es una ESPECIE EN RÉGIMEN DE PROTECCIÓN ESPECIAL desde 2011, y también como ESPECIE EN RÉGIMEN DE PROTECCIÓN ESPECIAL en el Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas, que deroga el Real Decreto 439/1990, de 30 de marzo.

A nivel Regional, en Andalucía se le da la misma categoría que a nivel nacional, por lo que es una ESPECIE EN RÉGIMEN DE PROTECCIÓN ESPECIAL por la Ley 8/2003, de 28 de octubre, de la flora y la fauna silvestres. Libro Rojo de Vertebrados amenazados de Andalucía “En peligro crítico” de extinción (CR) en 2003.

1.3. Delfín mular (*Tursiops truncatus*)

Se ha observado una importante fluctuación en la abundancia entre períodos de años entre

1992 y 2010 en la zona del sur de Almería (Cañadas and Hammond 2006) pero que parecen más relacionados con fluctuaciones naturales relacionadas con eventos de inmigración y emigración, que con tendencias de la población.

Tiene una importante interacción con pesquerías que podría resultar en amenaza para la población.

A nivel español, el delfín mular se lista VULNERABLE en el Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas, que deroga el Real Decreto 439/1990, de 30 de marzo.

A nivel Regional, en Andalucía se le da la misma categoría que a nivel nacional, por lo que es una ESPECIE VULNERABLE por la Ley 8/2003, de 28 de octubre, de la flora y la fauna silvestres. En el Libro Rojo de Vertebrados amenazados de Andalucía como VULNERABLE en 2001.

1.4. Calderón gris (*Grampus griseus*)

Debido a su baja tasa de encuentro en el mar de Alborán, no ha sido posible hacer un análisis de posibles tendencias de la población, ni se tiene conocimiento de su estado de conservación.

Se ha recomendado la catalogación de los calderones grises del Mediterráneo bajo el epígrafe “Data Defficient” por parte de ACCOBAMS-UICN (ACCOBAMS; Acuerdo para la Conservación de los Cetáceos del Mediterráneo, Mar Negro y Atlántico Contiguo. UICN; Unión Internacional de la Conservación de la Naturaleza).

En España, se encuentra incluida en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero). También se encuentra incluida en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas como “De interés especial” (Real Decreto 439/2011, de 4 de febrero).

1.5. Calderón negro (*Globicephala melas*)

Durante el invierno 2006-2007 la población de calderón común del Mediterráneo español sufrió una epidemia de Morbillivirus (Frenández et al. 2008). Gracias a los estudios realizados desde el 1999 en el Estrecho de Gibraltar se pudo estimar con gran precisión el impacto que esta epidemia tuvo sobre la población local de calderones comunes. La tasa de supervivencia fue estimada a 0,985 para los individuos adultos entre 1999 y 2006 con una abundancia total estimada a 345 individuos en 2006. La epidemia de Morbillivirus provocó un descenso de un 21,2% en la tasa de supervivencia (disminuyendo a 0,776) y causó la muerte de un total de 78 individuos (incluyendo a la mortalidad natural) entre el verano del 2006 y el del 2007 (Gauffier et al. 2009). En la figura 1 se muestra el descenso por clase de edad con un mayor impacto en la población adulta.

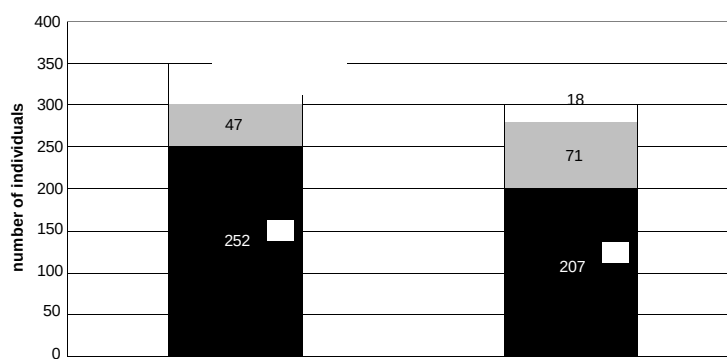


Figura 1. Número de individuos estimado por clase de edad en 2006 y 2007 en el Estrecho de Gibraltar (Gauffier 2008). ■ Calf □ Juvenile ■ Adult

Por lo tanto, las epizootias representan una amenaza para esta población.

En España está protegida por los siguientes instrumentos políticos nacionales:

- el Anexo IV del Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre (por el que se adopta la Directiva 92/43/CEE o Directiva Hábitat de 21 de mayo del Consejo Europeo), que incluye las especies animales y vegetales de interés comunitario que requieren una protección estricta.
- la categoría Vulnerable del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, de acuerdo con lo establecido en la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, la Ley 4/1989 de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres, y en el Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas.
- la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad., AnexosV
- el Real Decreto 1727/2007, de 21 de diciembre, por el que se establecen medidas de protección de los cetáceos.
- Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino, (por el que se adopta la Directiva 2008/56/CE o Directiva marco sobre la estrategia marina del Parlamento europeo y del Consejo de 17 de junio de 2008) que establece el régimen jurídico que rige la adopción de las medidas necesarias para lograr o mantener el buen estado ambiental del medio marino, a través de su planificación, conservación, protección y mejora.
- Estrategia Española para la Conservación y el Uso Sostenible de la Diversidad Biológica (1998).

1.6. Cachalote (*Physeter macrocephalus*)

Debido a su baja tasa de encuentro en el mar de Alborán, no ha sido posible hacer un análisis de posibles tendencias de la población, ni se tiene conocimiento de su estado de conservación. Sin embargo se considera que la contaminación acústica puede representar una amenaza para esta población, así como la ingestión de plásticos.

Esta especie está protegida por los siguientes instrumentos políticos nacionales:

- el Anexo IV del Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre (por el que se adopta la Directiva 92/43/CEE o Directiva Hábitat de 21 de mayo del Consejo Europeo), que incluye las especies animales y vegetales de interés comunitario que requieren una protección estricta.
- la categoría Vulnerable del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, de acuerdo con lo establecido en la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, la Ley 4/1989 de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres, y en el Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas.
- la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, AnexoV
- el Real Decreto 1727/2007, de 21 de diciembre, por el que se establecen medidas de protección de los cetáceos.
- Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino, (por el que se adopta la Directiva 2008/56/CE o Directiva marco sobre la estrategia marina del Parlamento europeo y del Consejo de 17 de junio de 2008) que establece el régimen jurídico que rige la adopción de las medidas necesarias para lograr o mantener el buen estado ambiental del medio marino, a través de su planificación, conservación, protección y mejora.
- Estrategia Española para la Conservación y el Uso Sostenible de la Diversidad Biológica (1998).

1.7. Rorcual común (*Balaenoptera physalus*)

Debido a su baja tasa de encuentro en el mar de Alborán, no ha sido posible hacer un análisis de posibles tendencias de la población, ni se tiene conocimiento de su estado de conservación.

Esta especie está protegida por los siguientes instrumentos políticos nacionales:

Estado Nivel nacional España:

VULNERABLE desde 2000

(ORDEN de 10 de marzo de 2000 por la que se incluyen en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas determinadas especies, subespecies y poblaciones de flora y fauna y cambian de categoría y se excluyen otras especies ya incluidas en el mismo, modificando el anexo I del Real Decreto 439/1990, de 30 de marzo, por el que se regula el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas)

(Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas)

Estado Andalucía:

Estado nacional (VULNERABLE)

(Ley 8/2003, de 28 de octubre, de la flora y la fauna silvestres)

Libro Rojo de Vertebrados amenazados de Andalucía “Riesgo menor: casi amenazada” de extinción (LR, NT) en 2003

1.8. Zifio de Cuvier (*Ziphius cavirostris*)

Debido a su baja tasa de encuentro en el mar de Alborán, no ha sido posible hacer un análisis de posibles tendencias de la población, ni se tiene conocimiento de su estado de conservación. Sin embargo, se considera que la contaminación acústica puede representar una amenaza para esta población, así como la ingestión de plásticos y las redes de deriva.

Se ha realizado recientemente (2011) una re-evaluación del estatus del zifio de Cuvier del Mediterráneo para la Lista Roja de Cetáceos de la UICN (Cañadas, en prep de la versión final tras comentarios de los evaluadores). En ella se propone la categoría de VULNERABLE.

El listado propuesto VU C2a(ii) se basa en los siguientes puntos:

- 1.- La sub-población del Mediterráneo es genéticamente distinta y contiene menos de 10.000 machos maduros.
 - 2.- Los datos de los que se disponen sugieren que la sub-población está experimentando un descenso continuado en el número de machos maduros.
 - 3.- Se considera que todos los machos maduros están incluidos en una sub-población (aunque los análisis genéticos que se están realizando en la actualidad pudieran descubrir nuevas estructuras dentro de esta sub-población)
- 1.- Aunque no existen estimas de abundancia para el área de distribución total de la sub- población se cuenta con algunas estimas para ciertas aéreas concretas. En el golfo de Génova (parte central del mar de Liguria) se ha obtenido una estima de 96-100 individuos a partir de análisis de captura-recaptura usando un modelo de población abierto para el periodo comprendido entre 2002 y 2008 (Rosso et al. 2009). En el mar de Alborán se ha obtenido una estima de 429 animales (95%IC = 334 – 557) para todo el área (79.532 km²) a partir de datos obtenidos durante las campañas Sirena08 y MED09 en 2008 y 2009 respectivamente, y de datos de la parte norte del mar de Alborán correspondientes al período comprendido entre 1992 y 2009 (Cañadas en prep).

De acuerdo con el conocimiento actual de la distribución de esta especie en el Mediterráneo y la densidad relativa predicha, queda manifiestamente claro que la mayor densidad se encuentra en el mar de Alborán, con un total de alrededor de 400 individuos incluyendo animales maduros e inmaduros, mientras que en la otra zona de densidad alta relativa, la parte central del mar de Liguria, la abundancia estimada es de 100 individuos. Por lo tanto, se puede llegar a la conclusión de que la sub-población de Mediterráneo está compuesta por menos de 10.000 individuos maduros.

2.- La sub-población del Mediterráneo se encuentra sujeta a un número de amenazas que pueden provocar la muerte a los individuos que la forman. Entre estas amenazas se incluyen el ruido provocado por los sonares militares y las prospecciones sísmicas; este tipo de actividades han sido relacionadas directamente con eventos de varamientos masivos en varias ocasiones en el Mediterráneo así como en otras partes del mundo. La implicación que este tipo de muertes tiene a nivel de la sub-población es incierta, sin embargo, los relativos frecuentes sucesos de varamientos masivos ocurridos en el Mediterráneo con un total de al menos 120 ejemplares en las últimas 4 décadas sugieren que probablemente tenga un efecto significativo en esta pequeña y aislada sub-población.

Otra de las causas de muerte de zifios de Cuvier en el Mediterráneo son las capturas accidentales en redes de deriva que aún se utilizan de manera legal e ilegal en el sur, centro y este del Mediterráneo, así como la ingesta de residuos plásticos. Además, esta sub-población puede que esté sometida a estrés particularmente debido al intenso tráfico marítimo que hay en la zona. Se sospecha que la combinación de todos estos factores, pero en especial el ruido antropogénico, ha permitido un declive de la sub-población de magnitud desconocida durante la última mitad de siglo, y que de no implementar medidas de mitigación de estas amenazas presentes continuara el declive de esta sub-población.

3.- La mejor evidencia disponible actualmente a partir de la baja diversidad de haplotipos de DNA mitocondrial, y el carácter endémico de algunos de ellos en el Mediterráneo, indican que la tasa de emigración por año es de menos de 1 individuo (Dalebout *et al.* 2005). Más aun, en los 23.004 km de esfuerzo realizado en el estrecho de Gibraltar entre 1999 y 2006, en todas las épocas del año, y en condiciones óptimas para la detección de esta especie (estado de la mar Beaufort 3 o menos) , no se ha registrado ningún avistamiento de zifio de Cuvier (de Stephanis 2007). Este dato apoya la hipótesis de que el movimiento de ejemplares de la sub-población del Mediterráneo a través del estrecho es bajo o nulo.

Esta especie está protegida por los siguientes instrumentos políticos nacionales:

Estado Nivel nacional España (LESRPE/ CNEA)

LESRPE: Se encuentra incluida en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero).

CNEA: No se encuentra incluida en ninguna de las categorías del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero).

Estado Nivel autonómico Andalucía:

Libro Rojo de Vertebrados amenazados de Andalucía “Datos insuficientes” para evaluar su estado de conservación (DD) 2001. Ley 8/2003, de 28 de octubre, de la flora y la fauna silvestres).

1.9. Orca (*Orcinus orca*)

La orca es muy raro encontrarla en el Mar de Alborán pero es sin embargo frecuente en el Estrecho de Gibraltar. Se ha recomendado incluir a las orcas del Estrecho en la categoría de “en peligro crítico de extinción” en aguas del Estrecho de Gibraltar por parte de ACCOBAMS- UICN. De la misma forma, la Comisión Internacional Ballenera, al igual que ACCOBAMS y la UICN han recomendado que se ponga en marcha un Plan de Conservación para la especie lo antes posible.

Esta especie está protegida por los siguientes instrumentos políticos nacionales:

- el Anexo IV del Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre (por el que se adopta la Directiva 92/43/CEE o Directiva Hábitat de 21 de mayo del Consejo Europeo), que incluye las especies animales y vegetales de interés comunitario que requieren una protección estricta.
- la categoría Vulnerable del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, de acuerdo con lo establecido en el Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas.
- el Real Decreto 1727/2007, de 21 de diciembre, por el que se establecen medidas de protección de los cetáceos.
- Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino, (por el que se adopta la Directiva 2008/56/CE o Directiva marco sobre la estrategia marina del Parlamento europeo y del Consejo de 17 de junio de 2008) que establece el régimen jurídico que rige la adopción de las medidas necesarias para lograr o mantener el buen estado ambiental del medio marino, a través de su planificación, conservación, protección y mejora.
- Estrategia Española para la Conservación y el Uso Sostenible de la Diversidad Biológica (1998).

2. Analysis of the distribution of those populations of marine mammals which regularly frequent the target priority area, including any temporal and spatial variation

Las estimas de abundancia y distribución que se dan para las diferentes especies a continuación se refieren al conjunto de las aguas del norte del mar de Alborán, Estrecho de Gibraltar y Golfo de Vera hasta una distancia de aproximadamente 20 a 25 millas de la costa según las zonas.

2.1. Delfín común (*Delphinus delphis*)

Estudios realizados por Cañadas y Hammond (2008) analizaron la abundancia y el uso del hábitat para los delfines comunes en el mar de Alborán y Golfo de Vera durante el periodo comprendido entre 1992 y 2004. Gracias a modelos espaciales, los autores obtuvieron una abundancia de 19.428 (95% IC = 15.277-22.804) delfines comunes, detectando variaciones en la abundancia tanto estacionales como geográficas, con una densidad media más elevada durante el verano que durante el invierno y mayor en el mar de Alborán que en el golfo de Vera. No detectaron ninguna tendencia en el mar de Alborán, sin embargo en el golfo de Vera observaron un declive de la densidad en el periodo de 1996 al 2004 comparado con el periodo entre 1992 y 1995 (ver punto 1.1).

Respecto al uso del hábitat, Cañadas y Hammond (2008) observaron claras diferencias en la influencia de diferentes factores. Los autores encontraron grandes densidades de grupos con crías cerca de la costa, que pueden ser asociados con una alta densidad de pequeños peces epipelágicos, ya que las hembras lactantes deben estar concentrándose en áreas con gran disponibilidad de presas. A la vez, el tipo de comportamiento observado parece influenciar en la selección del hábitat; en dicho estudio, las mayores diferencias se encontraron entre los grupos que se estaban alimentando y aquellos que estaban socializando. Las mayores concentraciones de pequeños peces epipelágicos, que probablemente son la principal presa durante el día, se encuentran en la plataforma continental y en el borde de dicha plataforma; por tanto, para los autores, es lógico encontrar los grupos que se encontraban alimentándose en dicha área. Este hecho y la falta de observaciones alimentarias en aguas más profundas en dicho estudio no significan que los delfines comunes no se alimenten de peces oceánicos y cefalópodos, pero probablemente este comportamiento ocurrirá durante la noche cuando estas presas realizan migraciones verticales hacia la superficie. Por otro lado, la razón de encontrar mayor número de grupos socializando en aguas más profundas no está clara.

Los modelos espaciales de Cañadas y Hammond (2008) también informaron de la fuerte tendencia a encontrar grupos más grandes en aguas poco profundas alrededor del borde continental. Este hecho tampoco está claro, pero, según los autores, si estuviera relacionado con la alimentación, podría ser indicativo de ser beneficioso a la hora de alimentarse debido a la agregación de los individuos, pero como se da también en otras circunstancias, debe haber otros factores que determinen dicha agregación.

Por último, las estimas más recientes de abundancia de delfines comunes en el mar de Alborán y el Estrecho de Gibraltar en verano (junio a septiembre de 1992 a 2011), calculadas mediante modelización espacial, son de una densidad de 0.975 delfines/km² (CV=0.067) y una abundancia de 22,999 individuos (95% IC=19653 - 24722) (Figura 4, Cañadas, datos no publicados). Estos datos son los más fiables hasta la fecha ya que la modelización tuvo en cuenta una serie temporal de 18 años (1992 al 2011), pero en cualquier caso son muy similares a los publicados por Cañadas y Hammond (2008).

Es importante resaltar que un estudio genético (Natoli et al. 2008) estableció que los delfines comunes del mar de Alborán están mucho más relacionados con los del Atlántico que con los del resto del Mediterráneo, por lo que dentro del Mediterráneo deberían considerarse como una unidad de gestión diferente.

En la Bahía de Algeciras se estimó la población a través de la foto-identificación y de modelos de marcaje-recaptura en 1,868 individuos (95% IC: 1,483-2,356, CV: 0,12) en verano 2010 (Giménez et al. 2012).

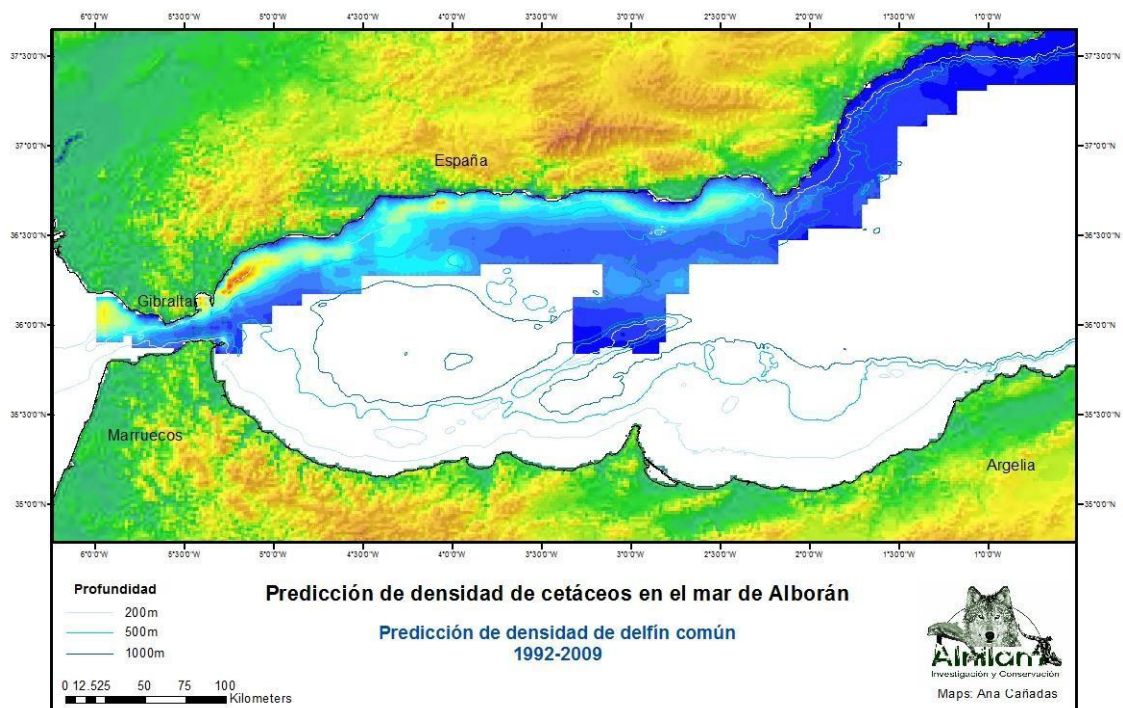


Figura 2. Mapa de la distribución y densidad de delfines comunes en el norte del mar de Alborán y en el Estrecho de Gibraltar, periodo 1992-2009 (Cañadas, en prep)

2.2. Delfín listado (*Stenella coeruleoalba*)

Las últimas estimas de abundancia para esta especie, mediante modelización espacial, dentro del período 1992-2011 y para un área de 23.589 km², que incluye desde el extremo occidental del Estrecho de Gibraltar hasta el Cabo de Palos y aproximadamente hasta unas 20 o 25 millas de costa, dependiendo de la zona, es de 38.780 (95% IC: 36.535 – 43.611), con una densidad de 1,644 individuos por Km² (Cañadas, datos no publicados, ver figura 4).

En el mar de Alborán, Cañadas *et al.* (2002), estudiaron el uso del hábitat que esta especie presenta, demostrando que los hábitats preferidos eran zonas más profundas de 600 metros, distribución que coincidía con la de sus presas más comunes. Esta especie raramente se encuentra en aguas de la plataforma continental.

No se han detectado cambios estacionales ni tendencias en la población, excepto un descenso después del morvilivirus de 2007. Los cambios entre antes y después del morvilivirus se están analizando en estos momentos para evaluar la cuantía precisa del cambio.

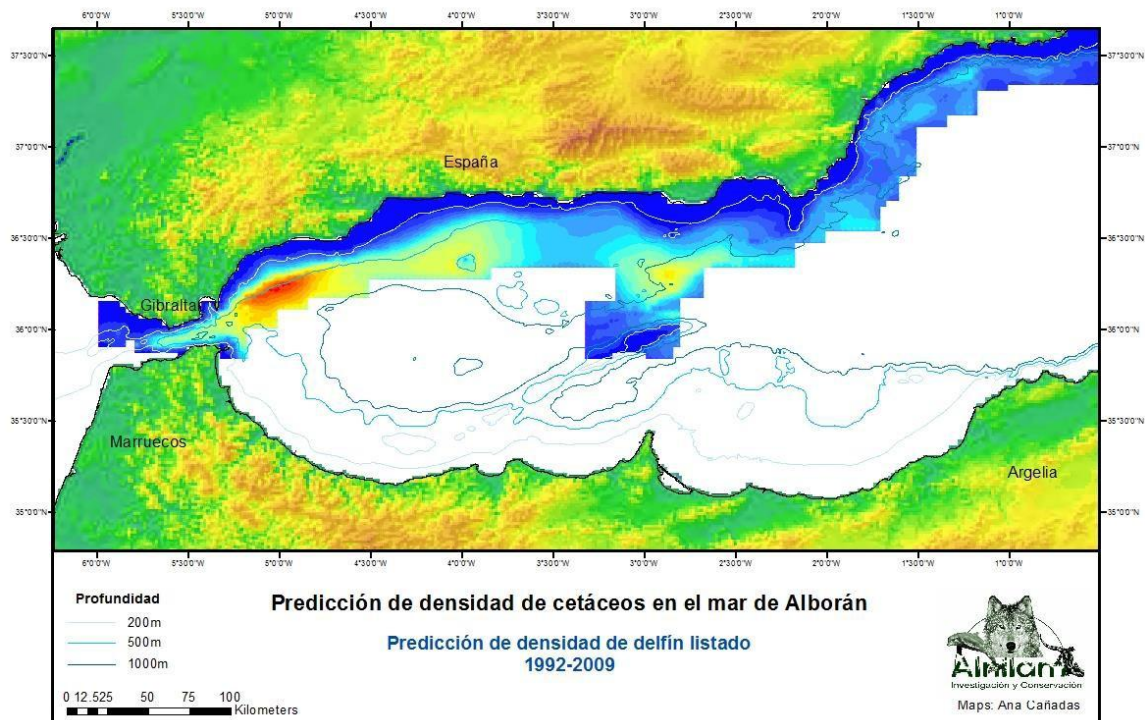


Figura 3. Mapa de la distribución y densidad de delfines listados en el mar de Alborán, estrecho de Gibraltar, periodo 1992-2009 (Cañadas, en prep)

2.3. Delfín mular (*Tursiops truncatus*)

En el área del mar de Alborán la estima más reciente para el período total de 1992 a 2011 cifra en 896 (95% IC= 731-1031) los delfines de esta especie, con una densidad de 0,038 individuos por kilómetro cuadrado (Cañadas datos sin publicar). En esta área también se ha estudiado con detalle la distribución de la especie (Cañadas et al. 2002; 2006a, b; García-Tiscar 2010) y se sabe que las áreas con mayor densidad de delfines mulares son la bahía de Almería, la isla de Alborán y el seco de los Olivos, un conjunto de elevaciones montañosas de origen volcánico especialmente interesante para la alimentación de los delfines mulares (García-Tiscar 2010).

En el Estrecho de Gibraltar, la última estima de población de individuos marcados por estudio de marcaje-recaptura usand foto-identificación es de 297 (95%IC: 276-332, SE: 13,7) (Chico 2010).

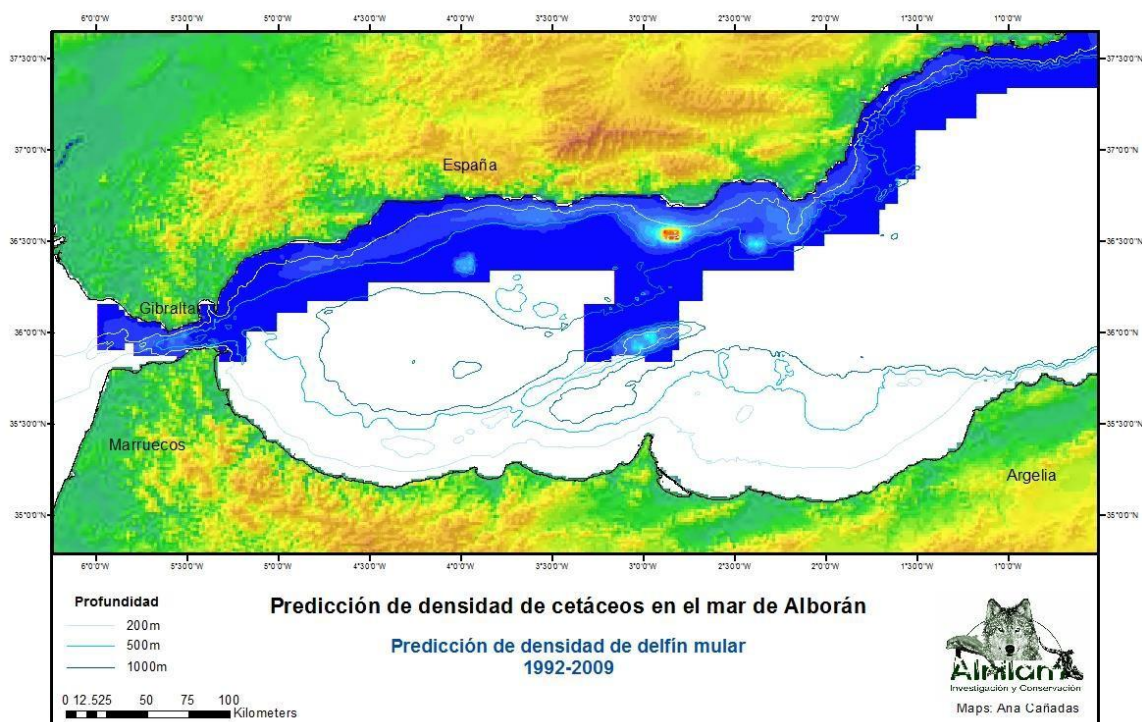


Figura 4. Conocimientos sobre la distribución de delfines mulares en el mar de Alborán (Cañadas en prep)

2.4. Calderón gris (*Grampus griseus*)

En el sur peninsular, el calderón gris presenta una distribución bastante más reducida que la de otras especies, principalmente por la zona oriental del mar de Alborán y el Golfo de Vera. No se han registrado avistamientos de esta especie en el Estrecho de Gibraltar. La tasa de encuentro de calderón gris es de 0.003 grupos y 0.04 animales por milla navegada, colocándose en el quinto puesto en cuanto a densidad en aguas del mar de Alborán. Las mayores tasas de encuentro se dan al norte de la Isla de Alborán y el Golfo de Vera, seguidos por Almería y Granada, y siempre en profundidades superiores a los 600m. En el área del mar de Alborán la estima más reciente para el período total de 1992 a 2011 cifra en 294 (95% IC= 245-367) calderones grises, con una densidad de 0,013 individuos por kilómetro cuadrado (Cañadas datos sin publicar).

En los censos aéreos llevados a cabo en 2000 y 2001 en las aguas de las Comunidades Autónomas de Murcia y Valencia en el marco del “Proyecto Mediterráneo” (Raga and Pantoja 2004) se observaron calderones grises en 11 ocasiones, detectándose esta especie en muestreos en todas las estaciones. Los avistamientos se distribuyeron por toda el área de estudio, aunque en el sur de Murcia la frecuencia fue mayor. Las profundidades de los puntos de avistamiento variaron según la región: en el sur de Murcia solamente se encontraron en profundidades muy elevadas, entre 1.800 y 2.500 m, mientras que en resto del área las profundidades variaron entre 100 y 1.400 m. En ambas zonas la mayoría de los avistamientos se encontraron cerca del talud continental. Esta diferencia es debida a que en el área del sur de Murcia la plataforma continental es muy estrecha y que zonas de gran profundidad se encuentra muy próxima a la costa. Según los resultados de ese estudio, la zona del sur de Murcia puede identificarse como una zona muy importante para el calderón gris. La tasa de encuentro para el calderón gris en toda

el área de estudio del sector central fue de 0.0012 avistamientos por milla náutica y de 0.015 individuos por milla náutica, siendo la tercera especie más observada en el área de Murcia y Valencia.

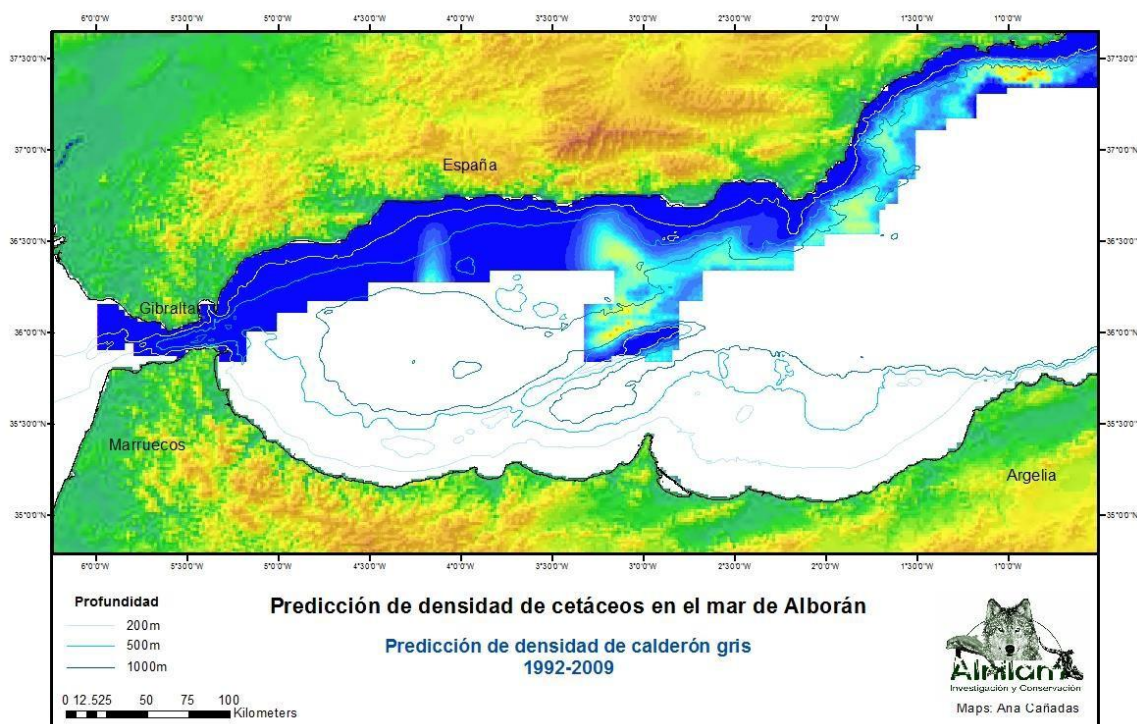


Figura 5. Conocimientos sobre la distribución de calderones grises en el mar de Alborán y Golfo de Vera (Cañadas en prep)

2.5. Calderón negro (*Globicephala melas*)

En el Mediterráneo occidental su presencia es habitual, aunque no muy frecuente, excepto en el golfo de Vera, Mar de Alborán y Estrecho de Gibraltar.

Se han actualizado recientemente las estimas de abundancia para verano (Junio a Septiembre) entre 1992 y 2010 mediante modelización espacial en la zona especificada al inicio de este apartado 2. En este área se estima una población de calderones comunes de unos 2.888 individuos (95% IC: 2.565-3.270; CV: 0,12) y una estima de densidad de 0,122 animales/km² (Cañadas, en prep) Ver Figura 10.

La tasa de encuentro es mucho más alta en el mar de Alborán que en ningún otro lugar del Mediterráneo (Cañadas y Sagarminaga 2000). El número de ejemplares en aguas españolas se va haciendo más escaso al norte del Golfo de Vera, constituyendo tan sólo el 2,1% - 2,5% de los avistamientos registrados allí (Raga y Pantoja 2004). La densidad relativa de calderones es mayor en las zonas del norte del Mar de Alborán, y la predicción de tamaños de grupo es mayor en el Golfo de Vera, sugiriendo que estas zonas son interesantes para la alimentación y reproducción de la especie. Las tasas de encuentro, tanto de grupos como de individuos, en la zona norte del Mar de Alborán y el Golfo de Vera se mantienen más o menos estables con ligeras fluctuaciones, entre 1992 y 2006, con un interesante aumento en 2007 y 2008 (ver figura abajo para tasas de encuentro de grupos y más abajo para tasas de encuentro de individuos).

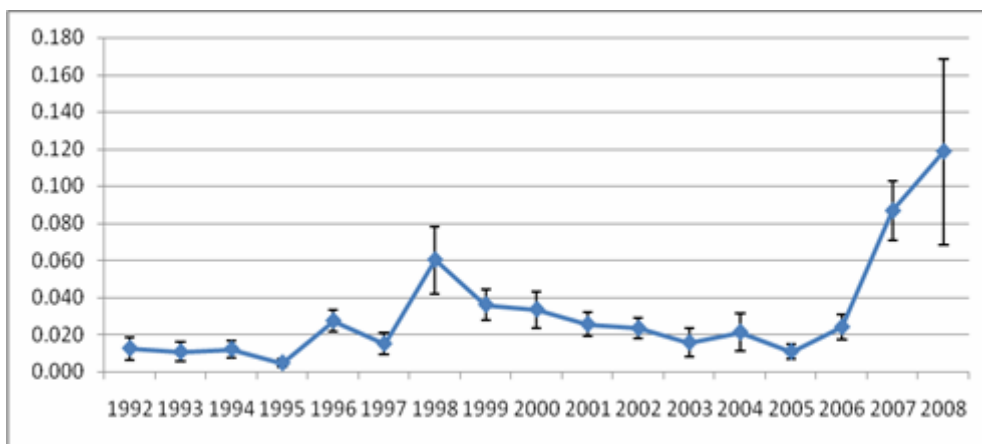


Figura 6a. Tasas de encuentro entre 1992 y 2008 (grupos por milla náutica prospectada) en excelentes condiciones de avistabilidad (Cañadas no publicado)

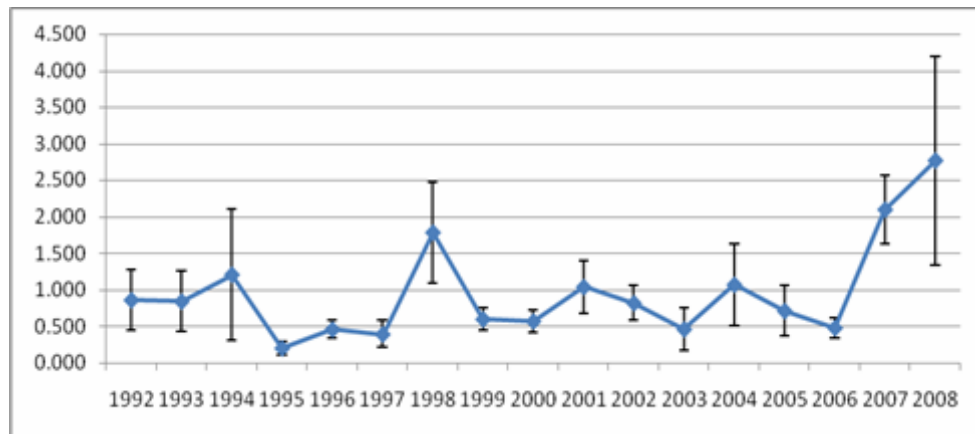


Figura 6b. Tasas de encuentro entre 1992 y 2008 (individuos por milla náutica prospectada) en excelentes condiciones de avistabilidad (Cañadas no publicado)

En el Estrecho de Gibraltar se midió el efecto de la epidemia de Morbillivirus entre 2006 y 2011, viendo la población de calderones comunes pasar de 322 (95% CI: 301-357) a 240 (95% CI: 238-249) individuos (Brévar 2013). La tasa de supervivencia se quedó constante a 0,989 entre 1999-2006. En 2006-07, la epidemia causó un descenso a 0,779 de la tasa de supervivencia. En 2007-08, volvió a subir pero luego siguió una tendencia lineal negativa pasando de 0,944 en 2007-08 a 0,754 en 2010-11 (Brévar 2013).

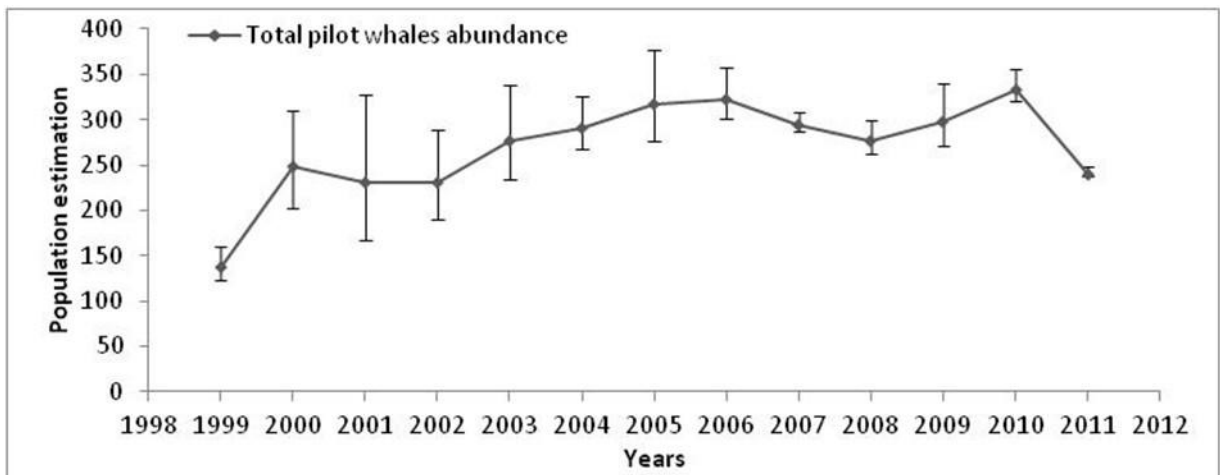


Figura 7. Estima de población total de calderones comunes en el Estrecho de Gibraltar (Brévar 2013).

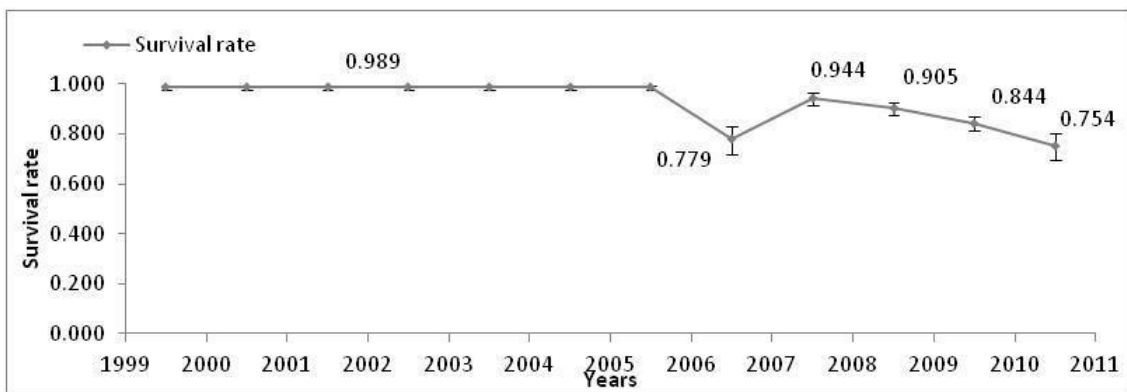


Figura 8. Estimaciones de tasa de supervivencia de calderones comunes en el Estrecho de Gibraltar (Brévar 2013).

En el caso del Mar de Alborán, no se encontró un efecto generalizado de la epidemia sobre toda la población sino que únicamente algunos grupos sociales fueron afectados de manera importante pasando de una tasa de supervivencia de 0,920 entre 1992-2006 a 0,550 entre 2007-2009 (Wierucka et al. in prep).

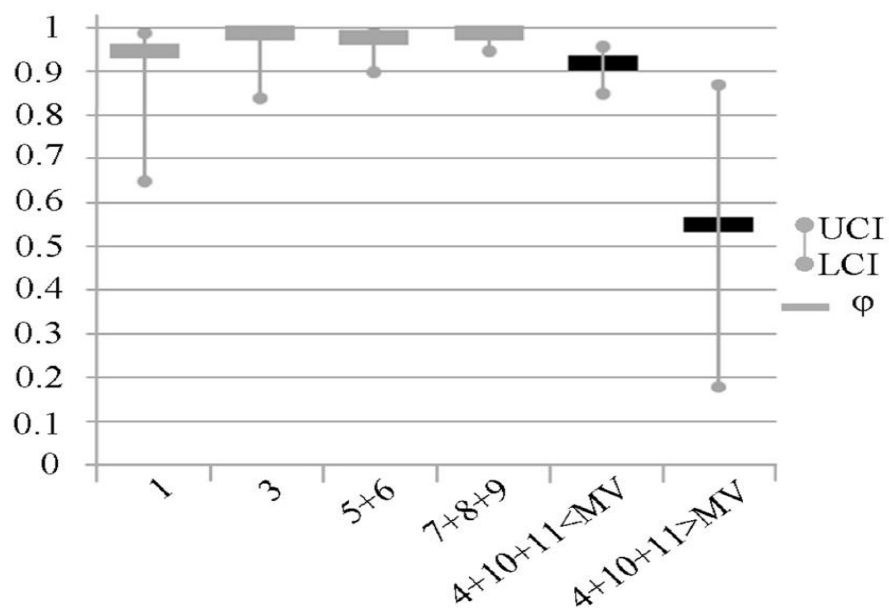


Figura 9. Estima de tasa de supervivencia para diferentes grupos sociales de calderones comunes en el Mar de Alborán. Los grupos 4, 10 y 11 han visto su tasa de supervivencia disminuir después de la epidemia de Morbillivirus en 2006.

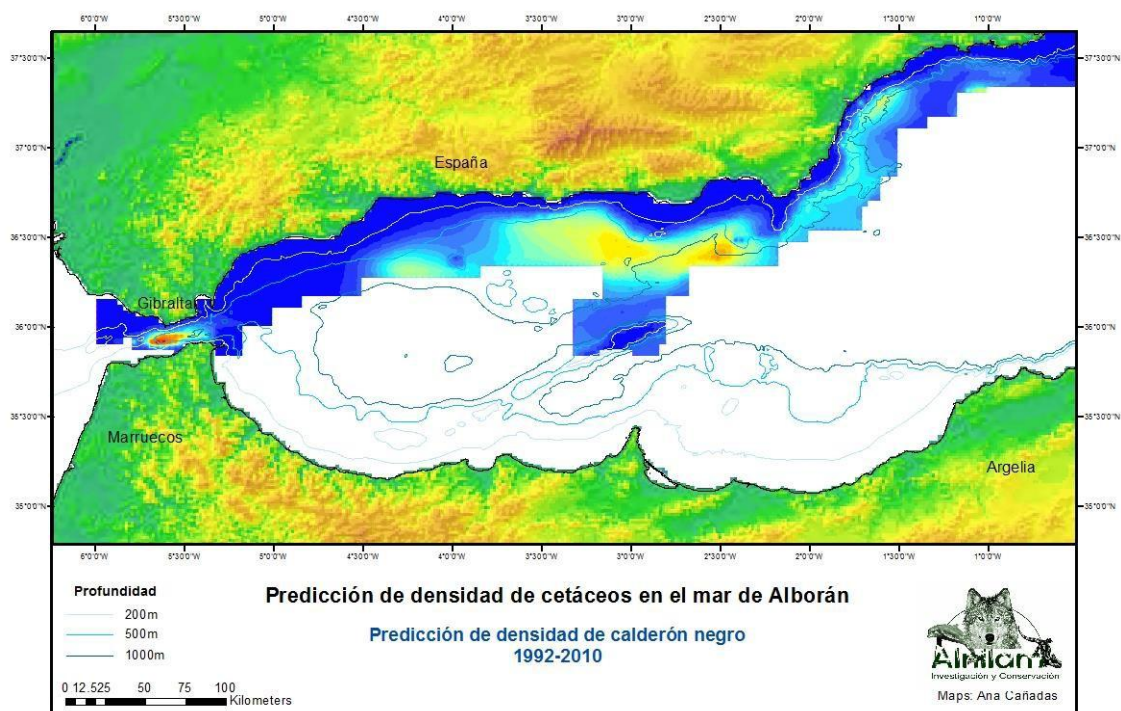


Figura 10. Conocimientos sobre la distribución de calderones comunes en el mar de Alborán y Golfo de Vera (Cañadas en prep)

2.6. Cachalote (*Physeter macrocephalus*)

Debido a su extensa distribución, es difícil estimar el tamaño de la población mundial. Sin embargo, Whitehead (2002) extrapola las densidades estimadas por estudios científicos cubriendo el 24% de su hábitat global, y sugirió que la población actual de cachalotes cuenta con 360.000 animales (C.V.: 0,36), a partir de una población de 1.110.000 de individuos antes de la caza ballenera.

Basándose en estudios realizados en los últimos años a lo largo del Mediterráneo (Gannier *et al.* 2002; de Stephanis *et al.* 2005; Lewis *et al.* 2007; Boisseau *et al.* 2010; Carpinelli *et al.* 2011; Lewis *et al.* in prep), el número total de cachalotes presentes en toda la región Mediterránea se cuenta en centenares de individuos. Por ejemplo, Lewis *et al.* 2013 estima una abundancia de 586 (I.C. 95%: 333-1033) 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.

En el Estrecho de Gibraltar, 47 individuos han sido identificados desde el 1999 al 2010 (Carpinelli *et al.* 2011), con algunos individuos volviendo todos los años a esta zona (Gauffier *et al.* 2009).

En el Mediterráneo español, el cachalote tiene una presencia habitual en el Estrecho de Gibraltar, Mar de Alborán y alrededor de las Islas Baleares (Universitat de Barcelona 1994; Raga y Pantoja 2004; Notarbartolo di Sciara y Birkun 2010). En el sureste peninsular, es habitual en todo el rango de aguas oceánicas continua y nunca se encuentra en la plataforma continental o aguas someras. Posiblemente el mar de Alborán es una zona de paso entre el Estrecho de Gibraltar y otras áreas de la cuenca occidental, donde su presencia es habitual.

El siguiente mapa muestra la predicción de densidad relativa de cachalotes en el mar de Alborán.

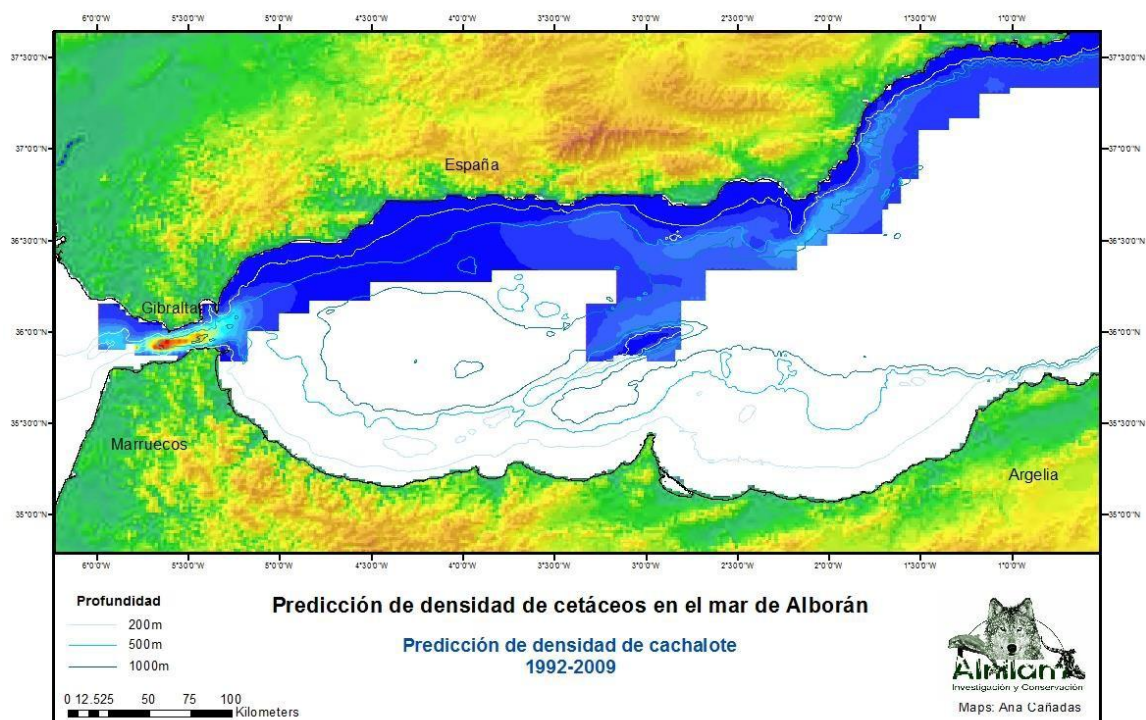


Figura 11. Conocimientos sobre la distribución de cachalotes en el mar de Alborán

2.7. Rorcual común (*Balaenoptera physalus*)

La mayoría de la información acerca de la distribución de los rorcuales comunes en el Mediterráneo ibérico proviene del “Inventario de los cetáceos mediterráneos ibéricos: estatus y problemas de conservación” (Universitat de Barcelona 1994) y del “Proyecto Mediterráneo. Zonas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español” (Raga y Pantoja 2004).

El volumen de detecciones acústicas obtenidas a lo largo de la cuenca Balear, mar de Alborán y Estrecho de Gibraltar confirman que la presencia del rorcual común es habitual durante el otoño y el invierno en estas áreas y demuestran que los rorcuales también utilizan este corredor durante su migración hacia el sur al final de su periodo de alimentación estival (Castellote *et al.* 2011). Asimismo, las detecciones obtenidas en el área de la isla de Alborán confirman que es un área de invernada para el rorcual común dónde podrían desarrollar conjuntamente actividades de alimentación y de reproducción.

El Estrecho de Gibraltar actúa como corredor migratorio entre la cuenca occidental del mar de Alborán y el océano Atlántico, con un desplazamiento predominante hacia el este en otoño e invierno y hacia el oeste en primavera y verano (Salazar-Sierra *et al.* 2004; Gauffier *et al.* 2009). Asimismo, por lo menos 4 individuos fueron avistados en dos ocasiones navegando hacia el Mediterráneo con un intervalo de 1 a 4 años entre sus dos migraciones (Gauffier *et al.* 2009). La intensa actividad ballenera del siglo XX puede haber extirpado la población migrando en el Estrecho de Gibraltar (Cañadas *et al.* 1999; Sanpera y Aguilar 1992; Aguilar y Borrel 2007; Palsbøll *et al.* 2004). La disminución de la abundancia de rorcuales en esta zona pudo haberse producido por la pérdida de la existencia de este hábitat en la memoria cultural de la población de rorcuales (Clapham *et al.* 2008).

Un seguimiento reciente por satélite parece confirmar que el Mediterráneo Español contaría con animales procedentes del Atlántico y con animales típicamente Mediterráneos.

No existe estima de abundancia para todo el Mediterráneo. Forcada *et al.* (1996) estimó la presencia de 3.500 rorcuales comunes para la parte noroccidental de la cuenca Mediterránea en 1991. Probablemente el número total para todo el Mediterráneo no superaría los 5.000 ejemplares (Notarbartolo di Sciara y Birkun 2010). En el Santuario Pelagos se ha podido observar un descenso de la población desde 900 individuos en 1992 (Forcada *et al.* 1995) hasta menos de 250 individuos ($N=147$; $CV=27,04\%$; $95\% CI=86-250$) en 2009 (Panigada *et al.* 2010). No se sabe si el descenso se podría explicar por el desplazamiento de animales hacia otra parte del Mediterráneo, sin embargo la reducción o modificación de un hábitat crítico se tiene que tratar con precaución, y no se puede rechazar la posibilidad de una disminución de la población a nivel de todo el Mediterráneo.

En el Estrecho de Gibraltar, 55 individuos han sido foto-identificados, con algunos ejemplares observados en dos ocasiones en años diferentes (Gauffier *et al.* 2009), pero el esfuerzo fotográfico no es suficiente para obtener estimas fiables del número de rorcuales comunes que usan el Estrecho, aunque haya aumentado en los últimos años. Selling (2007) propuso una estima de entre 48 y 122 rorcuales cruzando el Estrecho cada año a partir de datos de observaciones desde barcos de avistamiento turístico de cetáceos. La mayoría de los individuos observados en el Estrecho de Gibraltar son adultos aunque también se han registrado madres acompañadas de crías y jóvenes.

2.8. Zifio de Cuvier (*Ziphius cavirostris*)

El zifio de Cuvier es una especie predominantemente oceánica, frecuentemente asociada con hábitats de gran pendiente y con marcada preferencia por cañones submarinos y escarpes (D'Amico et al. 2003; MacLeod 2005; Podestá et al. 2006; Azzellino et al. 2008). En el mar de Alborán, estas ballenas picudas se distribuyen en aguas de más de 600m de profundidad y más de 40m por km de pendiente, siendo especialmente más frecuentes sobre la isobata de 1000m en un área de cañones submarinos situados al sur-suroeste de Almería (Cañadas et al. 2002; Cañadas et al. 2005). En la fosa helénica, los zifios de Cuvier se suelen observar en áreas de entre 500 y 1500 m de profundidad, aunque también se tiene constancia de su presencia en aguas más profundas sobre la llanura abisal (Frantzis et al. 2003). En la parte central del mar de Liguria, concretamente en el golfo de Génova, es especialmente abundante alrededor de los cañones submarinos (D'Amico et al. 2003). Concretamente, en esta zona Scalise et al. (2005) han estimado una profundidad óptima de encuentro de 1358m (rango=641-2545, es= 514) y una pendiente óptima de 77.1 m (rango= 3-256.5, es=57). En esta misma zona durante las campañas organizadas por NURC las observaciones de esta especie se situaron en aguas comprendidas entre los 500 y 2600m de profundidad, con tasas de encuentro máximas en el rango de profundidades de 1000-1500m (M. Carron, pers. comm.). En la parte occidental del mar de Liguria, se encuentran estrechamente asociados con zonas de profundidad concreta y gradiente de pendiente característico de límite exterior de la plataforma continental y del talud continental con profundidades medias de 1722m (rango=795-2500m, es=276) (Azzellino et al. 2008).

La modelización de hábitat para el zifio de Cuvier en el Mediterráneo llevada a cabo bajo el auspicio de ACCOBAMS y fruto de la colaboración de muchas organizaciones incorpora datos de esfuerzo y avistamientos registrados durante el período comprendido entre 1990 y 2010. Los resultados del análisis de estos datos identifican 3 áreas con mayores densidades relativas de zifios de Cuvier; el mar de Alborán, la parte central del mar de Liguria, y la fosa helénica junto con la parte sur del mar Egeo (al norte del mar de Creta). Adicionalmente con valores más bajos se sitúan el mar Tirreno, la parte sur del mar Adriático y algunas áreas del norte de las islas Baleares y el sur de Sicilia. El modelo también predice un área de densidad relativamente alta en la zona oriental del Mediterráneo en aguas profundas de Siria, sin embargo, la falta de esfuerzo y de datos en esta zona requerían de un estudio previo antes de llegar a conclusiones sólidas sobre la abundancia relativa de esta especie en este lugar (Cañadas et al. 2011).

Gracias a los datos de avistamientos recogidos bajo el paraguas de Alnitak Marine Research Center en los últimos años y, más recientemente durante el proyecto "Beaked whales and pilot whales in the Alboran Sea (SW Mediterranean): research towards improved science-based mitigation strategies from man-made sound", proyecto financiado por el Office for Naval Research (Estados Unidos) en colaboración con Woods Hole Oceanographic Institute (Estados Unidos), Alnitak Marine Research Center y Alnilam Investigación y Conservación, se ha podido obtener una estima de

abundancia de zifios en el mar de Alborán, una zona catalogada a nivel mundial como de alta densidad para esta especie.

En el Mar de Alborán, desde el Estrecho de Gibraltar hasta la vertical entre Cabo de Palos y Argelia, se ha estimado una abundancia de 429 (95%IC = 334 – 557) animales y una densidad de 0.005 animales por km²(CV=22%), corregida para el error de disponibilidad a partir de datos de buceo (Cañadas, en prep.).

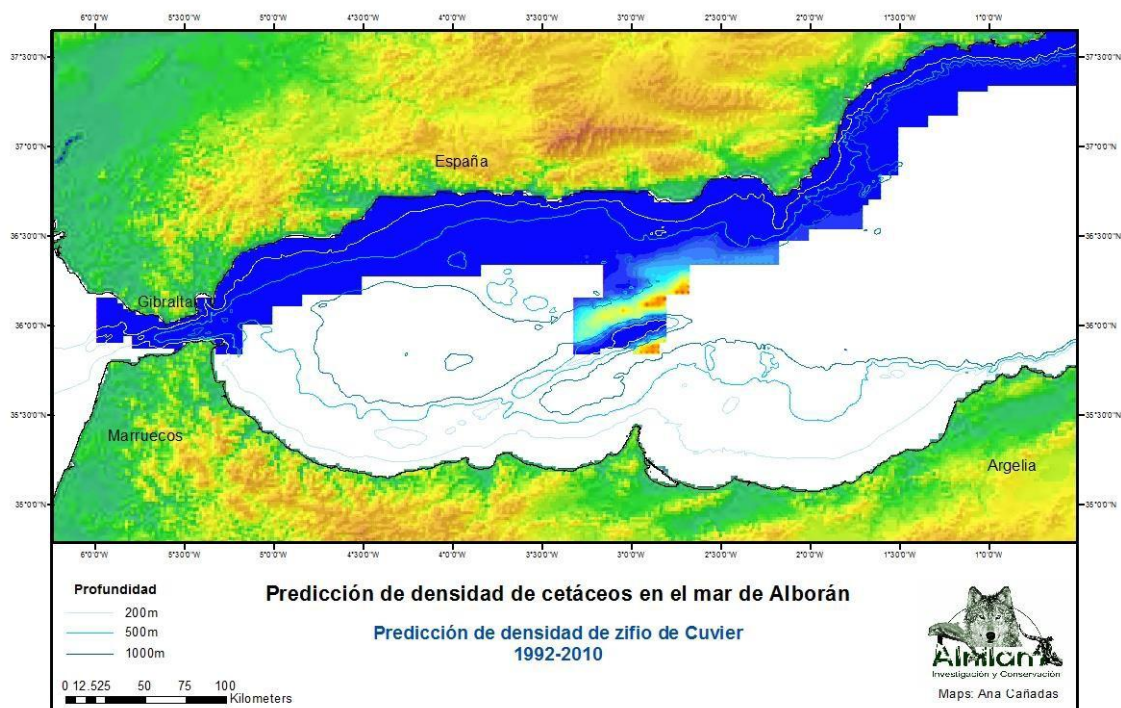


Figura 12. Conocimientos sobre la distribución de zifios de Cuvier en el mar de Alborán (Cañadas en prep)

2.9. Orca (*Orcinus orca*)

En el Mediterráneo, tan solo se han observado de forma esporádica (Casinos 1981, Raga et al. 1985, Notarbartolo di Sciara 1987, 2002, Notarbartolo di Sciara y Birkun 2010). Al contrario en el Golfo de Cádiz, las orcas son regularmente observadas en el Estrecho de Gibraltar y aguas atlánticas contiguas (de Stephanis et al. 2002, 2005a, 2005b, Esteban 2008). Empresas de avistamiento de cetáceos del sur de Portugal tienen escasos avistamientos de orcas, durante los meses de verano (Gonçalves pers. Comm.).

Hasta el día de hoy solo 47 individuos han sido foto-identificados en la población del Estrecho de Gibraltar, existiendo cinco grupos sociales, pertenecientes probablemente a dos “ecotipos” de orcas (Esteban 2008). Los mismos animales han sido observados entre 1999 y 2009 y se suelen observar constantemente entre marzo y octubre (temporada de muestreos intensos en la zona de estudio). A pesar de no haber sido observados durante el invierno, esto puede ser debido a la falta de esfuerzo de búsqueda en estas épocas del año. No se han podido establecer ninguna conexión con otras poblaciones de orcas del Atlántico norte por medio de identificación fotográfica de aletas dorsales (Foote, pers. comm.).

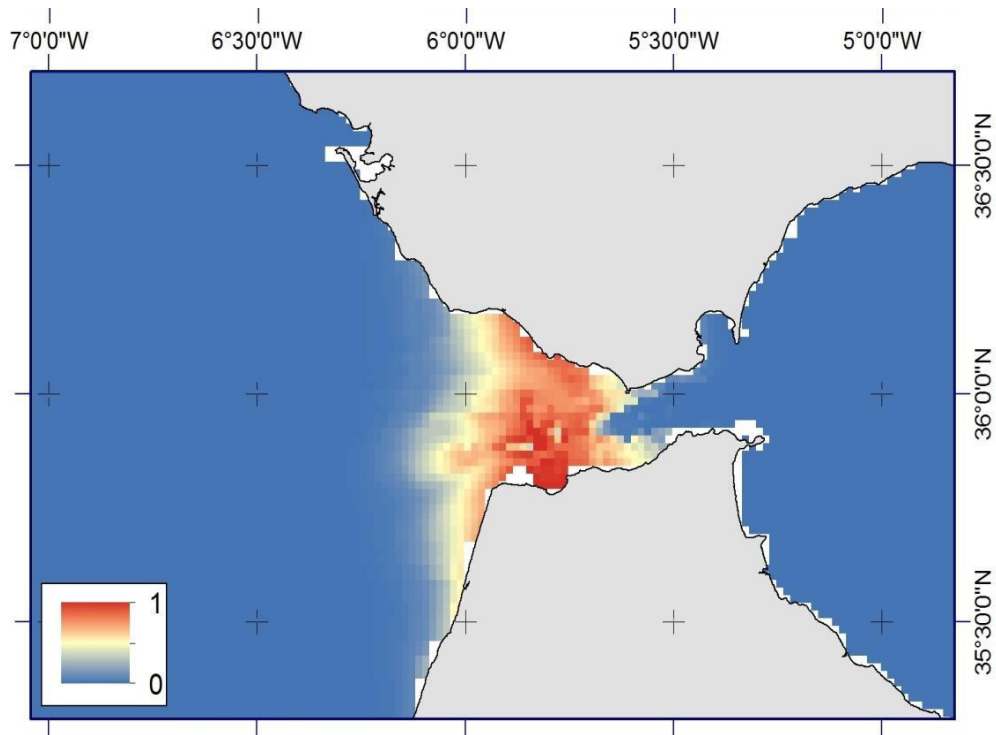


Figura 11. Conocimientos sobre la distribución de orcas en el estrecho de Gibraltar (ESTEBAN et al 2013).

3. Assessment of the impact of the threats present, taking into account any interactions with human activities such as collisions and by-catch

Se hizo una recopilación y análisis de datos de actividades humanas recopilados por la ong Alnitak mientras la Dra. Cañadas dirigía su trabajo científico, para el proyecto LIFE INDEMARES (coordinado por la Fundación Biodiversidad) en 2010. Se calcularon tasas de encuentro de actividades humanas dividiendo el número de barcos de cada tipo contabilizados en cada cuadrícula en la que se dividió la zona de estudio del mar de Alborán, por el número de muestreos realizados en dichas cuadrículas.

Las figuras 12 a 16 muestran las tasas de encuentro de barcos de gran tonelaje, para el período completo 1997-2009, el período anterior al desplazamiento del dispositivo de separación de tráfico de Cabo de Gata 1997-2006, el mismo período pero indicando las líneas de tráfico principales, el período posterior al desplazamiento del dispositivo de separación de tráfico 2007-2009, y el mismo período pero indicando las líneas de tráfico principales, respectivamente.

Las figuras 17 a 20 muestran las tasas de encuentro para embarcaciones pequeñas, barcos de pesca de arrastre, barcos de pesca de trasmallo y barcos de pesca deportiva, respectivamente.

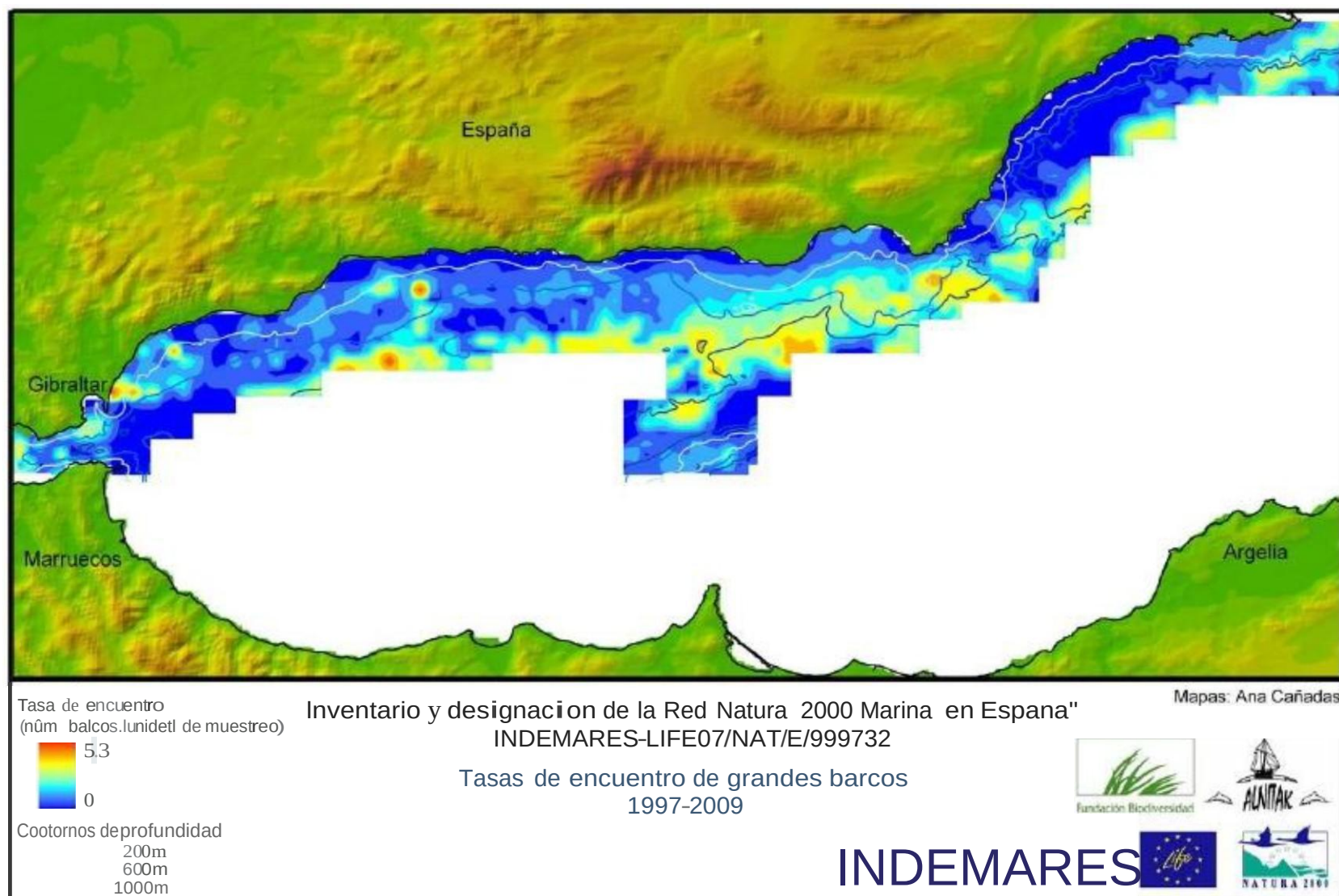


Figura 12. Tasas de encuentro barcos de gran tonelaje para el período completa 1997-2009.

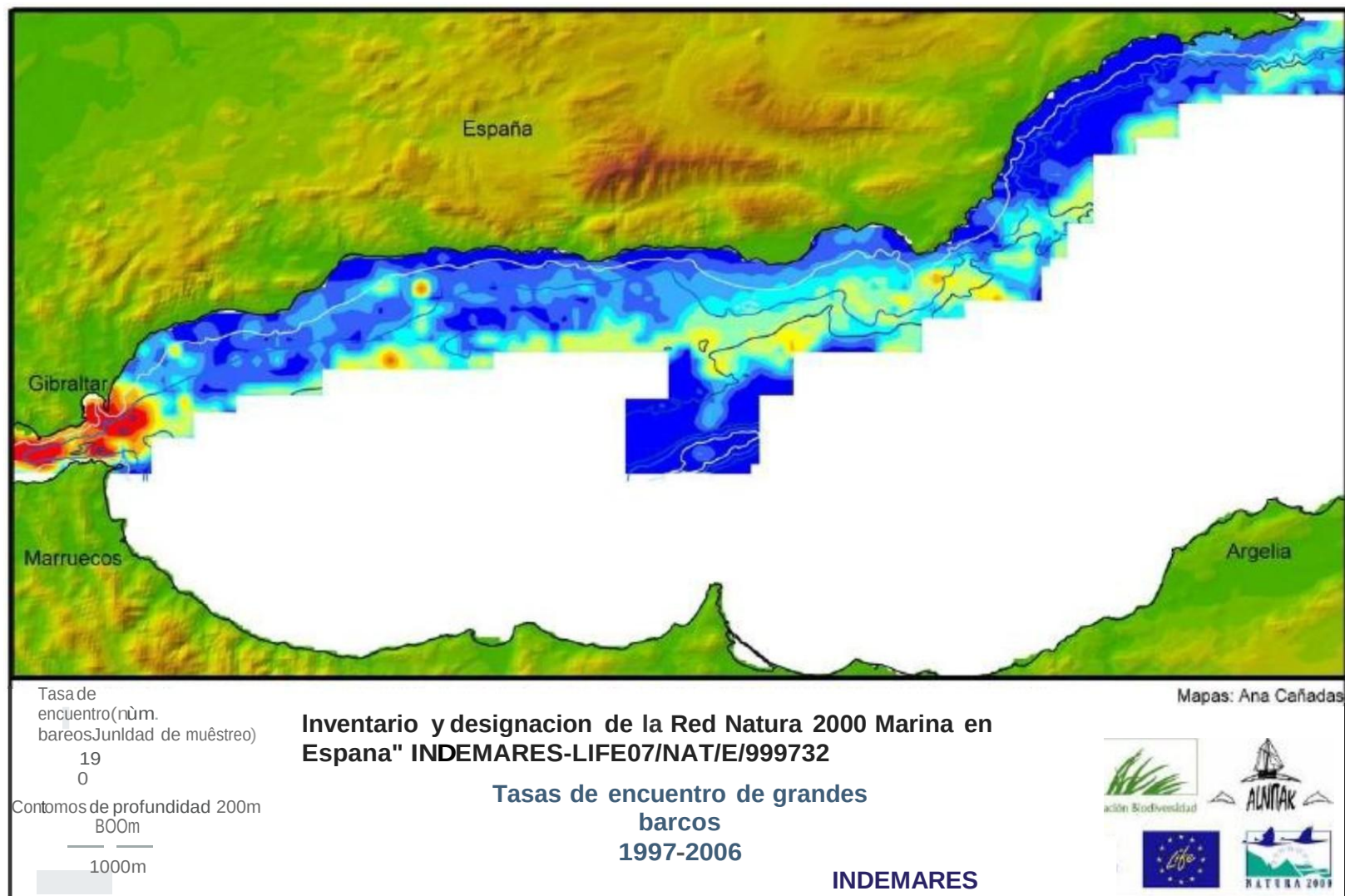


Figura 13. Tasas de encuentro de barcos de gran tonelaje para el periodo anterior al desplazamiento del dispositivo de separación de trafico 1997-2006.

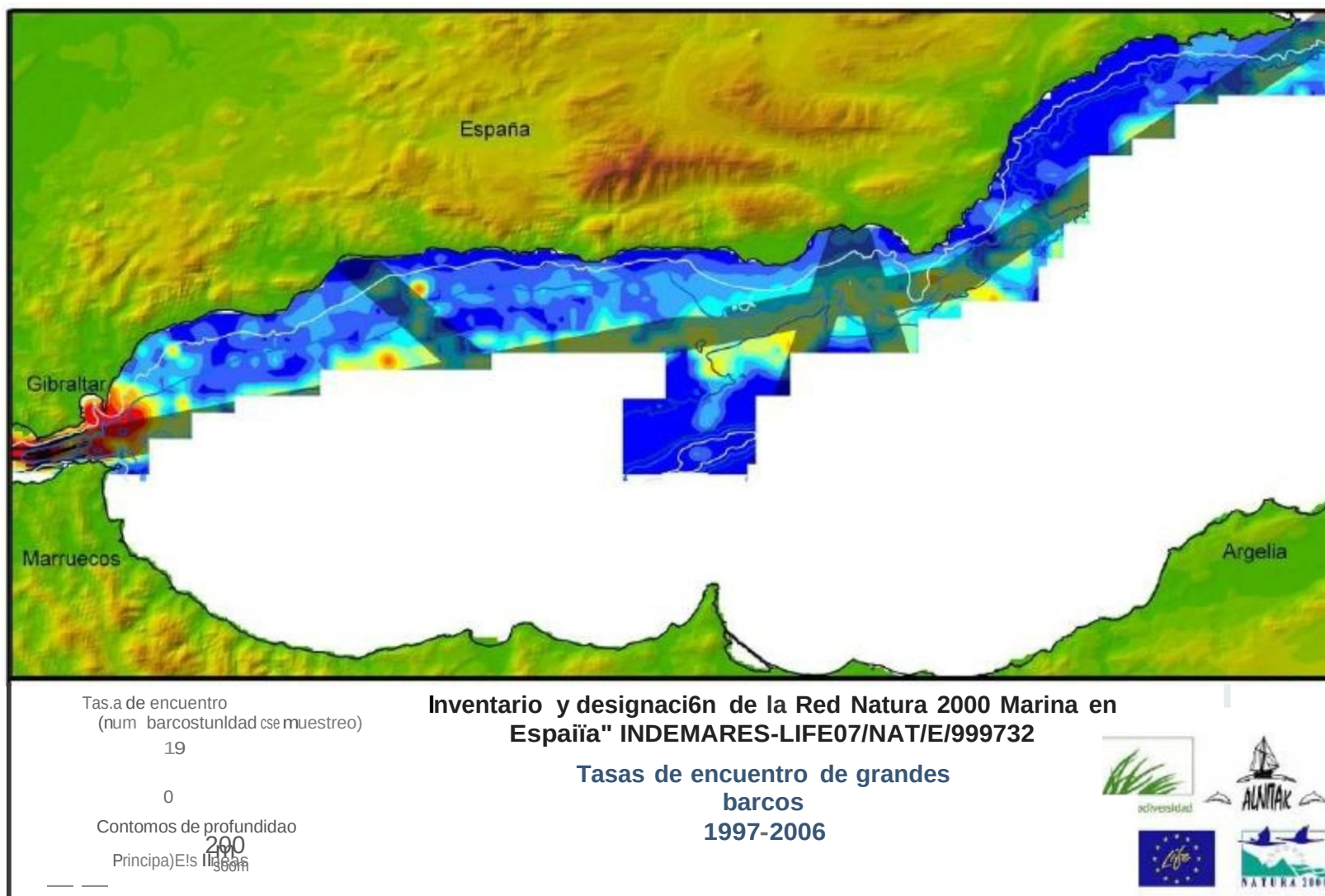


Figura 14. Tasas de encuentro de barcos de gran tonelaje para el periodo anterior al desplazamiento del dispositivo de separación de tráfico 1997-2006, con las líneas principales de tráfico marítimo.

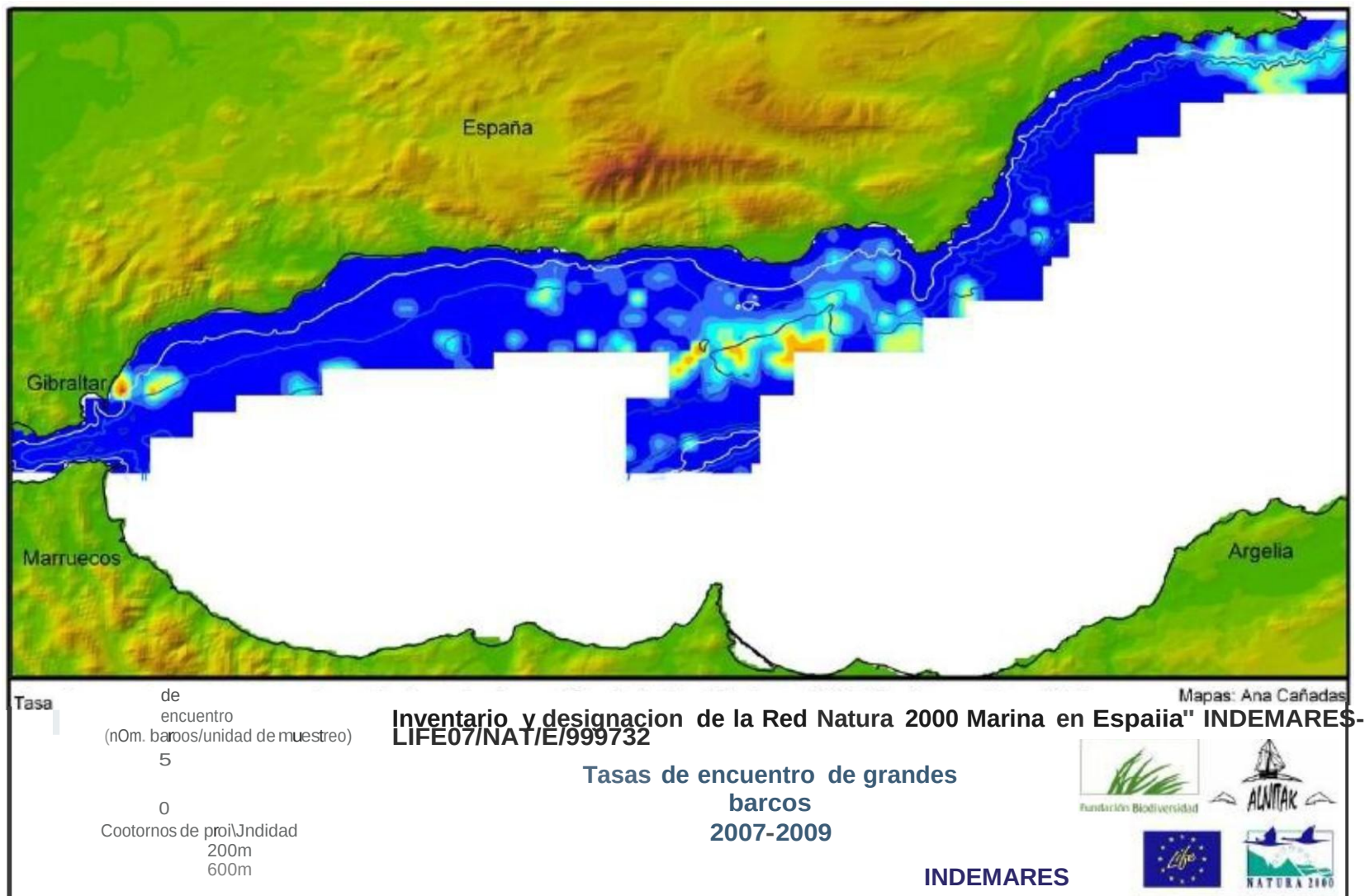


Figura 15. Tasas de encuentro de barcos de gran tonelaje para el período posterior al desplazamiento del dispositivo de separación de tráfico 2007-2009.

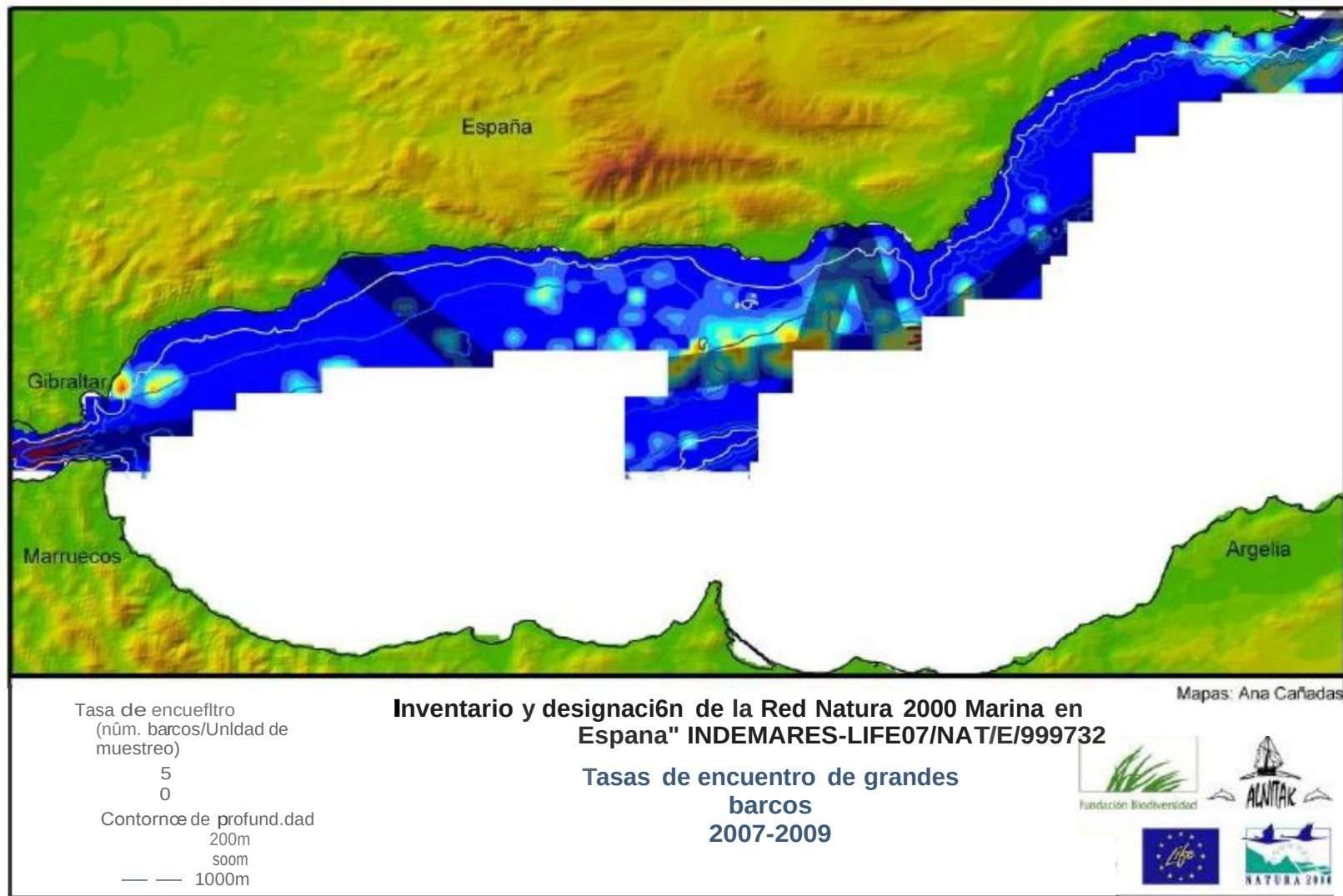


Figura 16. Tasas de encuentro de barcos de gran tonelaje para el período posterior al desplazamiento del dispositivo de separación de tráfico 2007-2009, con las líneas principales de tráfico marítimo.

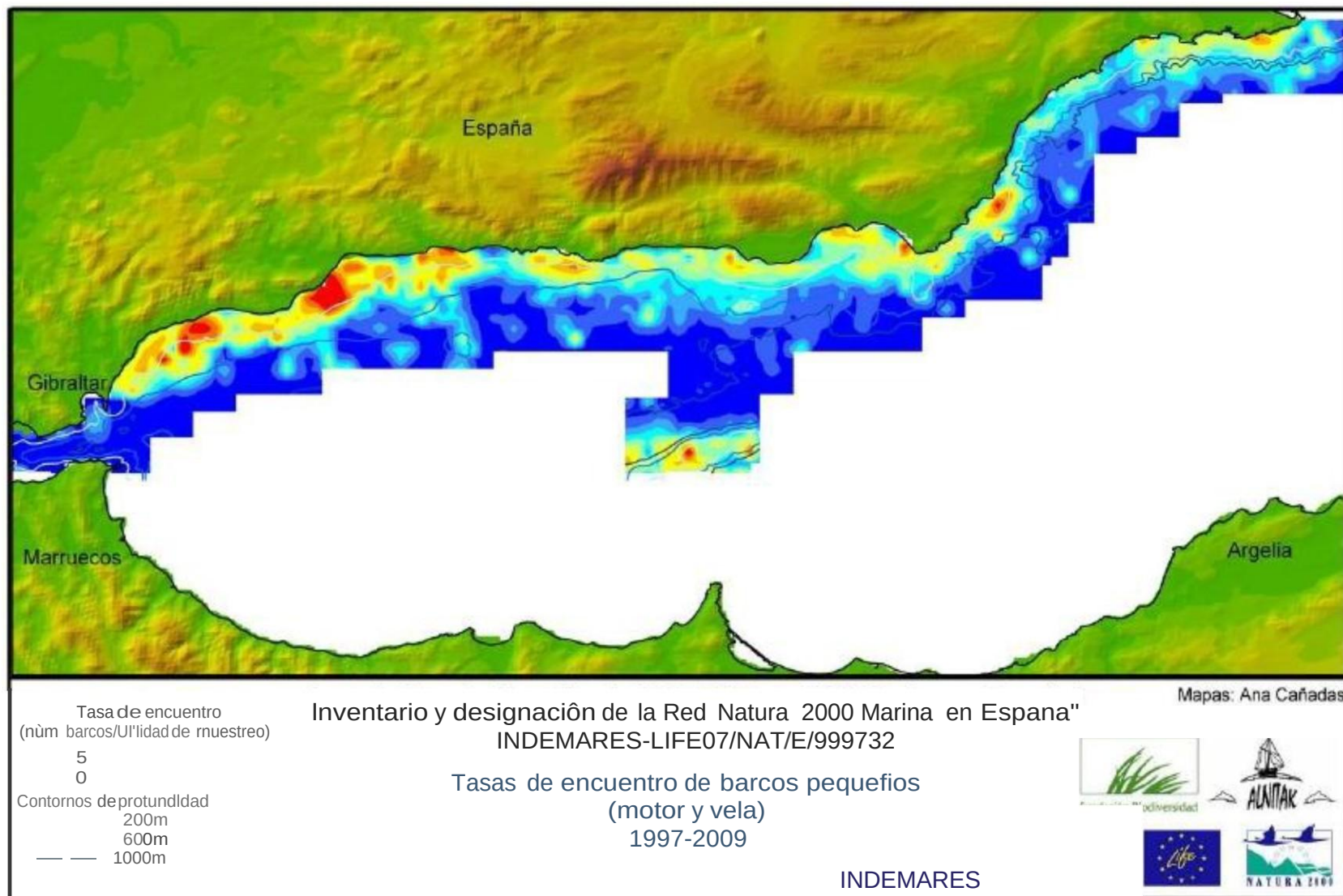


Figura 17. Tasas de encuentro para embarcaciones de pequeño tamaño (motoras y veleros) entre 1997 y 2009.

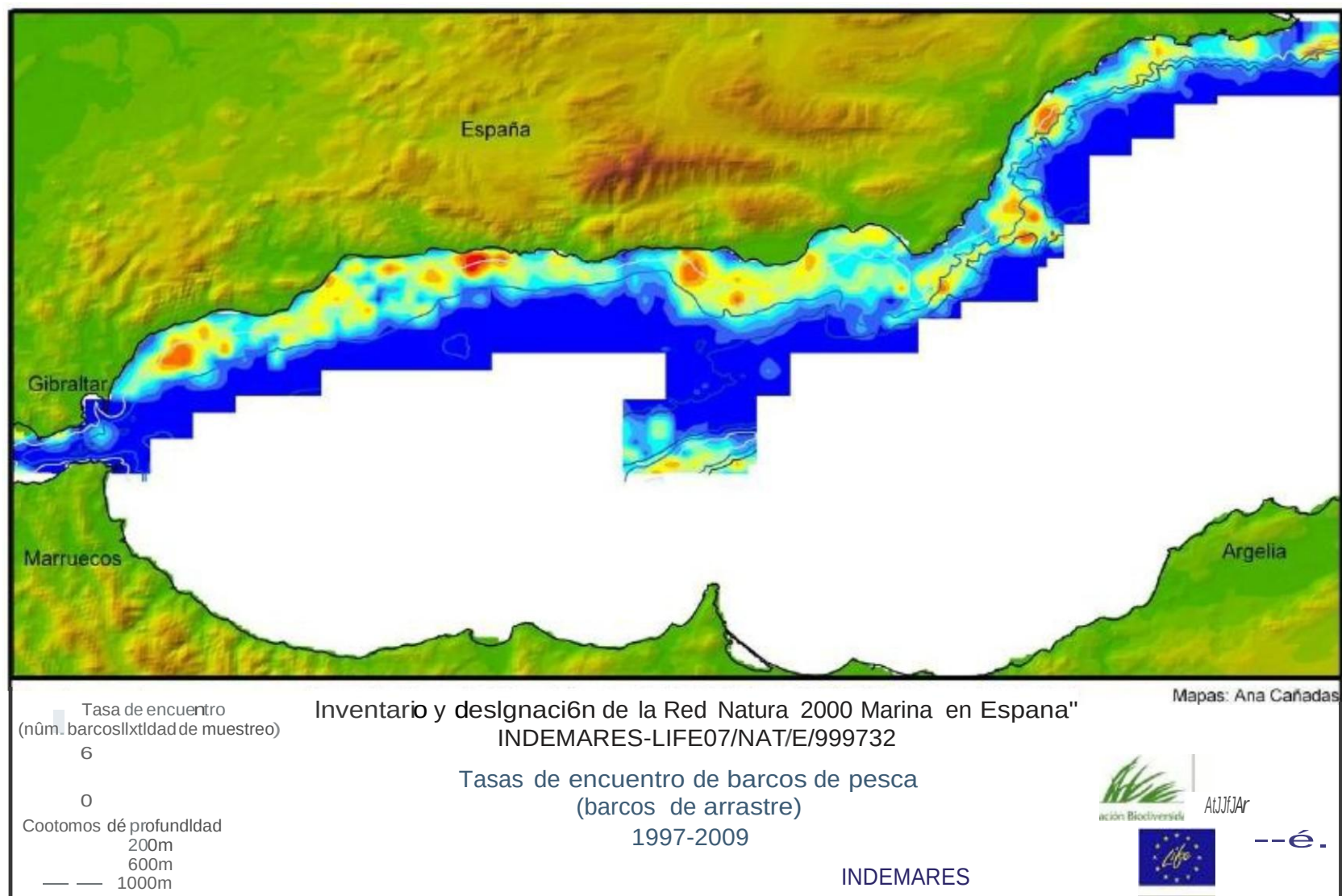


Figura 18. Tasas de encuentro para barcos de pesca de arrastre entre 1997 y 2009.

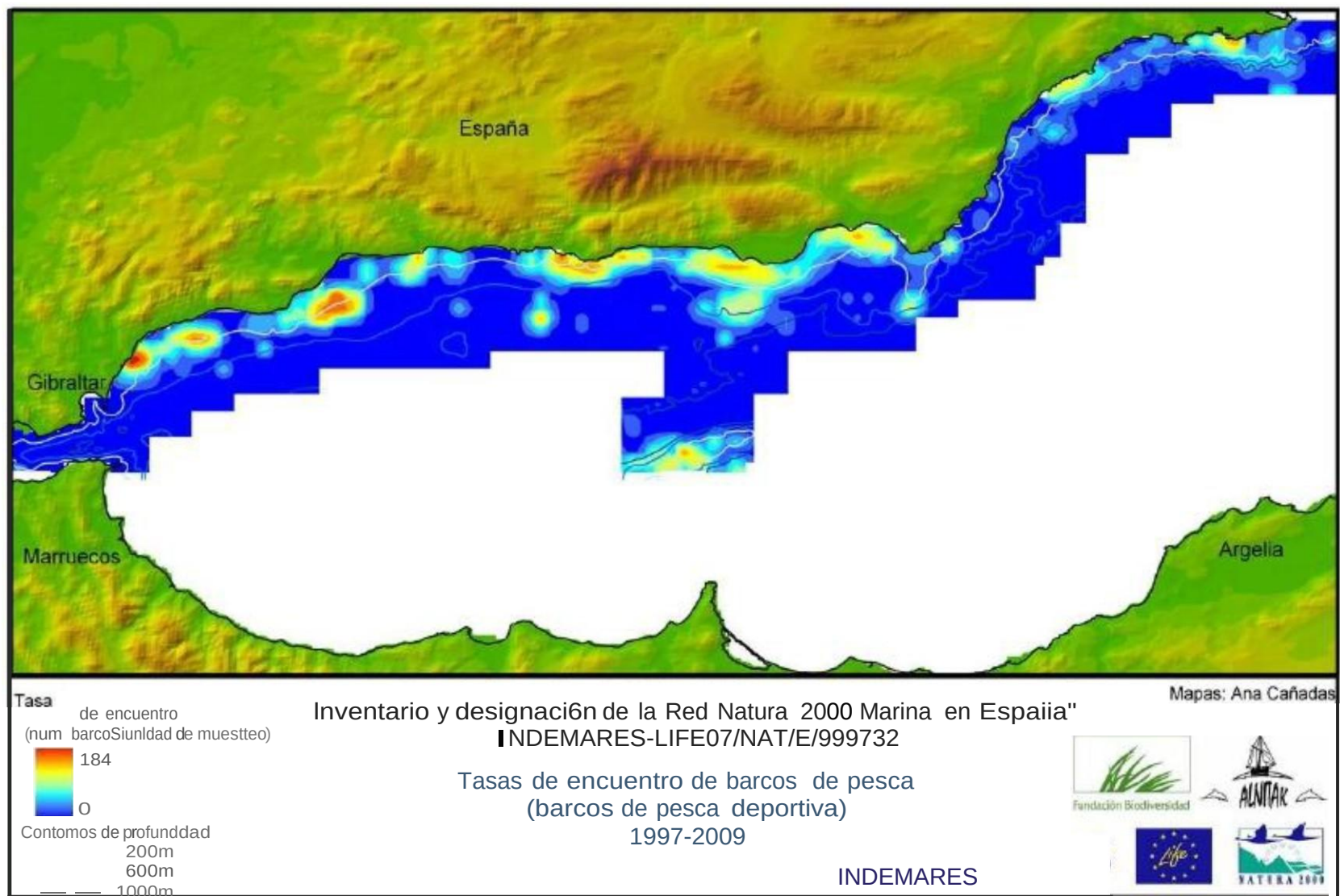


Figura 19. Tasas de encuentro para barcos de pesca deportiva entre 1997 y 2009.

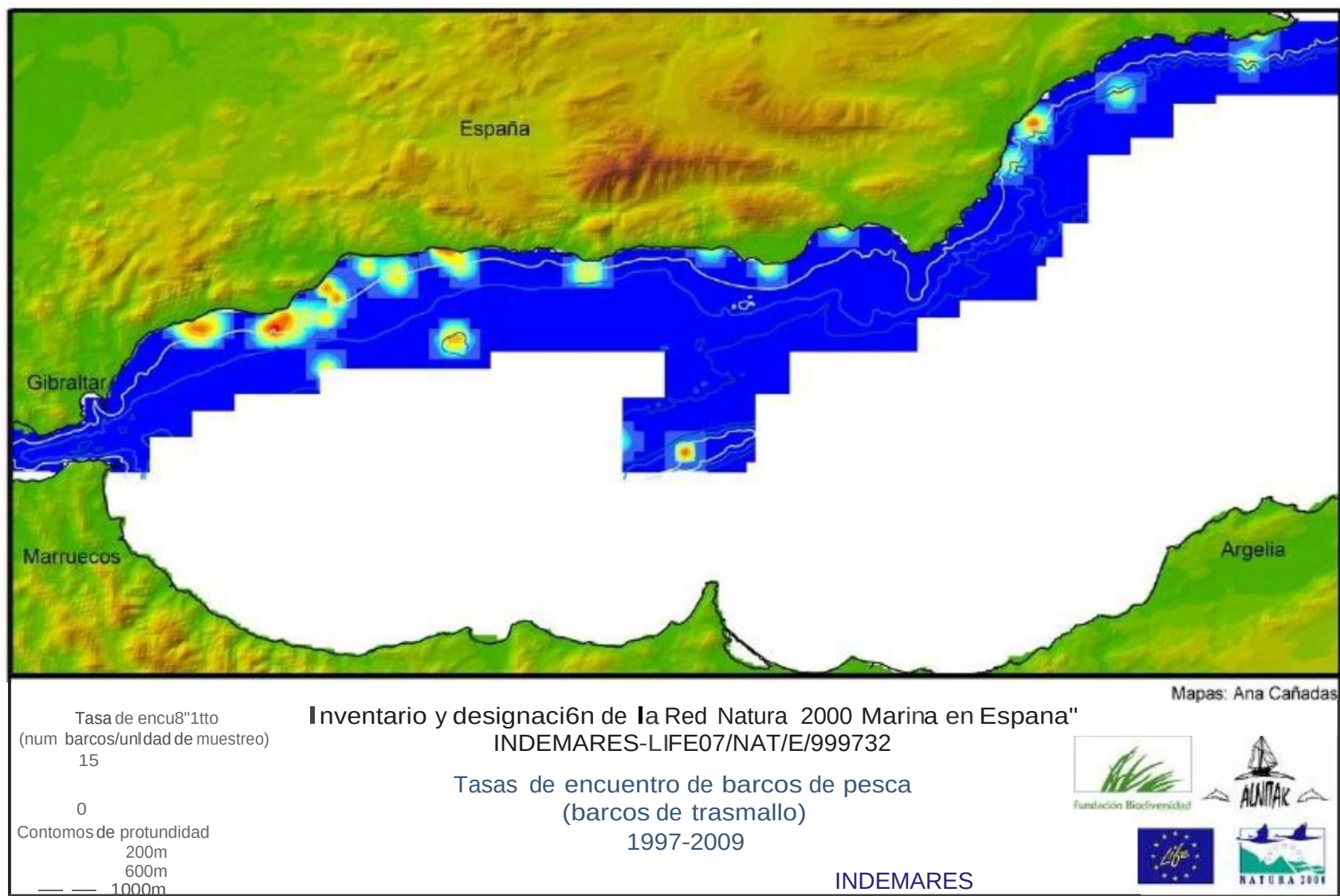


Figura 20. Tasas de encuentro para barcos de pesca de trasmallo entre 1997 y 2009.

3.1. Amenazas identificadas para los cetáceos en el mar de Alborán

A continuación se describen cada una de las amenazadas identificadas, y al final de cada una se caracteriza por su importancia (BAJO, MEDIO, ALTO) para cada especie. En algunos casos donde se tiene más información o las amenazas actúan de forma diferente sobre diferentes especies, se ha descrito de forma específica para dichas especies.

3.1.1. Interacciones con pesquerías

3.1.1.1. Capturas incidentales (interacción operacional)

Delfines comunes y listados

Las capturas incidentales son una de las mayores amenazas para muchas poblaciones de cetáceos, y pueden haber jugado un papel importante en el declive de la población de delfines comunes en algunas zonas del Mediterráneo (Di Natale y Notarbartolo di Sciara 1994; IWC 1994; UNEP/IUCN 1994; Aguilar y Silvani 1995; Forcada y Hammond 1998; Silvani *et al.* 1999).

En el mar de Alborán la flota española capturaba incidentalmente con redes de enmalle un par de centenares de delfines comunes al año a principios de los años noventa (Silvani *et al.* 1999). Sin embargo, según la estima de Tudela *et al.* (2005), la flota marroquí durante el año 2003 capturó en doce meses entre 3110 y 4184 delfines comunes y listados con una proporción del 50% de cada especie en el mar de Alborán. Esta gran cantidad de capturas es debida a la mayor longitud de las redes y al enorme esfuerzo pesquero anual tras realizar una temporada de pesca muy extensa. A la vez Tudela *et al.* (2005) estimaron una captura anual de la flota con base en Tánger de entre 11590 y 15127 (tanto delfines comunes como listados capturados en el Estrecho de Gibraltar y Golfo de Cádiz) basándose en la hipótesis de que hay una tasa de captura accidental similar a la que se da en el mar de Alborán. Esta estima, como remarcan los autores, debe ser tomada con precaución ya que se basa en una asunción sin verificar.

De acuerdo con la Comisión Ballenera Internacional la tasa de extracción de cetáceos de una población no debería exceder la mitad del máximo de la tasa de crecimiento poblacional (IWC 1995). Este organismo internacional advierte que una extracción anual antropogénica del 2% de la mayor estima poblacional disponible puede causar un declive en la población y requiere una inmediata acción para reducir las capturas accidentales (Hobbs y Jones 1993; López *et al.* 2003). Por lo tanto los resultados de Tudela *et al.* (2005) son alarmantes ya que se estima que las capturas incidentales en el mar de Alborán para delfines comunes y delfines listados son superiores al 10% de las estimas poblacionales de Forcada *et al.* (1996). Sin embargo, si tomamos como referencia los datos de Cañadas y Hammond (2008) para el norte del mar de Alborán y se extrapola de una manera simple a toda la cuenca del mar de Alborán se obtiene una abundancia de unos 95.000 delfines comunes, por lo tanto las capturas accidentales representarían alrededor del 2% en vez del 10% si cogemos como referencia los datos de Forcada y Hammond (1998). Desafortunadamente se tiene poco conocimiento de la población de delfines comunes en el sur de la cuenca del mar de Alborán y en consecuencia, cualquier inferencia hecha con los datos del norte de la cuenca tiene que tomarse con cierta precaución (Cañadas y Hammond 2008). Sin embargo, parece ser que la densidad de población en la porción suroeste puede ser relativamente alta porque tanto en las campañas de 1991 como en la de 1992 hechas por Forcada y Hammond (1998) detectaron agregaciones de delfines comunes cercanos a la costa suroeste del mar de Alborán, correspondiendo al borde del giro oeste anticiclónico, que presenta una gran productividad (Rodríguez 1982; Rubín *et al.* 1992).

El resto de la porción sur del mar de Alborán es mucho más pobre que la sección norte en términos de nutrientes y productividad (Parrilla y Kinder 1987; Rubín 1994), y finalmente las densidades de delfines comunes en esta área es muy probable que sean inferiores respecto a altas áreas productivas del norte del mar de Alborán (Cañadas y Hammond 2008). Contrariamente, avistamientos oportunistas alrededor de Melilla indican una relativa presencia durante todo el año de delfines comunes en aguas costeras (A. del Salto pers. Comm en Cañadas y Hammond 2008).

Los datos de capturas incidentales de Tudela *et al.* (2005) contrastan con la ausencia de una tendencia negativa en la abundancia en el mar de Alborán en el estudio de Cañadas y Hammond (2008). Estos autores argumentaron que esta discordancia podría ser debida a los siguientes factores: a) La estima de las capturas accidentales viene de un único puerto en la costa marroquí y se extrapola a otros puertos. Si la tasa de capturas incidentales en otros puertos fuese inferior que la de dicho puerto (debido por ejemplo a las diferencias en la densidad de delfines y en el uso del hábitat a lo largo de la costa y las diferencias en las operaciones pesqueras de la flota que usan redes de deriva) se podrían haber sobrestimado las capturas; b) Puede haber una estructuración poblacional dentro del mar de Alborán, siendo los delfines comunes de la parte sur diferentes a los de la parte norte. En este caso, las capturas de la flota marroquí estarían afectando a la “población” del sur, mientras que la “población” del norte no se vería afectada. Esta situación parece poco probable, debido al tamaño de la cuenca y a la gran movilidad de los delfines; c) La población es suficientemente grande (por ejemplo la densidad de la porción sur es mayor) para mantener la tasa de capturas accidentales, por lo tanto no se esperaría ninguna tendencia poblacional. Pero actualmente se desconoce el tamaño de población para toda la cuenca.

Por consiguiente, es necesario muestrear toda la cuenca para poder tener estimas adecuadas de la población en todo el mar de Alborán y especialmente en la costa norteafricana (Cañadas y Hammond 2008), así como realizar el seguimiento de las capturas accidentales en otros puertos marroquíes. Por último también sería de extremo interés conocer si existe una estructura poblacional entre el norte y el sur del mar de Alborán para que de este modo se pueda conocer con exactitud la dinámica de la población. Actualmente la pesca con redes a la deriva está prohibida, pero a pesar de las prohibiciones por la GFCM (Comisión General de Pesca del Mediterráneo), el ICCAT, y la Comisión Europea, e incluso después de que el acuerdo de ACCOBAMS haya sido modificado en 2007 para prohibir explícitamente el uso de este arte de pesca por los estados miembros (Notarbartolo di Sciara y Birkun 2010) se siguen encontrando animales enmallados en redes a la deriva. En estos momentos, la pesca ilegal con esta arte en aguas mediterráneas representa potencialmente una importante amenaza a considerar para la supervivencia de los delfines comunes.

También cabe destacar que, la flota de palangre de superficie española que opera en el Mediterráneo, atrapa entre 12 y 32 cetáceos al año, en su mayoría delfines comunes, delfines listados y calderones comunes. Con una estima de tasa de mortalidad del 10%, pereciendo cada año en este arte de pesca entre 1 y 3 cetáceos (Universidad de Barcelona 1994). En Estados Unidos, las enmiendas a la Ley de Protección de los Mamíferos Marinos en 1994 introdujeron un proceso en el que se establecieron límites de extracción anual permisibles para cada stock de mamíferos marinos, basado en el nivel de Extracción Biológica Potencial (EBP, del inglés: Potential Biological Removal o PBR) y, en el que las actividades de pesca están sujetas a monitoreo y regulación para asegurar que estos límites no son excedidos (Wade

1998). Establecieron también una necesidad de reducir el nivel de mortalidad incidental y de heridas graves a valores insignificantes cercanos al cero. La definición de este límite en la regulación es que no sobrepase en 10% el nivel de EBP. Este enfoque ha mejorado, substancialmente, el manejo de la pesca en Estados Unidos, en términos de mitigar la captura incidental de cetáceos.

La Extracción Biológica Potencial (EBP) se calcula de la siguiente manera:

$$EBP = \frac{1}{2} * r_{max} * N_{min} * FR$$

donde r_{max} = rendimiento máximo, N_{min} = estima mínima de la población, y FR = factor de recuperación. $FR = 1$, la población se recupera sin problema; $FR = 0$, la población se resiente gravemente, se pierden muchos individuos por debajo de $K/2$ (K = capacidad de carga).

Si aplicamos esta ecuación a las estimas mínimas de población de delfines comunes y de delfines listados en el mar de Alborán presentada en el apartado 2.1 y 2.2 y los valores propuestos por Wade (1998) para cetáceos ($r_{max} = 0,04$ y $FR = 0,5$) tendríamos una $EBP = 179,19$ para delfines comunes y $EBP = 249$ para delfines listados, es decir que, si más de 179 y 249 individuos, respectivamente, mueren cada año en las capturas incidentales o por otros factores no naturales, la población empezaría a disminuir. Si aplicamos la medida de nivel de mortalidad incidental cerca de cero (10% de la EBP) tendríamos un valor máximo de entre 17 y 18 delfines comunes y 24 a 25 delfines listados que podrían ser capturados al año.

Debido al gran problema de las capturas incidentales, se ha propuesto el uso de los dispositivos acústicos disuasorios (DADs, del inglés Acoustic Deterrent Devices, ADDs, o “pingers”) como una posible manera de mitigar estos problemas. A pesar de ser ampliamente utilizados, los datos sobre su efectividad son relativamente escasos (Jefferson y Curry 1996), pero los resultados sugieren que su efectividad varía ampliamente según las especies y la pesquería.

Los estudios realizados con DADs y pesquerías activas han puesto en evidencia que se puede llegar a reducir las capturas incidentales. Por ejemplo, Bordino *et al.* (2002) demostraron que los DADs reducen significativamente la mortalidad de franciscanas (*Pontoporia blainvillei*) en Argentina. En el caso de los delfines comunes, Barlow y Cameron (2003) observaron una reducción significativa de las capturas incidentales en la flota californiana que usa redes a la deriva cuando se usaban DADs, sin observar diferencias en las tasas de capturas de la especie objetivo de la pesquería.

En la costa sur de Irlanda, se llevaron a cabo diferentes experimentos para determinar si existen efectos sobre el comportamiento de los delfines comunes durante la utilización de DADs, pero ninguna de las respuestas fue catalogada como evasiva (Berrow *et al.* 2009). Por lo tanto, la falta de cambios en el comportamiento y la ausencia de comportamientos evasivos observados en este estudio sugieren que el uso de estos dispositivos no sería capaz de desplazar a los animales de las artes de pesca. Estos resultados están en contraposición con los encontrados en delfines comunes en golfo de Vizcaya donde sí se detectó un fuerte efecto disuasorio (Anon 2007). Así, estos resultados contrapuestos sugieren que hay diferencias intraespecíficas en la reacción de los delfines comunes respecto a un mismo estímulo. Por ello, la ausencia de efectos disuasorios en algunas de las poblaciones estudiadas cuestiona la eficacia de estos equipamientos con el objetivo de evitar las capturas incidentales de delfines comunes (Berrow *et al.* 2009).

Las conclusiones que se extraen de estos estudios son que las capturas incidentales pueden ser reducidas en algunas especies de cetáceos, pero esta reducción varía entre especies, áreas y la pesquería en cuestión (Dawson *et al.* 1998). Otro de los problemas que mencionan los autores, es el hecho de que los delfines pueden habituarse a la presencia de los DADs, con lo cual inicialmente se observaría una respuesta adversa pero podría decaer con el tiempo (Jefferson y Curry 1996; Dawson *et al.* 1998, Cox *et al.* 2004). Asimismo, aunque se ha podido observar una gran disminución en las capturas de marsopas, también se ha demostrado que la efectividad puede decaer rápidamente si la exposición a los DADs es continua (Cox *et al.* 2001). Incluso los DADs pueden convertirse en estímulos positivos, es decir pueden funcionar como un sonido indicativo de donde hay comida (p. ej. Bordino *et al.* 2002). Por lo tanto, es necesario que los gestores pesqueros tengan en cuenta el efecto de habituación de los animales para evaluar la eficacia de dichos dispositivos (Brotons *et al.* 2008).

Delfines mulares

Las capturas accidentales de delfines mulares, especialmente en trasmallos, aunque también en redes de deriva, es un hecho bastante frecuente, y en algunas áreas puede no ser sostenible. Por otra parte, la interacción con las pesquerías costeras en algunas zonas a menudo resulta en la muerte de animales por arpón, disparo u otros métodos.

Se conocen capturas accidentales de delfines mulares en artes de pesca en toda la cuenca mediterránea incluyendo las costas españolas (Díaz-López y Shirai 2005; Tudela *et al.* 2005; Bearzi *et al.* 2008; Brotons *et al.* 2008), y en algunos lugares la tasa de capturas es insostenible para la población (Brotons *et al.* 2008). En el estrecho de Gibraltar y mar de Alborán no hay datos precisos sobre la tasa de capturas accidentales de delfines, aunque los modelos teóricos predicen alta probabilidad de interacción. (García-Tiscar 2010).

En el estrecho de Gibraltar y el mar de Alborán se considera susceptible de conflicto con delfines mulares toda la franja litoral hasta una profundidad de unos 400 metros y la reserva de la Isla de Alborán. Hay algunos lugares que son especialmente sensibles, la bahía de Almería, sobre todo la mitad oriental, el conjunto volcánico al sur de Almería conocido como el Seco de los Olivos, y un área relativamente pequeña frente a la costa de Motril en la provincia de Granada.

Algunas de las áreas de interacción potencial se deben fundamentalmente a la presencia de delfines mulares, es el caso de la Isla de Alborán y el área del estrecho de Gibraltar. La reserva de la Isla de Alborán, es un área de pesca restringida y muy regulada en la que hay baja probabilidad de encuentro con barcos de arrastre o trasmallo y muy alta probabilidad de encuentro con delfines mulares. Se puede decir, que mientras la pesca esté regulada la probabilidad real de conflicto es baja, pero si la regulación dejase de existir o se modificase permitiendo mayor actividad pesquera es fácil que las interacciones tanto biológicas como operacionales se intensificasen.

En parte de la bahía de Málaga no es muy frecuente encontrar delfines mulares (sí están presentes sin embargo en los alrededores como el afloramiento de Estepona y frente a Punta Calaburras) pero sin embargo es el área con mayor intensidad de esfuerzo pesquero de arrastre y trasmallo. Imposible decir si habría más probabilidad de encuentro de delfines de no existir semejante presión pesquera en la zona.

La bahía de Almería y el área cercana conocida como el Seco de los Olivos, son susceptibles de interacciones a causa de la elevada densidad tanto de delfines mulares como de pesqueros.

El Seco de los Olivos es un área especialmente interesante para los pesqueros que sufre una presión pesquera intermedia que combinada a la elevada densidad de delfines, lo convierten en un lugar susceptible de problemas. La bahía de Almería es sin duda el lugar con mayor probabilidad de conflicto ya que es un lugar ideal para arrastreros y trasmalleros y también para los delfines. Los pescadores de esta zona son conscientes de la presencia de los delfines en muchos de sus lances, algunos sostienen que les beneficia ya que capturan más merluza, y otros se quejan de que les roban el pescado.

En los últimos años se han detectado cada vez más interacciones con instalaciones costeras de acuicultura a las que los delfines mulares acuden a obtener alimento de forma frecuente (ANSE y Cemacan 2011).

En el Mediterráneo español se han realizado diferentes estudios para evaluar la efectividad de los DADs con delfines mulares (Brotons *et al.* 2008; Gazo *et al.* 2008). Los resultados de ambos estudios concluyen que existe una disminución del 50% en la tasa de interacción entre las artes de pesca y los delfines mulares cuando los DADs están activos. Por un lado, estos estudios demuestran que estos dispositivos pueden ser un método efectivo para reducir las tasas de mortalidad incidental. Sin embargo, ninguno de los dos estudios analizó el posible efecto de habituación, ya que solo se analizaron los efectos a corto plazo después de la colocación de los dispositivos. Por otro lado, se desconoce cómo de rápido los delfines se habitúan a este nuevo sonido, concretamente bajo diferentes condiciones motivacionales, como por ejemplo el incremento del hambre si los recursos pesqueros continúan disminuyendo (Brotons *et al.* 2008). En consecuencia, si los animales llegaran a asociar el sonido de los DADs con la presencia de peces, la interacción podría ser incluso peor con su uso (p. ej. Bordino *et al.* 2002).

Tanto los estudios de Brotons *et al.* (2008) como Gazo *et al.* (2008), coinciden en la necesidad de realizar investigaciones adicionales, si su uso se generaliza en todo el Mediterráneo, es necesario llevar a cabo estudios a largo plazo para poder detectar el posible efecto de la habituación a los DADs. También sería necesario monitorizar la contaminación acústica que producen estos dispositivos ya que podría tener un doble efecto negativo, a) excluir a los delfines de su área de distribución y por lo tanto ir en contra del objetivo buscado, la conservación de los delfines, b) cambiar la distribución de algunas especies de peces, presas de los delfines y/o especies objetivos de la pesquería, ya que los DADs emiten dentro del rango auditivo de ciertas especies comerciales, como por ejemplo la familia *Clupeidae*, que son capaces de escuchar ultrasonidos (Mann *et al.* 1997).

Calderones grises

En el Mediterráneo, los calderones grises están entre las especies de cetáceos que se encuentran con relativa frecuencia enmallados en artes de pesca. Se han registrado capturas accidentales en España (Valeiras y Camiñas 2001) e Italia (Notarbartolo di Siara, 1990).

Calderones comunes o negros

Varios estudios han demostrado que el número de calderones comunes capturados en las diferentes artes de pesca en la costa este de EE.UU. varía mucho de un año a otro pero que en general está por encima del 10% de la EBP (NOAA 2010). En los palangreros pelágicos en el Atlántico Noroeste entre 1992 y 1997, se estimó que podrían morir cada año entre 15 y 200 calderones (Johnson *et al.* 1999, Yeung 1999). Fairfield y Garrison (2008) estimaron que ocurrieron 267 (95% IC: 151-473)

interacciones en 2006 con esa misma pesquería de atunes y peces espadas, que usaban caballas y calamares como cebo. Rossman (2010) describió una mortalidad anual de 72 calderones entre 2000 y 2005 en los arrastreros de fondo en la costa noreste de EE.UU. Este nivel de mortalidad corresponde al 29% de la EBP calculada para este área. En el periodo de 2004 a 2008, la mortalidad anual causada por diversas pesquerías fue de 176 calderones (NOAA 2010). De este número la mayor parte de la mortalidad es debida a capturas incidentales en los palangreros pelágicos, arrastreros de superficie y pesquerías de fondo. Las capturas incidentales son más probables en áreas de mayor densidad de calderones donde estos tipos de pesca suelen faenar (Northridge 1991). La estructura social de los calderones juega también un papel importante, sobre todo cuando esta especie se alimenta en grupo en las profundidades donde se utilizan estas artes de pesca (Waring et al. 1990).

Por el lado Europeo, las capturas incidentales no son registradas de manera tan regular como en EE.UU. sin embargo se tiene constancia de la misma problemática y con las mismas artes de pesca. Entre 1971 y 1981, se registraron capturas incidentales de calderones comunes en los arrastreros de fondo y de superficie en la costa francesa atlántica (Duguy y Hussenot 1982), en la costa sur de Inglaterra (Northridge 1991) y Couperus (1997) registró que los calderones comunes formaron un 12% de las capturas incidentales en la pesca pelágica Holandesa entre 1989 y 1994 al suroeste de Irlanda.

En el Mediterráneo, se estimó que 132 calderones comunes fueron capturados incidentalmente por toda la flota pesquera de redes de deriva en el mar Tirreno y de Sardo en Italia en 1990-1991 (Di Natale 1995). Ese tipo de arte fue responsable de la muerte de 10 calderones comunes en el mar de Liguria en 1988, aunque este número esta probablemente subestimado debido a que muchas de las capturas incidentales no son declaradas, los animales se hunden o son hundidos a propósito por los pesqueros para evitar multas (Notarbartolo di Sciara 1990). Los cerqueros que pescan atunes también han capturados de manera ocasional calderones comunes en sus redes (Di Natale 1990). Un estudio alrededor del archipiélago de Pontino Campano, en el sur del mar Tirreno, observó que los calderones se aprovechan de la pesquería del calamar, alimentándose de los calamares atraídos por la luz artificial que utilizan para atraerlos a la superficie (Mussi et al. 1998).

David et al. (2006) en un estudio sobre las capturas incidentales de cetáceos en pesquerías de redes de deriva de atunes y peces espada francesas, mostraron que calderones comunes fueron capturados en el sur de Francia, en el Mediterráneo. La población de calderón común en esta zona es poca numerosa y su estado de conservación desconocido así que esas pocas capturas podrían tener un impacto importante sobre esta población.

También en aguas mediterráneas, la flota de pesca marroquí con redes de deriva captura, en su mayoría, delfines listados y comunes aunque los calderones comunes también forman parte de estas capturas incidentales (Tudela 2004, Tudela et al. 2005). Un informe de Oceana (Cornax et al. 2006) describe que se calculó en 1994 que del total de las capturas efectuadas por la flota de deriva española que operaba en el Estrecho de Gibraltar únicamente un 7% se correspondía con la especie objetivo (pez espada), siendo el 93% restante capturas incidentales entre las que se contaban cetáceos, tortugas y elasmobranchios.

Existen muy pocos datos sobre capturas incidentales de cetáceos en aguas españolas. La flota de palangre de superficie española que opera en el Mediterráneo atrapa entre 12 y 32 cetáceos al año, en su mayoría delfines comunes, delfines listados y calderones comunes. Con una estima de tasa de mortalidad del 10%, entre 1 y 3 cetáceos perecerán cada año en este arte de pesca (University of Barcelona 1995).

Para saber cual sería el nivel de amenaza en la zona más importante para calderones comunes en el Mediterráneo español, hemos aplicado la ecuación de Extracción Biológica Potencial (EBP) que se calcula de la siguiente manera:

$$EBP = 0,5 * r_{max} * N_{min} * FR$$

Donde r_{max} = rendimiento máximo, N_{min} = estima mínima de la población, y FR = factor de recuperación. $FR = 1$ la población se recupera sin problema $FR = 0$ la población se resiente gravemente, se pierde muchos individuos por debajo de $K/2$ (K = capacidad de carga).

Si aplicamos esta ecuación a la estima mínima de población de calderones comunes en el Mar de Alborán presentada en el apartado 1.1.4. y los valores propuestos por Wade (1998) y Wade y Angliss (1997) para cetáceos ($r_{max} = 0,04$ y $FR = 0,5$) tendríamos una $EBP = 0,5 * 0,04 * 2565 * 0,5 = 25,65$ es decir que, si más de 26 individuos mueren cada año en las capturas incidentales o por otras razones no naturales, la población empezaría a disminuir. Si aplicamos la medida de nivel de mortalidad incidental cerca de cero (10% de la EBP) tendríamos un valor máximo de 2,6 individuos, es decir entre 2 y 3 individuos que podrían ser capturados al año. Hasta la fecha hay muy pocas referencias de mortalidad de calderones en artes de pesca española. Sin embargo, como se ha descrito en el apartado 1.1.3.2 de este documento, la población de calderones comunes que se encuentra en el Estrecho de Gibraltar, el Norte del Mar de Alborán y Murcia, es decir aguas españolas, utilizan también la zona sur del Mar de Alborán y Estrecho de Gibraltar, en aguas marroquíes y argelinas, donde hoy en día sigue la pesca con redes de deriva (Cornax y Pardo 2009). No se conoce el impacto total de estas interacciones pero podrían rápidamente llegar al EBP calculado para esta zona.

Existen otros tipos de interacciones, esta vez con embarcaciones de pesqueros deportivos, los cuales se han visto en varias ocasiones pasando por encima de grupos de calderones comunes en el Estrecho de Gibraltar dejando sus largas líneas de curricán detrás de su barco, sin bajar su velocidad o cambiar de rumbo para evitar el grupo de cetáceos como lo estipula el Real Decreto 1727/2007. Se han observado varios individuos de calderones del Estrecho con anzuelos enganchados en sus costados así como heridas claramente debidas a cortes de líneas y anzuelos de pesca (ver figura siguiente. CIRCE datos no publicados).



Figura 21. Calderón común del Estrecho de Gibraltar (individuo GM_GIB_060) con un corte limpio debido a una línea de pesca en la base posterior de su aleta dorsal.

Cachalotes

Un estudio de la Universitat de Barcelona (1994) consideraba que la principal amenaza para la especie en el Mediterráneo español procedía de las artes de deriva para pez espada (*Xiphias gladius*) utilizados por la flota italiana y marroquí. Desde 1971 a 2003, se recopilaban los informes de 229 cachalotes enredados en artes de pesca en España, Francia y Italia, sobre todo en redes a la deriva (Podestà y Magnaghi 1989; Lazaro y Martin 1999; Notarbartolo di Sciara *et al.* 2004). Hasta la primera mitad de los años 80, antes del uso intensivo de redes de deriva, los varamientos de cachalote eran muy escasos (Notarbartolo di Sciara 1990). Antes de la prohibición del uso de redes a la deriva en todo el Mediterráneo, a principios de los años 90, la flota de deriva de Italia extendió su radio de acción a aguas españolas, en concreto a las Islas Baleares y a la costa nororiental de la Península. A partir de entonces han llegado a las costas españolas varios cachalotes enmallados en piezas de redes de deriva. Así por ejemplo, durante el año 1993, 13 de estos cetáceos, 4 de ellos crías o individuos recién nacidos, aparecieron en las costas de Menorca, Mallorca y Tarragona, mientras que a lo largo de 1994, 8 cachalotes arribaron a las costas españolas con signos evidentes de interacción con artes de deriva (Universitat de Barcelona 1994). No obstante, estas cifras son tan sólo una pequeña fracción de los ejemplares muertos en estas artes, ya que la mayoría se hunden y no llegan nunca a varar en la costa. En 1993, Notarbartolo di Sciara *et al.* (2004) registraron un pico de varamientos en el Mediterráneo, con 24 cachalotes, sobre todo en las islas Baleares correspondiendo a la explotación por los rederos italianos en la zona. La frecuente presencia de crías e individuos jóvenes en capturas incidentales en las Islas Baleares indica que se trata de un área importante para el cachalote (Universitat de Barcelona 1994).

Hoy en día las capturas accidentales son debidas sobre todo a redes pelágicas a la deriva de larga escala (Podestà y Magnaghi 1989), a pesar de las prohibiciones por la GFCM (Comisión General de Pesca del Mediterráneo), el ICCAT, y la Comisión Europea, e incluso después de que el acuerdo de ACCOBAMS haya sido modificado en 2007 para prohibir explícitamente el uso de este arte de pesca por los estados miembros (Notarbartolo di Sciara y Birkun 2010). Se siguen encontrando animales enmallados en redes a la deriva, pero el impacto de estas interacciones es difícil de evaluar debido a que ocurren en aguas pelágicas y son difíciles de observar.

Se han registrado interacciones con las pesquerías de palangre de fondo, por ejemplo en el Golfo de Alaska donde estos animales han sido vistos capturando bacalao negro (*Anoploma fimbria*) y en Ecuador (Félix *et al.* 1997; Hucke-Gaete *et al.* 2004; Straley *et al.* 2005; Warner *et al.* 2005). En las Zonas de Exclusividad Económica de las Tierras Antárticas y Australes Francesas, los cachalotes causan una disminución de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) en la pesquería de palangre de merluza negra (*Dissostichus eleginoides*). En las aguas de la Isla de Crozet, esta reducción es de 12,1% cuando sólo hay cachalotes y de 42,5% cuando se asocian con orcas (*Orcinus orca*), mientras en las aguas de la Isla de Kerguelen, disminuyen la CPUE de 12 a 21% (Roche *et al.* 2007).

Asimismo, los cachalotes pueden atravesar o llevarse por delante los aparejos de pesca. Los cetáceos que acarrean enganchados estos aparejos de pesca puede morir a causa de éstos, al debilitarles, producirles graves heridas o dañar sus funciones normales incluso sin que queden ya señales aparentes de lo ocurrido (NMFS 2006). Los cachalotes pueden quedar atrapados en el arte intentando capturar los peces enganchados en las redes y anzuelos.

Rorcual común

Las capturas accidentales son debidas sobre todo a redes pelágicas a la deriva de larga escala (Podestà y Magnaghi 1989), a pesar de las prohibiciones por la GFCM (Comisión General de Pesca del Mediterráneo), el ICCAT, y la Comisión Europea, e incluso después de que el acuerdo de ACCOBAMS haya sido modificado en 2007 para prohibir explícitamente el uso de este arte de pesca por los estados miembros (Notarbartolo di Sciara y Birkun 2010). Se siguen encontrando animales enmallados en redes a la deriva, pero el impacto de estas interacciones es difícil de evaluar debido a la posibilidad de que ocurren en aguas pelágicas y no se hayan observado. En general se estima que el enmalle en arte de pesca ocurre de manera ocasional (Aguilar 2008).

Zifios

En cuanto a las capturas accidentales, los zifios de Cuvier suelen ser víctimas ocasionales de las redes de deriva en el mar Mediterráneo. En un estudio para evaluar las capturas accidentales en la flota de palangre española que faena en el Mediterráneo, solo en uno de los 798 lances ($\text{CPU} < 0.001 \text{ ind}/1000 \text{ anzuelos}$) se encontró un ejemplar enmallado que posteriormente fue liberado vivo (Valeiras and Camiñas 2001). En Italia existe un registro de 13 animales capturados accidentalmente por diferentes pesquerías durante el período comprendido entre 1986 y 1997 (Podestà and Bortolotto 1997; Centro Studi Cetacei 1998). Northridge (1984) reúne un total de 14 capturas accidentales de zifios de Cuvier a nivel internacional entre 1972 y 1982; 11 en aguas francesas y 3 en aguas españolas, todos ellos con signos de disparos y uno de ellos arponeado además de tiroteado.

Las redes de deriva están prohibidas en el Mediterráneo a distintos niveles administrativos, desde el verano de 2005, cuando la Comisión General para la Pesca en el Mediterráneo (CGPM) adoptó una resolución vinculante por la que prohibía el uso de redes de deriva de cualquier longitud para la captura de grandes migradores.

Sin embargo, el cumplimiento de estos acuerdos está muy lejos de ser efectivo. La flota de rederos de deriva marroquíes que faenaban aun a finales de 2006 en aguas del Estrecho de Gibraltar y Mar de Alborán ha sido estimada en 150 unidades, aunque se calcula que este número puede incrementarse notablemente de forma estacional (Oceana, 2006).

En 2004, en la decimocuarta reunión de ICCAT en Nueva Orleans (ICCAT 2005), Marruecos presentó un plan de cuatro años para la eliminación de este tipo de redes. Dicho plan teóricamente concluía con la prohibición del uso de redes de deriva el 1 de enero de 2009.

Sin embargo, durante el censo MED09 en el mar de Alborán en verano de 2009, se encontró un zifio de Cuvier vivo enganchado, probablemente recientemente, en una red de deriva (y se avistaron dos redes de deriva de Marruecos unas millas más lejos, en los alrededores de la Isla de Alborán); ver las fotos de abajo. A pesar de pasar varias horas intentándolo, no fue posible acercarse al animal suficientemente para liberarlo de la red. Recientemente, durante el mes de julio de 2011, Oceana detectó dos rederos de deriva marroquíes el día 5 a medio camino entre Marruecos y España al oeste de la Isla de Alborán (X. Pastor, comm. Pers), y la Armada española interceptó el día 21 un pesquero marroquí cerca de Tarifa, que también había desplegado redes de deriva en aguas españolas (<http://www.lavozdigital.es/cadiz/v/20110721/ciudadanos/armada-intercepta-pesquero-marroqui-20110721.html>).



Figura 22. Zifio de Cuvier enredado en una red de deriva en el Mar de Alborán (2009)



Figura 23. Redero de deriva marroquí en el Mar de Alborán (2009)

Las redes de enmalle a la deriva han sido condenadas por la comunidad internacional por constituir una amenaza para gran número de especies.

Orcas

Los pescadores de atún del Estrecho se ven afectados por intensas interacciones con las orcas. Alrededor del 17% de las capturas de atún realizadas por los pescadores son recapturadas por parte de las orcas (de Stephanis et al. 2005a). A pesar de estas interacciones a fecha actual no se tiene conocimientos de muertes debida a pescadores en el Estrecho, pero si estas interacciones prosiguen, habría que tener la máxima vigilancia. Durante el verano, la industria de avistamiento de cetáceos se centra principalmente en las poblaciones de orca.

Los barcos de avistamiento de cetáceos aprovechan las interacciones entre las pesquerías de atún y las orcas para localizar estas últimas. Por eso, hay permanentemente embarcaciones turísticas en medio de las de pesca, lo que hace más dificultoso el trabajo de los pescadores, y de esta manera lo achacan a las orcas. Esto podría aumentar las interacciones negativas por parte de los pescadores.

Las interacciones con pesquerías pueden causar otro tipo de problema. Por ejemplo, se ha observado por lo menos un juvenil de orca con un anzuelo y su línea colgando del costado (CIRCE datos no publicados). Las heridas causadas por los anzuelos y las líneas podrían causar daños graves, si se acompañan de infecciones o en el caso de individuos débiles.

Por otro lado, hay efectos positivos de las interacciones con pesquerías sobre la supervivencia de las crías.

Delfín común:

MEDIO Delfín

listado: MEDIO

Delfín mular:

MEDIO Calderón

negro: BAJO

Calderón gris:

MEDIO Zifio de

Cuvier: MEDIO

Cachalote: ALTO

Rorcual común:

BAJO Orca: ALTO

3.1.1.2. Reducción de sus presas(interacción biológica)

La salud de una población de cetáceos depende de una adecuada disponibilidad de presas. La reducción en la disponibilidad de sus presas puede forzar a los animales a emplear la mayor parte de su tiempo en la búsqueda del alimento y puede dar lugar a una reducción en sus tasas reproductivas y un aumento en sus tasas de mortalidad. Según Chapman y Reiss (1999), la falta de alimento suficiente que permita maximizar el potencial reproductivo, puede ser uno de los reguladores poblacionales más importantes, por lo tanto la sobrepesca ha de ser considerada con detalle a la hora de analizar el declive de la población de delfines comunes en el mar Mediterráneo, ya que dicha sobrepesca afecta a presas potenciales de los mismos. Jackson *et al.* (2001) expusieron que la extinción ecológica provocada por la sobrepesca precede a todas las perturbaciones humanas tales como la contaminación, la degradación de la calidad del agua y el cambio climático. A nivel mundial, diversas poblaciones de mamíferos marinos han descendido rápidamente sugiriendo la sobrepesca como principal factor del colapso (Crowder *et al.* 2008; Heithaus *et al.* 2008; Read 2008). Concretamente, en el mar Mediterráneo, la sobrepesca está bien documentada (Stergiou y Koulouris 2000; Coll *et al.* 2008; Heithaus *et al.* 2008; Piroddi *et al.* 2010) y ha provocado un declive en los stocks de peces (Caddy y Griffiths 1990; De Walle *et al.* 1993; Stanners y

Bourdeau 1995; Briand 2000) y por lo tanto una disminución de las presas potenciales para los mamíferos marinos, en especial para los pequeños cetáceos (Bearzi *et al.* 2008; Cañadas y Hammond 2008; Piroddi *et al.* 2010). El nivel trófico medio de las capturas mediterráneas ha descendido significativamente y pronunciadamente desde finales de los años cincuenta (p.ej. Pauly y Palomares 2000; Stergiou y Koulouris 2000). Este efecto denominado “fishing-down the foodweb” (en inglés, pescando en niveles tróficos cada vez más bajos) por Pauly *et al.* (1998) puede provocar serias consecuencias en la dinámica del ecosistema, afectando a su vez a los grandes depredadores como son los cetáceos.

Delfines comunes

Diversos autores (p. ej. Bearzi *et al.* 2006, 2008; Piroddi *et al.* 2010) han demostrado que la sobreexplotación de peces epipelágicos (sardinas y anchoas), especies importantes de la dieta de los delfines comunes en el archipiélago interno del mar Jónico, por las pesquerías locales, en especial la de cerco, ha provocado un gran impacto sobre la biodiversidad marina, causando un gran declive de la población de delfines comunes y de la mayoría de stocks de peces de la zona, debilitando de esta forma la robustez de la red trófica marina (Piroddi *et al.* 2011). En esta área se ha llegado a la situación de la eliminación del rol trófico de los delfines comunes en la dinámica del ecosistema (Fonseca y Ganade 2001; Duffy 2003). Piroddi *et al.* (2011) sugieren que cierres en las pesquerías provocarían una recuperación gradual de los stocks de peces, mientras que la población de delfines comunes aumentaría más marcadamente, pero solo si el área se cierra para todas las pesquerías.

En todas las áreas del mar Mediterráneo donde se han estudiado a los delfines comunes, se ha encontrado competencia con las pesquerías, representando una preocupación para su conservación. Por ejemplo, en el mar de Alborán la pesca con cerco, que tiene como especie objetivo pequeños peces pelágicos, ha aumentado drásticamente en la última década. Además, el descenso de los stocks de sardinas y anchoas y el aumento de la demanda de pequeños peces pelágicos de bajo valor comercial (p. ej. alachas, *Sardinella aurita* y agujas *Belone belone*) por parte de la industria en auge de la acuicultura, conlleva un aumento de la explotación comercial de la mayoría de presas de los delfines comunes en esta área (Universidad Autónoma de Madrid y Alnitak 2002). Los impactos de estas tendencias en el mar de Alborán son desconocidos pero es poco probable que sean beneficiosos (Bearzi *et al.* 2003). Aún así cabe destacar que, en caso de que exista una considerable presión pesquera en el mar de Alborán, debido a su alta productividad, aún presenta una gran riqueza de especies (Coll *et al.* 2010) y una importante población de delfines comunes (Cañadas y Hammond 2008).

Por lo tanto, el estudio de las tendencias en las presas objetivo de los delfines comunes, es de vital importancia ya que su reducción puede tener graves consecuencias a nivel poblacional. Por ejemplo, en el mar Negro, se relacionaron unas mortandades masivas de *Delphinus delphis ponticus* con el rápido declive de los boquerones (*Engraulis encrasicolus*) y el espadín (*Sprattus sprattus*), presas principales para estos cetáceos en la zona, donde los delfines varados presentaban graves síntomas de demacración (Birkun 2002).

Otro de los puntos a considerar cuando las presas escasean es la desestructuración social. En el archipiélago interno del mar Jónico, Bearzi *et al.* (2005) observaron cómo los grupos de delfines comunes se iban progresivamente distribuyendo en grupos más pequeños y más dispersos coincidiendo con el declive de las presas. Chapman y

Reiss (1999) puntualizaron como las poblaciones con una falta de recursos alimentarios presentan mayores restricciones sociales y reproductoras, convirtiéndose en el factor más importante que controla el tamaño de la población. Este fenómeno puede ser particularmente importante en las poblaciones de delfines comunes, ya que presentan apareamientos altamente promiscuos, por lo tanto es importante que los individuos vivan en grandes grupos para asegurar el éxito reproductivo (Murphy *et al.* 2005).

Si queremos asegurar la supervivencia de las poblaciones de delfines comunes es esencial garantizar una pesca sostenible en las zonas de solapamiento (Trites *et al.* 2006). Cabe mencionar que el declive de las presas puede ser difícil de detectar si no hay un esfuerzo de investigación adecuado, por lo tanto las poblaciones de delfines comunes pueden ser consideradas como bioindicadores de los cambios en el ecosistema y de la degradación del mismo a lo largo del tiempo.

Delfines listados

El potencial conflicto directo e indirecto entre los delfines listados y las operaciones pesqueras es muy alto. El agotamiento de los recursos pesqueros y los cefalópodos está bien extendido por el Mediterráneo, y dado que la dieta de estos delfines incluye especies comerciales, sin duda tiene un potencial efecto en las cifras poblacionales (Aguilar 2000).

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 (Cotté *et al.* 2010; Forcada *et al.* 1994; Gannier 1999; Gannier 2005; Gómez de Segura *et al.* 2006; Azzallino *et al.* 2008). Sin embargo, los delfines listados, según revelan estudios de detección acústica (Gannier 1999), se alimentan en zonas del talud, y consumen una gran variedad de peces comerciales. Esto sugiere un posible aumento de la competencia con la pesca comercial, y la disminución general de la disponibilidad de alimento para los delfines listados. Un estudio ejemplo en el que se muestra claramente cómo la competencia con pesquerías puede cambiar la dieta de estos delfines, es el realizado por Gómez-Campos *et al.* (2011). A través de los estudios con SIAR (Stable Isotope Analysis in R) demostraron que la sardina (*Sardina pilchardus*), se encontraba tanto en la dieta de delfines listados juveniles como de adultos muestreados en el año 1990 en una proporción mayor respecto a otras especies de peces y cefalópodos. Sin embargo, muestras analizadas de delfines listados de los años 2007-2008, revelaron que sus hábitos alimenticios cambiaron porque la proporción mayor en el consumo de sardina disminuyó y se igualó con otras especies de peces con menor interés comercial como la merluza europea (*Merluccius merluccius*), la bacaladilla (*Micromesistius poutassou*), la boga (*Boops boops*), el boquerón o anchoa europea (*Engraulis encrasicolus*) y la madre de la anchoa (*Lampanyctus crocodilus*), así como especies de calamares como el chipirón o calamar común (*Loligo vulgaris*) y la pota común (*Todarodes sagittatus*). Finalmente, se puede concluir que los delfines listados han tenido que cambiar sus hábitos de alimentación más específica a una dieta más generalista. Este fenómeno se ha relacionado con la sobrepesca de pequeños peces pelágicos como la sardina (*Sardina pilchardus*) durante el período entre muestreos. Este cambio de la proporción en la dieta de los delfines listados, *a priori*, parece buena porque nos lleva a pensar que estos animales se adaptan bien a los cambios causados por la competencia con las pesquerías, buscando el alimento en otras zonas y pescando otras especies de menor interés comercial; pero, finalmente, la realidad es otra. El hecho de no poder seguir alimentándose de especies ricas en kilocalorías como la sardina y cambiar a otras especies de menor aporte calórico, lleva a los

delfines a emplear más tiempo en la búsqueda y caza de alimento. Ahora, los delfines listados, seguramente, emplean más tiempo y energía en procesos fisiológicos como la digestión y la búsqueda del alimento en detrimento por ejemplo en la reproducción.

Delfines mulares

La competencia por recursos con pesquerías es una de las amenazas más importantes para las poblaciones de delfines mulares del mar Mediterráneo (Reeves y Notarbartolo di Sciara 2006). Se ha constatado un esfuerzo energético inusualmente alto dedicado a la búsqueda de comida en algunas comunidades de delfín mular estudiadas consistentemente desde hace más de una década. y en algunos lugares del Mediterráneo como las islas Baleares o el mar Adriático, los delfines mulares y la flota de arrastre de fondo se pueden considerar especies simpátricas, (Gonzalvo *et al.* 2008).

Los delfines mulares son capaces de aprovechar nuevas fuentes de recursos con facilidad, si la abundancia de presas habituales disminuye podrían acercarse cada vez con más frecuencia a arrastreros, otras artes pesqueras (Brotons *et al.*, 2008), o a instalaciones de acuicultura en busca de alimento, aumentando por tanto las probabilidades de captura accidental (ANSE y Cemacan 2011).

Calderones grises y comunes, cachalotes y zifios

Siendo las presas casi exclusivas de los calderones grises y comunes, de los zifios y de los cachalotes los cefalópodos de aguas profundas, no se considera que haya competición por recursos con las pesquerías, ni por lo tanto interacciones biológicas.

Zifios

Siendo las presas casi exclusivas de los zifios los cefalópodos de aguas profundas, no se considera que haya competición por recursos con las pesquerías, ni por lo tanto interacciones biológicas.

Orcas

La salud de una población de orcas depende de una adecuada disponibilidad de presas. La reducción en la disponibilidad de sus presas puede forzar a los animales a emplear mayor parte de su tiempo en buscar el alimento y puede dar lugar a una reducción en sus tasas reproductivas y un aumento en sus tasas de mortalidad.

El atún rojo oriental del Atlántico es una especie de pez pelágico migratorio, cuyas migraciones presentan patrones que se repiten todos los años. Los atunes entran en el Mediterráneo desde el Atlántico a finales de la primavera. Viajan en busca de áreas de puesta adecuadas (migración gamética), donde sus descendientes puedan tener los nutrientes, temperatura y salinidad adecuados para su desarrollo (Sella 1928, Rodríguez Roda 1964, 1973). Durante esta migración de entrada, los atunes siguen la rama principal de la corriente del Atlántico. Esta corriente entra en el Estrecho de Gibraltar a nivel superficial debido al menor nivel de salinidad y densidad comparado con el agua del Mediterráneo (lo que es habitual en mares cerrados, donde la tasa de evaporación es mayor) (Lacombe y Richez 1982). En su vuelta de las áreas de puesta a finales de verano (migración trófica), los bancos siguen circuitos de corrientes secundarias que fluyen hacia el Atlántico, creados por la dinámica anticiclónica de las masas de agua superficiales, a lo largo de la costa del Magreb (Serna *et al.* 2004). En esta etapa, la carne de los atunes contiene menos grasa, debido a la inmadurez de los peces jóvenes y la tensión reproductiva sufrida recientemente por los adultos. Durante

cientos de años, los pescadores han usado su conocimiento de estas migraciones para implantar almadrabas a lo largo del Estrecho de Gibraltar. Es una arte de pesca fijo y pasivo, casi no se modificó su diseño hasta mediados del siglo veinte (Thomazi 1947, Doumenge 1998). A partir de 1995, se desarrollan nuevas pesquerías de atún, tanto española como marroquí, con el palangre a la piedra en el Estrecho de Gibraltar (Srouf 1994, Serna *et al.* 2004).

Se estima que el stock de atún rojo oriental está muy agotado y que se enfrenta a un grave riesgo de extinción (Costa Duarte *et al.* 1998). El atún rojo del Atlántico oriental ha sido objeto de sobrepesca severa durante la última década. De hecho, la intensidad de la explotación actual es la más alta en la larga historia de la pesca del atún rojo en el Mediterráneo (Fromentin 2003, ICCAT 2003b). La capacidad actual de la flota de cerqueros (más de 200 unidades en el Mar Mediterráneo) y la flota de palangreros juntos exceden la productividad media del atún rojo del Atlántico (estimada en aproximadamente 25.000 toneladas (ICCAT 1999, 2003a). Además, la perspectiva histórica dada por la pesquería de la almadraza de siglos de antigüedad y de la pesquería de los nórdicos indica que los rendimientos actuales en el Atlántico oriental y Mediterráneo son más de dos veces mayores a los registros históricos (Fromentin y Powers 2005). Según Mackenzie (2009), aún en el caso de que se imponga y se cumpla la casi completa prohibición de la pesca durante 15 años, la población caerá probablemente a niveles bajos récord en los próximos años, a menos que las condiciones ambientales redunden en un reclutamiento excepcionalmente elevado.

Debido a que los stocks de atún son cada vez más reducidos, sobre todo a causa de la pesca en el Mediterráneo, no está claro si las poblaciones de orcas serán capaces de adaptarse a otro tipo de presa, al estar totalmente especializadas, o si se dispersarán dejando de habitar las aguas de la Península Ibérica (WWF/ARTS S.L. 2006).

Delfín común: ALTO

Delfín listado:

MEDIO Delfín

mular: ALTO

Calderón negro:

BAJO Calderón gris:

BAJO Zifio de

Cuvier: BAJO

Cachalote: BAJO

Rorcual común:

BAJO Orca: ALTO

3.1.2. Interacciones con embarcaciones

3.1.2.1. Avistamiento de cetáceos

El avistamiento de cetáceos se ha convertido en una importante industria turística en muchos lugares alrededor del mundo desde la década de 1980 (Hoyt 2001, 2002). Además de impulsar la economía de las comunidades costeras y proporcionar una

razón económica para la conservación de las poblaciones de cetáceos, también ha demostrado ser beneficioso al aumentar la conciencia pública sobre los mamíferos marinos y los problemas ambientales a los que se enfrentan (Tilt 1986; Duffus y Deardon 1993; Lien 2001).

Andalucía, junto con Canarias, representa la región española donde la actividad de observación de cetáceos está siendo explotada casi exclusivamente. Es sólo desde hace muy pocos años que los cetáceos se han convertido en un recurso natural con un potencial económico realmente importante.

En 2007 se ratificó el Real Decreto 1727/2007, de 21 de diciembre, por el que se establecen medidas de protección de los cetáceos, que eviten o minimicen el impacto de las actividades de observación de cetáceos, ya sea con fines turísticos, científicos, recreativos, divulgativos o por cualquier otra circunstancia en la que el hombre entre en contacto con éstos, especificando conductas que deben cumplirse, evitarse o prohibirse con el fin de no dañar, molestar o inquietar a los cetáceos, conforme al artículo 52.3 de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre (RD 1727/2007, Ley 42/2007).

Delfines comunes, listados y mulares

En Andalucía, el delfín común suele ser una de las especie objetivo de las compañías turísticas (Villar *et al.* 2007), debido a su presencia habitual en zonas costeras. El delfín listado no suele ser una de las especie objetivo de las compañías turísticas, aunque un gran número de avistamientos se realizan desde estas plataformas turísticas debido a su presencia habitual.

Cabe destacar que diversos estudios nacionales e internacionales demuestran que estas actividades alteran los patrones de conducta de los cetáceos, por un constante estado de estrés producido por el trasiego de embarcaciones y la persecución a la que se los somete en numerosas ocasiones (e.j. Watkins *et al.* 1981; Jahoda *et al.* 2003). Normalmente se registran cambios comportamentales a corto plazo en los individuos, como variaciones en las vocalizaciones, aumento de los intervalos de buceo, evasión horizontal, aumento en la velocidad y descenso en el tiempo de descanso (Gordon *et al.* 1992; Corkeron 1995; Barr y Slooten 1999; Bejder *et al.* 1999; Scarpaci *et al.* 2000; Williams *et al.* 2002; Lusseau 2003; Constantine *et al.* 2004; Bejder *et al.* 2006; Neumann y Orams 2006; Richter *et al.* 2006). Aunque también se han registrado respuestas a largo plazo, como declives en la abundancia relativa (Lusseau 2005, Bejder *et al.* 2006).

Concretamente, estudios realizados en delfines comunes de Nueva Zelanda, demuestran que las actividades de alimentación y descanso se vieron perturbadas debido a las interacciones con las embarcaciones de avistamiento de cetáceos (Stockin *et al.* 2008). En el estudio, la duración de ambas actividades descendió significativamente y los animales que se encontraban alimentándose tardaron más tiempo en volver a dicha actividad con la presencia de embarcaciones. A la vez, hubo un incremento de pasar a actividades de socialización o remoloneo después de las interacciones con embarcaciones.

En aguas del Estrecho de Gibraltar, un estudio llevado a cabo por Salazar-Sierra *et al.* (2008), tras realizar 42 embarques en el verano del 2007, y analizando 162 maniobras y conductas de aproximación y de estancia de las embarcaciones de avistamiento de cetáceos; demostraron que de éstas, el 47% fueron incorrectas, destacando con mayor frecuencia la interposición de las embarcaciones cortando el rumbo de los animales

(18%), seguido por maniobras de acercamiento por detrás (9%), o brusco (8%) y por maniobras de alejamiento brusco (5%). En los últimos años también se ha observado un incremento en el número de barcos de recreo, aprovechando sus travesías para pasarse por las zonas de presencia de estos animales y observarlos. Muchos de ellos por falta de conocimiento no respetan las directrices del Real Decreto 1727/2007 de Protección de cetáceos.

Actualmente, se está estudiando la distribución y abundancia de la población de delfín común de la bahía de Algeciras y se está observando el incumplimiento del RD 1727/2007 por parte de las empresas de avistamiento de cetáceos y por los diferentes usuarios del mar. Concretamente, esta bahía se ha identificado como una zona de alimentación y reproducción para esta población, por ello, es de suma importancia el cumplimiento de este Real Decreto con el objetivo de no perturbar estas funciones vitales (Giménez *et al.* 2011).

Sin embargo, el tráfico de barcos no parece presentar un problema para el delfín listado que a veces se siente atraído por las embarcaciones, independientemente de su actividad (Angradi *et al.* 1993).

Calderones comunes

En el Estrecho de Gibraltar durante 42 embarques en verano 2007 se pudieron analizar 162 maniobras y conductas de aproximación y de estancia de las embarcaciones de avistamiento de cetáceos, de las cuales el 47% fueron incorrectas, destacando con mayor frecuencia la interposición de las embarcaciones cortando el rumbo de los animales (18%), seguido por maniobras de acercamiento por detrás (9%), o aproximaciones bruscas (8%) y por maniobras de alejamiento brusco (5%) (Salazar Sierra *et al.* 2008).

Los calderones comunes del estrecho de Gibraltar son una de las especies principales del avistamiento de cetáceos de la zona (Carbo Penche *et al.* 2006). Los estudios realizados hasta la fecha sobre efectos del avistamiento de cetáceos en calderones comunes demuestran un efecto muy bajo en el Estrecho de Gibraltar, aunque en algunas ocasiones pueden tener un efecto a corto plazo, produciendo la evasión del grupo observado (Andreu *et al.* 2009). Los estudios de CIRCE han demostrado que la población de calderones del Estrecho de Gibraltar ha aumentado durante los últimos años al mismo tiempo que ha aumentado el número de embarcaciones de avistamiento (Verborgh *et al.* 2009). Sin embargo, es importante que esta actividad sea controlada y que siga el Real Decreto 1727/2007 para evitar que la población sufra un estrés adicional al intenso tráfico marítimo que pasa por encima de su área de distribución en el Estrecho de Gibraltar y evitar cualquier tipo de riesgo de colisión. Recientemente, se están observando cada año más pesqueros deportivos en la zona que se acercan a la población residente del Estrecho sin respetar las normas del Real Decreto 1727/2007 (Verborgh, pers.obs.).

Calderones grises y zifios

En el caso de los calderones grises y zifios, esta actividad no representa una amenaza por no ser especies objetivo de esta industria y ser animales bastante difíciles de ver (sobretudo relativamente cerca de costa) e incluso más de aproximar.

Cachalotes

En Kaikoura (Nueva Zelanda), se ha demostrado que los machos de cachalotes reaccionaron a los barcos de avistamiento de cetáceos cambiando sus patrones de

respiración, sus vocalizaciones y alejándose del barco (Richter *et al.* 2006). Sin embargo, los autores encontraron mucha variación interindividual, sobre todo entre residentes y transeúntes, éstos últimos mostrando reacciones más altas. Gordon *et al.* (1992) sugieren que una reducción del tiempo pasado en superficie del 17% podría traducirse en una reducción del 36% del tiempo de alimentación. Richter *et al.* (2003) estiman que en el 50% de sus salidas a la superficie un individuo residente de Kaikoura estará acompañado por un barco de avistamiento de cetáceos entre las 7h30 y 17h30, mientras IFAW (1996) recomienda que esto no ocurra en más del 25% de los periodos de descanso diurno. De la misma forma, Gordon *et al.* (1998) recomienda medidas especiales para el avistamiento turístico de cetáceos en zonas de reproducción y cría, debido a que la actividad podría ser más perjudicial durante estas funciones vitales. En las islas Azores, Magalhães *et al.* (2002) encontraron un cambio de comportamiento, en la velocidad de natación y los patrones de respiración, en caso de maniobras peligrosas o inadecuadas por parte del barco de avistamiento turístico de cetáceos, sobre todo en el caso de grupo de hembras con crías. Sin embargo, los autores consideran que la molestia es baja y de momento sólo se han detectado reacciones a corto plazo.

En el Mediterráneo, se ha demostrado que incluso niveles bajos de perturbaciones por el avistamiento turístico de cetáceos pueden producir un cambio de comportamiento a medio plazo en rorcuales comunes, haciendo que los animales dejen de alimentarse y no volviendo a esta actividad incluso después de que cese la molestia (Jahoda *et al.* 2003), con importantes implicaciones energéticas. Para otras especies, este tipo de reacciones frente a las molestias del turismo se han asociado con el abandono de ciertas áreas (Allen 1991), la reducción del éxito de reproducción (Giese 1996), e incluso la muerte de ejemplares por exceso de gasto energético (Daan *et al.* 1996).

El efecto del avistamiento de cetáceos descontrolado, una actividad en pleno desarrollo en España, puede agravar el estrés acústico al que normalmente se ven sometidos y causar cambios de comportamiento, lo que puede tener efectos negativos impredecibles a nivel de la población (Airoldi *et al.* 1999, Jahoda *et al.* 2003, IWC 2007b).

En el Estrecho de Gibraltar durante 42 embarques en verano 2007 se pudieron analizar 162 maniobras y conductas de aproximación y de estancia de las embarcaciones de avistamiento de cetáceos, de las cuales el 47% fueron incorrectas, destacando con mayor frecuencia la interposición de las embarcaciones cortando el rumbo de los animales (18%), seguido por maniobras de acercamiento por detrás (9%), o acercamiento brusco (8%) y por maniobras de alejamiento brusco (5%) (Salazar Sierra *et al.* 2008).

Rorcual común

Los rorcuales comunes son la atracción principal para las empresas de avistamiento turístico de cetáceos en la costa Este de Canadá y de EE.UU. donde se ven sometido a persecuciones frecuentes por embarcaciones (Beach y Weinrich 1989). Sin embargo, en el Mediterráneo español, esta especie no suele ser la especie objetivo de las compañías turísticas, debido a su presencia habitual en mar abierto, excepto en el Estrecho de Gibraltar.

Cambios en el ritmo de inmersiones se observaron en Canadá y EE.UU. con rorcuales comunes perseguidos por barcos de turismo de observación de cetáceos (Edds y Macfarlane 1987, Michaud y Girard 1998, Stone *et al.* 1992). En el Mediterráneo, se ha demostrado que incluso niveles bajos de perturbaciones por el avistamiento turístico de cetáceos pueden producir un cambio de comportamiento a medio plazo, haciendo que

los rorcuales comunes dejen de alimentarse y no volviendo a esta actividad incluso después de que cese la molestia (Jahoda et al. 2003), con importantes implicaciones energéticas. Para otras especies, este tipo de reacciones frente a las molestias del turismo se han asociado con el abandono de ciertas áreas (Allen 1991), la reducción del éxito de reproducción (Giese 1996), e incluso la muerte de ejemplares por exceso de gasto energético (Daan et al. 1996).

El efecto del avistamiento de cetáceos descontrolado, una actividad en pleno desarrollo en España, puede causar un estrés acústico agravado y cambios de comportamiento, lo que puede tener efectos negativos impredecibles a nivel de la población (Airoldi et al. 1999, Jahoda et al. 2003, IWC 2007b).

En el Estrecho de Gibraltar durante 42 embarques en verano 2007 se pudieron analizar 162 maniobras y conductas de aproximación y de estancia de las embarcaciones de avistamiento de cetáceos, de las cuales el 47% fueron incorrectas, destacando con mayor frecuencia la interposición de las embarcaciones cortando el rumbo de los animales (18%), seguido por maniobras de acercamiento por detrás (9%), o brusco (8%) y por maniobras de alejamiento brusco (5%) (Salazar Sierra et al. 2008).

Orcas

Varios estudios han relacionado cambios en el comportamiento de las orcas a corto plazo con los barcos en el Pacífico Nororiental (Kruse 1991, Kriete 2002, Williams et al. 2002a, 2002b, Foote et al. 2004, Bain et al. 2006), aunque no queda muy claro si es a causa de la presencia y actividad del buque, los sonidos producidos por la embarcación o una combinación de estos factores. Estas reacciones se han relacionado con una disminución en la eficiencia energética de las orcas, haciendo que deban pasar más tiempo cazando para conseguir la misma cantidad de alimento que en ausencia de barcos (Kriete 1995, Williams 2002a y 2002b). Se ha observado que cada individuo puede reaccionar de diversas maneras a los barcos de avistamiento de cetáceos. Las respuestas incluyen nadar más rápido, adoptar patrones de navegación menos predecibles, cambios en el tiempo de las inmersiones, desplazarse hacia mar abierto, y la alteración de los patrones de comportamiento en superficie (Kruse 1991, Williams et al. 2002a, Bain et al. 2006), mientras que en algunos casos, parece ser que no ocurre ninguna respuesta a las embarcaciones. Las tácticas de evasión a menudo cambian entre encuentros y entre sexos, con el número de embarcaciones y su proximidad, actividad, tamaño y con el nivel de ruido de los barcos afectando a la reacción de las orcas (Williams et al. 2002a, 2002b).

Si esta situación se repite en el Estrecho de Gibraltar, supondrá un gran hándicap para la conservación de esta especie. Las actividades de avistamiento de cetáceos presentan salidas especiales para el avistamiento de las orcas, centradas en los meses de julio y agosto, cuando la especie se encuentra la mayoría del tiempo cazando, es decir, intentando encontrar comida. Se puede estar dando la situación de que la presencia de más barcos alrededor de las orcas esté perjudicando a su eficiencia alimenticia, haciéndoles más difícil y más costoso el alimentarse. Es aún más problemático desde 2004 cuando la interacción con las pesquerías no es tan fuerte, y deben cazar activamente más a menudo.

Por otro lado, existe la posibilidad de que la temporada de avistamiento de cetáceos se amplíe a la época de primavera, cuando las orcas se encuentran alimentándose en la Ensenada de Barbate. En esta zona, la presencia de barcos es menos pronunciada, pero por esta misma circunstancia podría provocar más daño a las orcas. En efecto, al no interaccionar con las pesquerías, sino cazar activamente con acústica pasiva, la

presencia de barcos a su alrededor podría enmascarar los sonidos que utilizan para detectar los atunes, y provocar por tanto una reducción de capturas.

Delfín común:

BAJO Delfín

listado: BAJO

Delfín mular: BAJO

Calderón negro:

MEDIO Calderón gris:

BAJO

Zifio de Cuvier: BAJO

Cachalote: MEDIO

Rorcual común:

MEDIO Orca: MEDIO

3.1.2.2. Tráfico marítimo

Todo el mediterráneo español, y especialmente el estrecho de Gibraltar es una zona con tráfico marítimo intenso. El tráfico marítimo creado por los barcos comerciales, el avistamiento de cetáceos, los ferrys y los barcos deportivos han ido aumentando en las últimas décadas. Los impactos potenciales de los barcos no están muy bien estudiados, pero puede que afecten a la eficiencia alimentaria, comunicación y/o gasto energético de los animales mediante la presencia física de los barcos o mediante el aumento de los niveles de ruido bajo el agua.

En particular, el mar de Alborán constituye la zona de paso de miles de buques que cada año navegan entre el Atlántico y el Mediterráneo atravesando el estrecho de Gibraltar. Dada la situación del Dispositivo de Separación de Tráfico del Cabo de Gata y la línea de tráfico marítimo impuesta entre dicho Dispositivo y el del Estrecho de Gibraltar, no sería práctico ni posible establecer medidas de gestión de dicho tráfico marítimo mediante el desplazamiento o restricción del mismo.

Las colisiones con los barcos son también una potencial fuente de riesgo para algunas especies.

Delfines comunes, listados y mulares

De manera general, se tiene poca constancia de problemas de colisiones entre pequeños cetáceos y embarcaciones. Pesante *et al.* (2002) hicieron una revisión de todos los datos de varamientos de cetáceos en las costas de Italia (1986-1999) y Francia (1972-2000) sobre problemas de colisiones entre cetáceos y embarcaciones. De los 87 individuos varados, tan solo uno murió por causa de colisión.

Calderones comunes

Ritter (2009) en su estudio sobre colisiones entre veleros y cetáceos encontró solo un caso de colisión con un calderón con un trimarán que iba a más de 15 nudos. Como descrito en el apartado 1.1.2. de este documento, los calderones suelen vivir en aguas profundas lo que conlleva una distribución generalmente lejos de costa donde no habría tanto tráfico marítimo. Sin embargo, en el caso del Estrecho de Gibraltar y del

mar de Alborán, la distribución de los calderones coincide con el paso de los cargueros que entran y salen del Mediterráneo como con los ferries que cruzan en un eje norte-sur (de Stephanis *et al.* 2005).

De Stephanis y Urquiola (2006) describieron una colisión entre un calderón y una embarcación en el Estrecho de Gibraltar. Desde entonces se ha observado un total de 6 individuos vivos con marcas claras de colisión con embarcaciones. Como se puede observar en la figura siguiente, los calderones comunes parecen ser muy resistentes a cortes importantes y sobrevivir a graves heridas como el caso del individuo GM_GIB_125 el cual ha sufrido un grave herida, la cual empezó con un corte limpio delante de la dorsal en verano 2008. Esta parte se curó bastante bien hasta el verano de 2011 cuando sufrió un segundo corte limpio por la misma zona. Uno de los problemas identificados en el Estrecho es también el incremento de motos de aguas pasando a gran velocidad por encima de la zona de distribución de los calderones (Verborgh pers. obs.).



GM_GIB_125 el 17/06/2008



GM_GIB_125 el



GM_GIB_125 el 03/07/2009



GM_GIB_125 el

06/09/2008

05/09/2011



11/08/2010



GM_GIB_200 el 07/08/2005



06/07/2011



31/07/2011

Figura 24. Fotos tomadas en el Estrecho de Gibraltar de diferentes individuos con heridas debidas a colisiones con embarcaciones.

Cachalotes

Laist *et al.* (2001), Jensen y Silber (2003), Weinreich (2004), Vanderlaan y Taggart (2007), Douglas *et al.* (2008) y Van Waerebeek y Leaper (2008) recopilaron la información disponible sobre colisiones entre grandes cetáceos y embarcaciones en el mundo, demostrando que los cachalotes son una de las especies de cetáceos más conocidos como víctimas de colisiones. Según Jensen y Silber (2003), la tasa de mortalidad asociada a las colisiones con embarcaciones sería de 70-80%. Los grandes buques navegando a más de 14 nudos son los que tienen más probabilidad de provocar la muerte de cetáceos por colisión (Laist *et al.* 2001).

Los cachalotes pasan largos periodos flotando en superficie (en general unos 10 minutos Jacquet *et al.* 1998; Drouot *et al.* 2004) descansando entre inmersiones profundas. Este comportamiento les hace muy vulnerables frente a colisiones con embarcaciones. Berzin (1971) notó la existencia de un gran número de informes de colisiones entre barcos y cachalotes de distintas edades, incluyendo buques de pasaje y remolcadores. Además, tiene evidencias de animales acercándose demasiado a los barcos y que tuvieron daños provocados por las hélices. En las islas Canarias, las colisiones con cachalotes parecen ser frecuentes, y en 1992 un fast-ferry chocó con un animal y un pasajero murió durante el evento (André *et al.* 1997). Pesante *et al.* (2000) recopiló la información procedente de los catálogos de foto-identificación y de los varamientos de cachalotes en Francia, Italia y Grecia y encontró evidencias de colisión en un 4,5-7,7% de los animales fotografiados y en un 5-16% de los varamientos.

El Estrecho de Gibraltar ha sido descrito como la primera zona crítica en relación al tráfico marítimo en el mundo (de Stephanis *et al.* 2005), es el único paso de comunicación entre el Mar Mediterráneo y el Océano Atlántico, con una cantidad estimada en 150.000 cargueros y ferrys en el 2010 (datos de la APBA de Algeciras).

Varias compañías de ferrys y fast-ferrys hacen la conexión de Algeciras hacia Ceuta y Tánger-Med, de Gibraltar a Tánger-Med y de Tarifa hacia Tánger; cargueros y cruceros cargan y descargan en los puertos de Algeciras, Gibraltar, Ceuta y Tánger o atraviesan el Estrecho desde o hacia algún puerto en el Mediterráneo. Los cachalotes se encuentran en medio de las principales rutas marítimas (de Stephanis et al. 2010). En la misma zona, se ha observado la colisión en directo entre un ferry y un cachalote que resultó en la muerte del animal (de Stephanis et al. 2005) y se estima que otros 4 ejemplares pueden haber muerto por la misma causa (CIRCE, datos no publicados).

Siguiendo una propuesta por de Stephanis et al. (2005) previa al cambio en el dispositivo de separación de tráfico debido a la construcción del nuevo puerto de Tánger-Med, la única regulación de la velocidad del tráfico marítimo comercial existiendo en España ha sido establecida para reducir el riesgo de colisión con cachalotes en el Estrecho de Gibraltar (IHM 2007). Sin embargo, esta medida sólo tiene carácter de recomendación, y menos de la mitad de los cargueros y ferrys, y ninguno de los fast-ferrys, cumplen con la misma (Gauffier et al. 2010). Además el carácter temporal de la recomendación, entre abril y agosto, deja descuidados a todos los cachalotes que usan el Estrecho durante el resto del año (Gauffier et al. 2010).

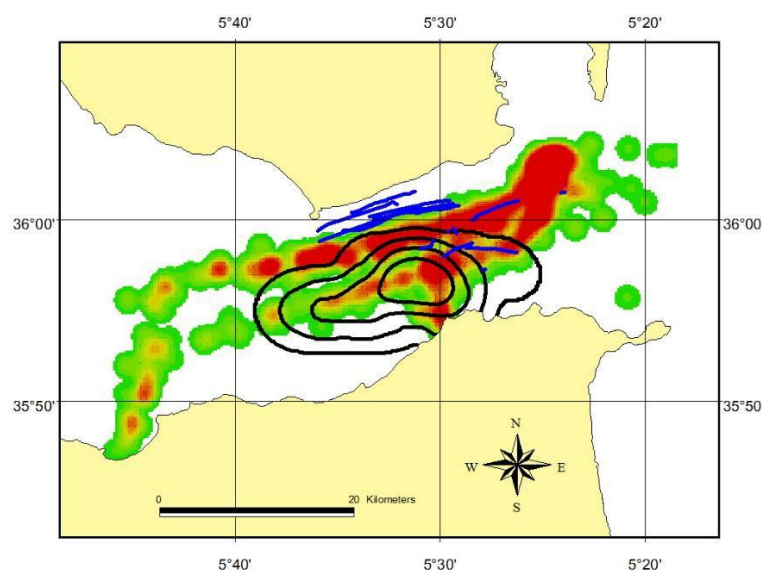


Figura 25. Mapa de riesgo de presencia de ferrys (kernels), seguimiento de rorcuales comunes (azul) y distribución de cachalote (negro) en el Estrecho (de Stephanis et al. 2011)

Rorcual común

Varios autores recopilaron la información disponible sobre las colisiones entre grandes cetáceos y embarcaciones en el mundo, demostrando que los rorcuales comunes son los cetáceos más conocidos como víctimas de colisiones y que esta amenaza puede llegar a representar el tercio de las causas de muerte en individuos varados (Laist et al. 2001; Jensen y Silber 2004; Weinreich et al. 2004; Vanderlaan y Taggart 2007; Douglas et al. 2008; Van Waerebeek y Leaper 2008). Según Jensen y Silber (2004), la tasa de mortalidad asociada a las colisiones con embarcaciones sería de 70-80%. Los grandes buques navegando a más de 14 nudos son los que tienen más probabilidad de provocar la muerte de ballenas por colisión (Laist et al. 2001)

Pesante et al. (2000) encontraron que 3,9% de los rorcuales comunes analizados por foto- identificación tenían evidencias de colisiones con grandes embarcaciones. Este porcentaje solo representa los individuos que sobrevivieron a esas colisiones, lo cual supone que el impacto de colisiones sobre rorcuales del Mediterráneo es mucho más importante. Panigada et al. (2006) demostró que la muerte de 16% de los ejemplares de rorcual común varados en costas mediterráneas se puede atribuir a colisiones con un barco. El 82,2 % de las colisiones mortales fueron registradas en el santuario Pelagos del mar de Liguria, otra zona de alto tráfico marítimo, mientras el 11,1% ocurrió en aguas españolas (Panigada et al. 2006).

El Estrecho de Gibraltar ha sido descrito como la primera zona crítica en relación al tráfico marítimo en el mundo (de Stephanis et al. 2005), es el único paso de comunicación entre el Mar Mediterráneo y el Océano Atlántico, con una cantidad estimada en 150.000 cargueros y ferrys en el 2010 (datos de la APBA de Algeciras). Varias compañías de ferrys y fast-ferrys hacen la conexión de Algeciras hacia Ceuta y Tánger-Med, de Gibraltar a Tánger-Med y de Tarifa hacia Tánger; cargueros y cruceros cargan y descargan en los puertos de Algeciras, Gibraltar, Ceuta y Tánger o atraviesan el estrecho desde o hacia algún puerto en el Mediterráneo. Los rorcuales comunes que cruzan el estrecho se encuentran en medio de las principales rutas marítimas (de Stephanis et al. 2010). En dos ocasiones se ha fotografiado un ejemplar de rorcual común con heridas probablemente debidas a una colisión y se han registrado 3 rorcuales comunes varados con evidencias de colisión, aunque la ausencia de necropsias no permite conocer la causa de la muerte con certeza (Gauffier et al. 2011). En la misma zona, se ha observado la colisión en directo entre un ferry y un cachalote que resultó en la muerte del animal (de Stephanis et al. 2005) y se estima que otros 3 ejemplares pueden haber muerto por la misma causa.

Siguiendo una propuesta por de Stephanis et al. (2005) previa al cambio en el dispositivo de separación de tráfico debido a la construcción del nuevo puerto de Tánger-Med, la única regulación de la velocidad del tráfico marítimo comercial existiendo en España ha sido establecida para reducir el riesgo de colisión con cachalotes en el Estrecho de Gibraltar (IHM 2007), lo que podría resultar indirectamente en reducir el riesgo de colisión para rorcuales comunes. Sin embargo, esta medida sólo tiene carácter de recomendación, y menos de la mitad de los cargueros y ferries, y ninguno de los fast-ferries, cumplen con la misma (Gauffier et al. 2010). Además el carácter temporal de la recomendación, entre abril y agosto, deja descuidados a todos los rorcuales comunes y cachalotes que usan el Estrecho durante el resto del año (Gauffier et al. 2011).

Por otro lado, durante la primavera, al adentrarse en el Canal de Ibiza, el flujo migratorio se compacta y los animales se ven obligados a acercarse considerablemente a tierra, lo que explica la elevada frecuencia de avistamientos a lo largo de la costa de Levante y Cataluña (Raga y Pantoja 2004). Es precisamente durante esta época del año cuando, de tanto en tanto, tienen lugar colisiones entre ballenas y embarcaciones. Entre 1983 y 1994 tan sólo al puerto de Barcelona llegaron cuatro rorcuales comunes atravesados en la proa de barcos mercantes provistos de bulbo en su roda, estructura que había impedido que el animal se desprendiera después de la colisión (Universitat de Barcelona 1994).

Zifios

El tráfico marítimo no es la fuente de ruido más nociva para los zifios de Cuvier, aunque se han observado perturbaciones de su comportamiento cuando el ruido provocado por los buques es demasiado intenso en el mar de Liguria en el Mediterráneo (Aguilar *et al.* 2010).

Orcas

Los impactos potenciales de los barcos no están muy bien estudiados, pero puede que afecten a la eficiencia alimentaria, comunicación y/o gasto energético de las orcas mediante la presencia física de los barcos o mediante el aumento de los niveles de ruido bajo el agua, sobre todo en primavera en aguas de la ensenada de Barbate. Las colisiones con los barcos son también una potencial fuente de riesgo.

Delfín común:

BAJO Delfín

listado: BAJO

Delfín mular:

BAJO Calderón

negro: MEDIO

Calderón gris:

BAJO

Zifio de Cuvier: BAJO

Cachalote:ALTO

Rorcual

común:ALTO Orca:

BAJO

3.1.3. Contaminación

Uno de los objetivos específicos de la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino (Ley 41/2010) según el artículo 1.3 es “Prevenir y reducir los vertidos al medio marino, con miras a eliminar progresivamente la contaminación del medio marino”, y según el artículo 4.1.f. “se mantendrá como objetivo la minimización de la contaminación del medio marino, entendiendo como contaminación toda introducción directa o indirecta en el medio marino de sustancias o energías como consecuencia de la actividad humana, incluidas las fuentes sonoras submarinas, que provoquen o puedan provocar efectos nocivos”.

3.1.3.1. Efecto de la contaminación química

□ **Contaminantes orgánicos**

En las últimas décadas se ha producido una creciente preocupación sobre los efectos ambientales adversos derivados de la utilización y la eliminación de numerosos compuestos químicos en la industria, la agricultura, los hogares, y los tratamientos médicos. Muchos tipos de productos químicos son tóxicos cuando están presentes a altas concentraciones, incluidos los compuestos tradicionales, tales como los organoclorados, hidrocarburos aromáticos policíclicos y metales pesados que han sido reconocidos como problemáticos. Sin embargo, una creciente lista de los llamados contaminantes “emergentes” y otras sustancias contaminantes, tales como retardantes de llama bromados, los compuestos perfluorados, y muchas otras sustancias, están cada vez más vinculadas a los efectos dañinos biológicos. Las

distintas clases de contaminantes varían en sus propiedades químicas y las estructuras, la persistencia en el medio ambiente, las vías de transporte a través de los ecosistemas y los efectos sobre los mamíferos marinos y otras especies silvestres. A pesar de su toxicidad, la mayoría de estos productos químicos están siendo fabricados o utilizados en muchos países.

Organoclorados como los Policloruros de Bifenilo (PCBs) y los pesticidas clorados representan una amenaza constante para la salud de animales y humanos. Estos componentes son lipofílicos y persistentes, por lo tanto se acumulan en los depósitos de grasa de los mamíferos marinos a lo largo de la cadena alimenticia. Los polibromodifenil éteres (PBDEs) también se ha demostrado estar cada vez más distribuidos en los mamíferos marinos (de Boer *et al.* 1998; Lindström *et al.* 1999; Ikonomou *et al.* 2002; Kajiwara *et al.* 2004; Martin *et al.* 2004). El medio marino es particularmente vulnerable a los componentes órgano-halogenados porque actúa como el receptáculo final y consecuentemente contiene la mayor porción de estos componentes (Tanabe *et al.* 1988).

Delfines comunes

Los cetáceos acumulan elevados niveles de PCBs y ppDDE en grasa, debido a su posición elevada en la cadena trófica marina. Los estudios de Borrell *et al.* (2001) en delfines comunes del mar de Alborán comparados con los que habitan aguas gallegas han mostrado que los delfines de aguas mediterráneas presentan un ratio de tPCB/tDDT de 1,12 (frente a los 3,35 en aguas atlánticas) sugiriendo una contribución más elevada de contaminantes procedentes de la agricultura en contraposición a los procedentes de la industria para estos animales. A la vez, los individuos mediterráneos presentaban mayores niveles de todas las formas de DDT y un mayor ratio ppDDE que los atlánticos, pero concentraciones similares de PCBs. Cabe remarcar que los niveles de organoclorados encontrados en este estudio tanto en los delfines comunes del mar de Alborán como en aguas gallegas corresponden a concentraciones que se encuentran en el rango inferior o medio de los encontrados en otras poblaciones de delfines comunes o en otras especies de la familia *Delphinidae* en la misma región. Por ello, aunque el efecto de las concentraciones de organoclorados no pudo ser evaluada a nivel de población, es poco probable que dichas concentraciones hayan jugado un papel determinante en el declive que está sufriendo la población mediterránea (Borrell *et al.* 2001), aún así pudo haber sido un factor de estrés para dicha población (Fossi *et al.* 2003). Por lo tanto, el papel de dichos contaminantes es controvertido pero probablemente significativo ya que pueden causar inmunosupresión e impedimentos reproductores provocando efectos transgeneracionales (Fossi *et al.* 2000).

Delfines listados

Estudios realizados con tejidos de delfines listados en el oeste del Mediterráneo durante 1987-2002, demostraron que las tendencias temporales de contaminación por DDT y PCB han disminuido lentamente en el tiempo debido a que estos animales aún mantenían niveles moderados-altos de estos compuestos químicos. Sin embargo, los índices de metabolización de estos compuestos han sufrido un detrimento progresivo, lo que sugiere que el medio marino en alta mar no ha estado expuesto a importantes emisiones de estos contaminantes los últimos años (Aguilar y Borrell 2005). La disminución lenta de estos compuestos a lo largo del tiempo se ve corroborada con los datos obtenidos en los análisis que realizaron Wafo *et al.* (2005) en distintas muestras de tejidos y órganos de seis delfines listados recogidos en 2000 y en 2003, donde las concentraciones de PCB y DDT fueron aún muy altas. La relación de los PCBs/ Σ DDT es, en gran medida, superior a 1 en todos los tejidos y

órganos analizados. Este resultado refleja que el uso de DDT se ha restringido en la cuenca mediterránea desde los años setenta, mientras que los PCB se usan todavía en grandes cantidades. Wafo *et al.* (2005) obtuvieron resultados del mismo orden de concentración que en análisis en su mismo laboratorio durante los años noventa. En tejidos grasos obtuvieron concentraciones similares de PCBs a las encontradas por otros autores en el Mediterráneo, pero a menudo más altas que las registradas en el resto del mundo.

Ejemplares de delfines listados analizados durante la segunda mitad del año 1990 relacionados con la epizootia de morbillivirus, además de presentar un estado nutritivo anormalmente bajo, contenían concentraciones de PCBs y DDTs entre dos y tres veces superiores a las habituales en la población, según los estudios realizados en los años previos y posteriores a la misma. Estos valores son muy superiores a los que se estiman aceptables en un mamífero (Aguilar y Raga 1993). Niveles inferiores han producido en ciertas poblaciones de pinnípedos un descenso elevado de las tasas de natalidad y una disminución de la población. Otro efecto de los PCBs es la conocida capacidad que poseen de deprimir el sistema inmunitario de los mamíferos, por lo que los elevados niveles de organoclorados detectados en estos individuos se asociaron a la elevada mortalidad que produjo esta epizootia (Aguilar y Raga 1993).

Calderones grises

Como los demás odontocetos, los calderones grises del Mediterráneo llevan una substancial carga de contaminantes (Kim *et al.* 1996, Marsili & Focardi 1997, Shoham-Frider *et al.* 2002, Fossi & Marsili 2003).

Calderones comunes

Los calderones comunes del Mediterráneo tienen niveles de contaminación por OCs entre 5 y 10 veces más altos que los calderones del Atlántico norte (Praca *et al.* 2011, Dam y Bloch 2000, Law *et al.* 1996). Niveles altos de estos contaminantes se encontraron en otras especies del Mediterráneo como son los calderones grises (Corsolini *et al.* 1995, Marsili y Focardi 1996) y los delfines listados (Aguilar y Borrell 2005, Borrell *et al.* 2006, Borrell y Aguilar 2007). Estos resultados se explican por el alto nivel que estas especies ocupan en la cadena trófica y la alta contaminación del mar Mediterráneo (Gómez-Gutiérrez *et al.*, 2007, UNEP 2002). Estas concentraciones se encuentran por encima de un umbral a partir de cual los OCs podrían tener un efecto toxicológico en el sistema inmune y de reproducción de estos animales (Jepson *et al.* 2005, Kannan *et al.* 2000).

Cachalotes

Borrell (1993) sugiere que los cachalotes tienen niveles de organoclorinas intermedios, más altos que los de los misticetos pero más bajos que los de otros odontocetos de tamaño menor, como los calderones comunes, debido a su nivel trófico medio. Los niveles de contaminantes están también relacionados a sus hábitos alimenticios, y debido a la ingesta de peces como complemento a su dieta basada en cefalópodos mesopelágicos, las hembras parecen acumular los contaminantes en mayores cantidades que los machos (Universitat de Barcelona 1994). Praca *et al.* (2011) encontraron concentraciones de tPCB de $107,81 \pm 108,72 \mu\text{g.g}^{-1}\text{lw}$ y de tDDT de $107,81 \pm 108,72 \mu\text{g.g}^{-1}\text{lw}$ en cachalotes varados en la costa francesa del Mediterráneo, representando niveles cinco a diez veces mayores que estudios realizados en el Atlántico Norte (p. ej. Law *et al.* 1996).

Mercurio, plomo, cadmio y selenio fueron detectados en 4 cachalotes varados en

Dinamarca (Nielsen et al. 2000). Los autores encontraron altas concentraciones de mercurio (2.421 µg/l) y de cadmio (31.100 µg/l) en la sangre, lo que representa una concentración de cadmio 500 ± 1000 mayor que el encontrado en muestras de calderones comunes de la misma zona.

A nivel de la población, se desconoce cuáles serían los posibles efectos a largo plazo y entre generaciones de la exposición a contaminantes químicos.

Rorcual común

Debido a su nivel trófico muy bajo, el rorcual común, al igual que el resto de misticetos, no es en principio una especie susceptible de verse afectada por la contaminación química. No obstante, los rorcuales comunes del Mediterráneo contienen altas concentraciones de organoclorados, Dicloros Difenil Tricloroetano (DDT), Hidrocarburo aromático policíclico (PAH) y PBDE, con efectos sobre las hormonas sexuales (Fossi et al. 2003, 2010; Tapie et al. 2010). Fossi et al. (2010) encontraron un estrés toxicológico más elevado en la población de rorcuales comunes del mar de Liguria, en comparación con los del mar de Cortés, relacionado con altos niveles de PCB, DDT, organoclorados con efectos disruptores endocrinos y PAH en las muestras de hembras y machos, lo que puede afectar a la función reproductiva de la especie.

Aguilar y Borrell (1988) informan que mientras la carga de contaminantes presentes en la grasa de ejemplares juveniles es similar para ambos sexos, después de la madurez sexual, los niveles de concentración de compuestos organoclorados aumentan con la edad y el tamaño corporal para los machos mientras disminuyen para las hembras hasta que ambos se establecen en un valor constante. La disminución de compuestos organoclorados en la grasa de las hembras de rorcual común ocurre por transferencia a sus crías durante el periodo de lactancia (Aguilar y Borrell 1988). La transferencia es mayor para la primera cría que recibirá una descarga de 1 g de PCB y 1,5 g de tDDT, pero decrece hasta 0,2 g de PCB y 0,3 g de tDDT para las hembras más viejas (Aguilar y Borrell 1994). La descarga de tDDT es mayor que la de PCB, debido a las propiedades más lipófilas de este último (Aguilar y Borrell 1988).

En el Mediterráneo español, cuatro ejemplares analizados que llegaron varados a la costa catalana presentaron concentraciones medias de compuestos organoclorados en su grasa hipodérmica (Universitat de Barcelona 1994).

A nivel de la población, se desconoce cuáles serían los posibles efectos a largo plazo y entre generaciones de la exposición a contaminantes químicos.

Orcas

Como en otros cetáceos, las orcas acumulan elevados niveles de PCBs y p,p'-DDE en grasa, debido a su posición arriba de la cadena trófica marina, y su relativamente alta esperanza de vida (Law et al. 1997, Hayteas y Duffield 2000, Ross et al. 2000). Ross et al. (2000) obtuvieron un nivel de contaminación por PCB más alto en transeúntes que en residentes del Pacífico, probablemente reflejando su alimentación en un nivel trófico superior, al alimentarse de mamíferos marinos, pudiéndoseles considerar como el cetáceo más contaminado del mundo. La diferencia en los patrones de los contaminantes entre las orcas y sus presas y los índices metabólicos sugieren que estos cetáceos tienen una capacidad relativamente alta de metabolizar los contaminantes (Wolkers et al. 2007). Estos resultados indican que los PCBs, clordanos y DDEs se acumulan en cierta medida en las orcas, y que los toxafenos y PBDEs pueden ser parcialmente metabolizados. Ylitalo et al. (2001) sugieren que los

organoclorados podrían ser un factor contribuyente en la baja reproducción y el declive de ciertas manadas de Alaska.

Las concentraciones de PCBs incrementan con la edad en machos, pero se ven reducidas de una forma clara en hembras sexualmente activas (Ross *et al.* 2000). Haraguchi *et al.* (2009) encontraron concentraciones más elevadas de PCBs y PBDEs en la grasa de crías que en hembras lactantes, lo que indica que grandes cantidades de estos compuestos organohalogenados son transferidos de la madre a la cría a través de la lactancia. Las tasas de transferencias de la madre a la cría para los PCBs y los PBDEs se reducen significativamente con el incremento de halógenos sustituidos, lo que sugiere que los componentes más halogenados son menos transferibles.

□ **Metales pesados**

Desde el punto de vista ecotoxicológico, los delfines y otras especies marinas de mamíferos presentan características interesantes para el estudio de acumulación de contaminantes y las transferencias de éstos en los sistemas marinos. Bien es conocido que tanto el mercurio como otros metales se acumulan en los organismos marinos. Concentraciones incrementadas de mercurio se encuentran en los niveles tróficos más altos debido al proceso de biomagnificación (Palmisano *et al.* 1995).

Pero se necesitan más estudios, especialmente en la forma química del mercurio que se acumula (por ejemplo, el metil-mercurio (MeHg) es en mamíferos marinos, la forma predominante en el músculo, mientras que en hígado su contenido es sólo un pequeño porcentaje del total), para explicar cómo estos organismos pueden hacer frente a las concentraciones tan elevadas de este metal.

Delfines listados

Existen diferencias significativas respecto a las concentraciones de mercurio encontradas en delfines listados varados en las costas francesas mediterráneas respecto a los atlánticos. Las concentraciones son mucho mayores en los delfines del Mediterráneo que en los del Atlántico. Esta afirmación se corresponde con las determinaciones de mercurio total realizados en otras especies en las dos regiones. El origen de las concentraciones elevadas de mercurio en los delfines recogidos en las costas del Mediterráneo es, sin duda natural y se puede remontar a los depósitos de mercurio ubicados en esta cuenca (Andre *et al.* 1991).

Calderones comunes

La acumulación de metales pesados como el cadmio y el mercurio se han encontrados en los calderones cazados en las Islas Feroe (Caurant y Amiard-Triquet 1995, Caurant *et al.* 1996). Como depredador apical, los calderones son los receptores de la acumulación de esos metales pesados a través de la cadena trófica (Bustamante *et al.* 1998). Los calderones comunes parecen ser excepcionalmente tolerante a niveles altos de esos metales, ya que ningún estudio ha podido desvelar un problema serio de toxicidad en esta especie (Caurant y Amiard-Triquet 1995).

A nivel de la población, se desconoce cuáles serían los posibles efectos a largo plazo y entre generaciones de la exposición continuada a contaminantes químicos.

Orcas

La transferencia de los metales tóxicos Hg y Cd entre la madre y la cría son mínimos, así como la acumulación en los órganos con la edad, mientras que los metales

esenciales Mn y Cu se encuentran en mayores concentraciones en los músculos de las crías que en los de sus madres (Endo *et al.* 2007).

□ **Vertidos de hidrocarburos**

A raíz de varias catástrofes (Torrey Canyon en 1967, Exxon Valdez en 1989), se adoptaron una serie de convenios en el marco de la Organización Marítima Internacional (OMI) con el fin de luchar contra la contaminación accidental (imprevista) y la contaminación causada por la explotación normal (deliberada, como la limpieza de tanques con agua de mar). Así, por ejemplo, en 1973 se adoptó el Convenio internacional MARPOL sobre la prevención de la contaminación ocasionada por los buques. Durante el año 2009, según datos de ITOPF (Internacional Tankers Oil Pollution Fund) los hidrocarburos vertidos a la mar en accidentes de buques tanque sumaron únicamente 100 toneladas. Se trata de una cifra muy reducida, teniendo en cuenta que en ese mismo año se transportaron por mar más de 2.300 millones de toneladas de hidrocarburos. Sin embargo, mientras exista el transporte marítimo de petróleo, los riesgos seguirán existiendo.

La exposición a hidrocarburos liberados en el medio marino a través de los derrames de petróleo y otras fuentes de descarga, representa otra amenaza potencialmente grave para la salud de los cetáceos. Los mamíferos marinos son generalmente capaces de metabolizar y excretar pequeñas cantidades de hidrocarburos, pero la exposición aguda o crónica plantea mayores riesgos toxicológicos (Grant y Ross 2002). A diferencia de los seres humanos, los cetáceos tienen una epidermis engrosada que reduce enormemente la probabilidad de toxicidad por el contacto de la piel con el petróleo (Geraci y St. Aubin 1990; O'Shea y Aguilar 2001). La inhalación de vapores en la superficie del agua y la ingestión de hidrocarburos durante la alimentación son las vías más probables de exposición.

En los mamíferos marinos, la exposición aguda a los productos derivados del petróleo puede causar cambios en el comportamiento, la inflamación de las membranas mucosas, congestión pulmonar, neumonía, trastornos del hígado, y daño neurológico (Geraci y St. Aubin 1990).

Los derrames de petróleo son también potencialmente destructivos para las poblaciones de las presas y por lo tanto puede afectar negativamente a todas las especies de cetáceos al reducir la disponibilidad de alimentos.

Delfín común: MEDIO

Delfín listado: MEDIO

Delfín mular: MEDIO

Calderón negro:

MEDIO Calderón gris:

MEDIO Zifio de

Cuvier: MEDIO

Cachalote: MEDIO

Rorcual común:BAJO

Orca: MEDIO

3.1.3.2. Ingestión de plásticos

Los plásticos y los materiales sintéticos son los componentes de la basura presente en el mar que provocan la mayoría de los problemas a animales marinos. Se han descrito hasta un total de 267 especies diferentes que hayan sufrido enmalles o ingesta accidental de alguno de estos tipos de basura (Allsopp *et al.* 2006). El PRUGMA (Programa de Naciones Unidas sobre Medio Ambiente, en inglés UNEP) es una de las organizaciones que lidera desde 2003 iniciativas encaminadas a evaluar el impacto de la basura sobre la fauna marina e identificar las medidas de mitigación.

Zifios y cachalotes

Existen 2 registros de zifios varados con sus estómagos llenos de plásticos en Grecia (A. Frantzis, pers. comm.), y uno en Croacia (Holcer *et al.* 2003). Según parece, los zifios al igual que sus parientes los calderones negros y que los cachalotes, a veces pueden confundir ciertos tipos de plásticos con sus presas más comunes; los cefalópodos Poncelet *et al.* (1999).

Recientemente Simmonds (2011) ha realizado una recopilación de bibliografía científica referente a casos de ingestas de plásticos por parte de diferentes especies de cetáceos en distintas partes del mundo. El autor concluye que las especies que más frecuentemente se ven afectadas por este tipo de amenaza son los zifios y los cachalotes, ya que ambas especies se alimentan preferentemente de cefalópodos, presas que debido a su fisionomía y densidad pueden confundirse en ocasiones con ciertos tipos de plásticos. Así mismo, según el autor, parece ser que los zifios, debido a su particular forma de alimentación mediante succión, se ven especialmente afectados. Existen varios casos de varamientos de diferentes especies de zifios con presencia de plásticos en sus sistemas digestivos (Poncelet *et al.* 2000; Santos *et al.* 2001, 2007; Fernández *et al.* 2009; MacLeod 2009; Kovacic *et al.* 2009). Según los datos disponibles en el noroeste de Europa se cree que más del 75% de los varamientos de zifios varados contienen plásticos en sus sistemas digestivos y que en un 25%, los plásticos serían la causa principal de la muerte. Esta amenaza tiene especial incidencia en el mar de Alborán debido a la presencia masiva de turismo, y adquiere una preocupación mayor en la costa de las provincias de Almería y Granada debido a la gran cantidad de plásticos que se usan cada año en los invernaderos.

Los hábitos alimenticios mesopelágicos del cachalote hacen de la ingestión de residuos de aparejos de pesca y materias plásticas (bolsas o trozos de PVC, etc.) un evento común, probablemente al confundirlos con sus presas (Tarpley y Marwitz 1993; Lambertsen 1997). Las consecuencias de estas ingestiones pueden ser debilitantes e incluso letales, causarles obstrucciones o daños en el aparato digestivo. Un cachalote encontrado en Islandia tenía una enfermedad letal probablemente relacionada con una obstrucción total de su intestino por residuos plásticos (Lambertsen 1990).

Calderones comunes

Existen pocos datos sobre la ingestión de plásticos por calderones comunes, sin embargo es un problema reconocido en otras especies que tienen una dieta similar y que suelen ocupar hábitats similares, como por ejemplo los cachalotes, zifios y calderones grises. En la costa Atlántica francesa, hay 3 registros publicados de calderones comunes con ingestión de plásticos que podrían haber participado en la causa de la muerte del animal (Poncelet *et al.* 2000).

Delfines comunes, listados y mulares

Existen pocos datos sobre la ingestión de plásticos por delfines comunes, mulares y listados, sin embargo es un problema reconocido en otras especies de cetáceos.

Rorcual común

No se ha registrado ningún caso de ingestión de residuos sólidos (sobre todo plásticos) por rorcuales comunes aunque se haya observado para otras especies de Balaenopteridae como rorcuales alibancos (p.ej. Tarpley y Marwitz 1993).

Delfín común: BAJO

Delfín listado: BAJO

Delfín mular: BAJO

Calderón negro:

MEDIO Calderón gris:

MEDIO Zifio de

Cuvier: MEDIO

Cachalote: MEDIO

Rorcual común: BAJO

Orca: BAJO

3.1.3.3. Efectos de la contaminación acústica

El hombre realiza un gran número de actividades que provocan ruido submarino; tanto de forma intencionada, como la exploración geofísica o las maniobras militares, en las cuales se emiten sonidos para la búsqueda activa de yacimientos y submarinos respectivamente; o que generan ruido de forma indirecta, como el tráfico marítimo comercial o la construcción de puertos. Los sonidos introducidos por el hombre en el medio submarino producen dos tipos de efectos negativos en los organismos: i) graves de impacto agudo como la pérdida total de audición, ii) bajos o de impacto moderado, que pueden ser crónicos, como la pérdida parcial de audición, limitación en el rango de detectabilidad de conspecíficos, aumento del estrés, etc. (Richardson *et al.*, 1995; Würsig y Richardson, 2002). Debido a las condiciones favorables de transmisión de las ondas sonoras en el medio marino, no es de extrañar que los fenómenos de comunicación acústica estén especialmente desarrollados en los cetáceos. Destacan a este respecto los odontocetos, que emplean las señales acústicas tanto para la comunicación, como para la navegación y detección de presas.

Debido a ello, los diferentes tipos de perturbaciones provocadas por este contaminante en los odontocetos, abarca aspectos tan diversos como la obtención de alimento, navegación, comunicación, etc. (Richardson *et al.* 1995, Op cit). Los estudios sobre este problema son cada vez más abundantes y sus efectos están siendo cada vez mejor documentados. Por ejemplo, se han constatado reducciones en las distancias máximas a la que dos animales pueden comunicarse debido al enmascaramiento por ruido (Richardson *et al.* 1995; Clark *et al.* 2009), daños fisiológicos como pérdidas temporales de audición que pueden llegar a ser permanentes en función de la intensidad sonora y tiempo de exposición (Finneran *et al.* 2002; Ketten 2004) y disminución en la capacidad para detectar presas por ecolocalización (Richardson *et al.*

Op. cit.). También se han observado en cetáceos cambios hormonales indicativos de estrés en respuesta a la exposición al ruido intenso (Romano *et al.* 2003). En mamíferos terrestres se sabe que el estrés crónico induce cambios fisiológicos que incluyen la disminución de la función inmune, lo que probablemente ocurra de forma similar en los cetáceos (Gordon y Moscrop 1996).

Si los niveles de sonido recibidos por los mamíferos marinos son lo suficientemente altos, la pérdida de audición puede producirse temporal o permanentemente, y en algunos casos severos, puede resultar en hemorragias cerebrales y en los aparatos auditivos. En delfines, el nivel basal al cual comienzan a verse perjudicados por el sonido es a 195 dB en 1 segundo de duración de exposición (Schlundt *et al.* 2000; Finneran *et al.* 2005), mientras que los comportamientos evasivos en mysticetos se producen con sonidos de baja frecuencia, de 140 a 160 dB (Malme *et al.* 1983, 1984, 1988; Ljungblad *et al.* 1988; Tyack y Clark 1999).

Algunos odontocetos muestran variaciones en la tasa de emisión de vocalizaciones (observado en belugas, Lesage *et al.* (1999)) o en los niveles de emisión (observado en orcas, Marla *et al.* (2009)) relacionados con incrementos en los niveles de ruido antropogénico. Wakefield (2001) encontró que en periodos de ruido intenso como consecuencia de actividad sísmica subacuática, los delfines comunes aumentaban significativamente las frecuencias de sus silbidos, aumentando asimismo su tasa de vocalización. El autor relaciona estas variaciones en número de llamadas y nivel de emisión de las señales acústicas en presencia de ruido con intentos por parte de los animales de evitar el efecto del enmascaramiento por ruido. El efecto del enmascaramiento, puede llegar a ser limitante en situaciones en las que los animales tienen reducida su capacidad de producción acústica. Por ejemplo, Jensen *et al.* (2011), encontró que los calderones de aleta corta (*Globicephala macrorhynchus*) producen llamadas a grandes profundidades en condiciones de apnea, viéndose reducida su capacidad de emisión debido al efecto de la presión, lo que provoca que no puedan aumentar ni su tasa, ni sus niveles de emisión ante un repentino aumento del ruido.

El ruido debido a la actividad humana (antropogénico) es por tanto un factor de contaminación del medio que puede tener un efecto negativo sobre el ecosistema marino local, pudiendo afectar zonas muy extensas (Curtis *et al.* 1999; Andrew *et al.* 2002; McDonald *et al.* 2006, 2008; Castellote 2009). La regulación del ruido como contaminante en el mar está limitada por el desconocimiento sobre los niveles base naturales de sonido ambiente en los océanos y cómo han sido alterados por las emisiones humanas. Esto dificulta evaluar las “dosis” de ruido aceptables en distintas zonas. La evaluación de este efecto a escala poblacional, requiere asociar el nivel de exposición al ruido con cambios en la abundancia o parámetros demográficos. Para ello, es necesario obtener medidas del nivel de ruido expuesto en animales y documentar sus respuestas, aunque en el medio marino ninguna de estas tareas es fácil (Tyack *et al.* 2004).

□ Tráfico marítimo

El avance tecnológico que supuso la incorporación del motor a la industria naval en el siglo XIX, supuso un aumento en la autonomía de los buques y un incremento paulatino de la velocidad de los mismos. Desde entonces, el tráfico marítimo mundial no ha hecho más que aumentar, siendo la marina mercante un factor fundamental en el desarrollo económico de los países. El aumento substancial del número de buques en los últimos 50 años implica un aumento gradual del ruido generado por el tráfico del orden de 15 dB en incrementos de 3 dB por década (Andrew *et al.* 2002; McDonald *et al.* 2006). El mar Mediterráneo es una de las zonas con más ruido

submarino del mundo, presentando niveles medios de ruido ambiente en los primeros 1000 Hz por encima de los 100 dB (Ross 2005; Castellote 2009).

El transporte marítimo de mercancías comprende el sólo el 90% del comercio exterior y el 40% del comercio interior europeo, transportando una carga de 3,5 billones de toneladas al año. A pesar de que el transporte marítimo representa una de las formas de transporte más rentables en términos ecológicos, las amenazas generadas por el mismo sobre la biodiversidad marina en zonas donde confluyen una elevada sensibilidad y una alta vulnerabilidad ambiental, merecen una mayor atención pública a distintos niveles. Así, para el caso concreto español, estas cuestiones merecen una especial atención, dado que el elevado tráfico marítimo que soportan sus aguas coincide en muchos casos con áreas de elevada sensibilidad ambiental.

De las diferentes fuentes de ruido existentes en la cuenca mediterránea, el tráfico marítimo comercial y la exploración geofísica son las dos primeras en orden de importancia (Abdulla y Linden 2008). El elevado número de buques comerciales que transitan diariamente por toda la cuenca mediterránea impide que haya regiones silenciosas y provoca que el ruido ambiente sea más elevado que en otras cuencas marinas (Abdulla y Linden 2008). El área del estrecho de Gibraltar, como zona de tránsito entre el mar Mediterráneo y el océano Atlántico, concentra gran parte de ese tráfico marítimo, lo que se traduce en niveles de ruido ambiente con valores medios de 112,5 dB re 1 μ Pa (Castellote 2009).

Además del tráfico de mercancías, los avances tecnológicos han propiciado el incremento del transporte marítimo de pasajeros, especialmente el de alta velocidad, y el aumento masivo de las actividades náuticas de recreo, lo que contribuye también a aumentar los niveles de ruido en los canales de navegación de este tipo de embarcación (Urquiola y de Stephanis 2000).

□ Campañas sísmicas científicas y comerciales

La prospección sísmica es la técnica de exploración primaria para detectar petróleo y los depósitos de gas, estructuras de fallas, y otros accidentes geológicos en alta mar. Las campañas son realizadas por los buques que remolcan uno o dos arrastres con cañones de aire comprimido, que generan intensas ondas de presión de sonido de baja frecuencia capaz de penetrar en el fondo del mar y se dispara repetidamente a intervalos de 10-20 segundos durante períodos prolongados (National Research Council 2003). Los arrastres tienen capacidad para 70 cañones de aire comprimido y por lo general varían de 0,033 a 0,131 m³ de tamaño total. La mayor parte de la energía de los cañones es dirigida verticalmente hacia abajo, pero la emisión de sonido también radia en la horizontal. Los pulsos dirigidos hacia abajo que entran en el canal de sonido profundo (unos 800 m de profundidad o más) se pueden detectar a distancias de hasta 3.000 km (Nieukirk *et al.* 2004). Los niveles máximos de presión de los cañones de aire por lo general van desde 5 hasta 300 Hz y el alcance de 235 a 240 dB re 1 μ Pa (National Research Council 2003) y la mayor parte de la energía está por debajo de 500 Hz. Aunque la mayor parte de la energía emitida por estos cañones se encuentra por debajo del espectro de frecuencias de emisión de los pequeños delfines, la alta intensidad de estos sonidos hace que cualquier animal en las cercanías de los lugares de emisión sea susceptible de verse afectado negativamente por ellos, ya que los rangos de sensibilidad acústica de la mayoría de los delfínidos si están dentro de su rango de acción (Au 1993; Awbrey *et al.* 1998). Evans (1994) consideraba que el desarrollo de la industria petrolera en alta mar podría causar efectos negativos a diferentes especies de cetáceos. Más tarde, los estudios de Goold (1996) y Stone y Tasker (2005) describieron que los delfines evitaban las zonas en las que se llevaban a cabo prospecciones de este tipo, confirmando esta sospecha.

□ Desarrollo costero

Las actividades de construcción en el litoral, como por ejemplo la instalación de pilares o la construcción de diques, pueden producir niveles de sonido suficiente para molestar a los mamíferos marinos bajo ciertas condiciones. Se han registrado niveles de presión sonora de 190 a 220 dB re 1 μ Pa en la instalación de pilares de diferente tamaño, estando la mayoría de la energía sonora asociada a esta actividad, en el rango de las bajas frecuencias, <1000 Hz (Illingworth y Rodkin, Inc. 2001, 2004; Reyff *et al.* 2002; Reyff 2003).

Las operaciones de dragado también provocan sonidos a niveles que puedan molestar a los mamíferos marinos. Dependiendo del tipo de draga, los niveles máximos de presión sonora son de 100 a 140 dB re 1 μ Pa (Clarke *et al.* 2003). Similar a la de instalación de pilares, la mayor parte de la energía del sonido asociada está en el rango de baja frecuencia, <1000 Hz (Clarke *et al.* 2003).

Varias técnicas de mitigación han sido adoptadas para reducir los niveles de presión sonora asociadas a las actividades de construcción litorales o prevenir la exposición de los mamíferos marinos a los sonidos. Por ejemplo, un bloque de 15,24 cm de madera colocado entre el pilar y el martillo de impacto se utiliza en combinación con una cortina de burbujas pudiendo reducir los niveles de presión sonora en unos 20 dB. Por otro lado, la instalación de pilares con martillos vibratorios produce picos de presión que son alrededor de 17 dB más bajos que los generados por los martillos de percusión (Nedwell & Edwards 2002). Además, si estas actividades de construcción se programan para no coincidir temporalmente con los momentos de mayor densidad de animales en el área, se reduciría el riesgo de perturbación. Se recomienda asimismo, hacer un seguimiento de animales en las zonas susceptibles de impacto acústico, deteniendo la actividad si los cetáceos se encuentran dentro de las zonas de amortiguamiento.

□ Sonar y explosivos militares

El LFAS (sonar activo de baja frecuencia) o SURTTASS LFAS (sistema de sónar de vigilancia por medio de barrido reticular) son los términos con los que se conoce un sistema de sonar antisubmarino de gran precisión utilizado por las armadas de varios países. Estos sistemas se basan en la utilización de ondas sonoras de alta intensidad (>235 dB re 1 μ Pa a 1 m) y baja frecuencia (entre los 2,5 y los 7 kHz) que pueden viajar grandes distancias bajo el agua y detectar objetivos a cientos de kilómetros de distancia. Se emiten decenas de estas señales en periodos de pocos segundos (cercade 250 en 4-5 segundos) que son interpretados por un receptor después de que la onda rebote en los objetivos (D'Amico 1998, Zimmer 2003).

En 1997, la comisión sobre Mamíferos Marinos presentó un informe al congreso Estadounidense en el que se reconocía el impacto del LFAS. Entre sus conclusiones cabría destacar las declaraciones en las que se reconocen efectos nocivos sobre la fauna marina tales como: i) muerte por hemorragia en los pulmones y otros traumas titulares, ii) pérdida total o parcial de audición, iii) disrupción de los hábitos alimenticios, reproductores, en la comunicación acústica y sensitiva, y otras alteraciones vitales de comportamiento. En este mismo informe, también se hace referencia a que las perturbaciones debidas a el uso de LFAS podían provocar alteraciones en las rutas migratorias, evitar las zonas habituales de alimentación y reproducción, etc (MMPA 1997).

No sólo el uso de sónares activos pueden afectar seriamente o matar a los cetáceos, otros sonidos emitidos durante el desarrollo de maniobras militares también tienen serios efectos sobre los cetáceos (Plan de conservación realizado por IUCN 2000). Por

ejemplo, las comunicaciones entre submarinos suelen utilizar frecuencias de 5-11 kHz de alta intensidad (180-200 dB re 1 μ Pa) y los disparos desde las baterías de los navíos de guerra pueden exceder los 270 dB re 1 μ Pa. Asimismo, las explosiones pueden provocar la muerte de numerosos cetáceos, como ya fue comprobado durante algunos conflictos bélicos con el uso de torpedos (Gardner 1996).

- Todas las fuentes de contaminación acústica:

Zifios

La principal amenaza antropogénica identificada por la comunidad científica que afecta a esta especie y, por tanto, la que requiere de una especial atención a la hora de estructurar planes de conservación y gestión, es el ruido submarino.

Debido a su marcada tendencia por habitar y alimentarse de cefalópodos de aguas profundas, los zifios de Cuvier probablemente no se encuentran expuestos a las amenazas antropogénicas típicas de las aguas más costeras como el turismo, pesquerías, contaminación...etc. Sin embargo, los escasos estudios llevados a cabo con esta especie ponen de manifiesto una amenaza principal: ciertas fuentes de sonido o ruido submarino generadas por actividades humanas. Este tipo de amenaza afecta a nivel global a las especies y ha sido el factor responsable de algunas de las muertes de zifios de Cuvier en el Mediterráneo. Los sonares militares y, probablemente, otras fuentes antropogénicas de sonido de alta energía han sido las causas de varamientos y muertes de ejemplares de esta especie de cetáceo. La implicación de lo que supone estas muertes a nivel de población es todavía una cuestión que se desconoce.

Recientemente se ha demostrado la relación directa existente entre los varamientos atípicos masivos de zifios con el uso de sonares militares de alta intensidad y las actividades de prospección sísmica (por ejemplo, Frantzis 1998; Jepson et al. 2003; Fernández et al. 2005). En particular, se han identificado a los sonares antisubmarino de medio rango, como el factor común en casi todos los varamientos masivos de la familia *Ziphiidae* de los que se tiene información, aunque también resultan afectadas otras especies de cetáceos (Simmonds y Lopez-Jurado 1991, Martín et al. 2004, Fernández et al. 2005). Por ejemplo, en 2002 en Canarias fueron, 27 ballenas de tres especies de zifios (de las que 14 murieron) las que aparecieron varadas en las playas de Fuerteventura tras el desarrollo de maniobras navales Magestic Eagle de la OTAN (Martín et al. 2004, Op cit.). Estudios sobre los individuos que murieron allí (Jepson et al. 2003; Fernández et al. 2003; Degollada et al. 2003) pusieron de manifiesto que los cetáceos presentaban un cuadro patológico similar al que se provoca durante fuertes procesos de descompresión y que provocan que el aire se expanda bruscamente introduciéndose burbujas en el riesgo sanguíneo y produciéndose embolias gaseosas en diversos tejidos. Estos daños son muy similares a los encontrados por investigadores británicos en varios cetáceos aparecidos muertos en sus costas durante los últimos años (Jepson et al. 2003).

El zifio de Cuvier es la especie de zifio que generalmente está implicada en estos sucesos de varamientos atípicos (Brownell et al. 2005). De los 224 varamientos de zifios de Cuvier en el Mediterráneo desde 1961 (Podestà et al. 2006) , 15 implicaron a 2 ejemplares (el 9.8% del total) y 12 implicaron a 3 o más ejemplares (alcanzando un número total de 80 animales que supone un 26.1%). Recientemente Cozzi et al. (2011) han publicado una actualización del historial de varamientos para la costa italiana en donde aparecen al menos dos varamientos masivos atípicos adicionales, uno de ellos con 4 ejemplares implicados (2006) y el otro con 2 ejemplares (2011). En

2006 se registró otro varamiento masivo en Almería implicando a 4 ejemplares (Arbelo et al. 2007).

Podestà et al. (2006) destaca 5 varamientos masivos que han sido definitivamente asociados con actividades militares: 1) Valencia, España, en Febrero de 1996 (Filadelfo et al. 2009), 2) Golfo de Kyparissiakos, Grecia, en Mayo de 1996 (Frantzis 1998), 3) Islas jónicas Grecia, en Octubre de 1997 (Frantzis 2004, Filadelfo et al. 2009), 4) costa de Argelia en 2001 (Filadelfo et al. 2009) y 5) Almería, España en 2006 (Arbelo et al. 2007). En el resto de los casos o bien no se pudo obtener muestras adecuadas o bien los análisis realizados fueron inadecuados para evaluar la asociación. En el caso del varamiento de 4 ejemplares de zifio de Cuvier en el SE de España en 2006, este se produjo coincidiendo en el tiempo y en el espacio con maniobras militares de la OTAN (EIS/OEIS 2007). Las necropsias de los animales mostraron que estos animales presentaban el denominado “síndrome de embolia gaseosa grasa”, síndrome previamente relacionado con actividades acústicas antropogénicas, muy probablemente sonares activos anti submarinos de media frecuencia usados durante ejercicios de la armada (Jepson et al. 2003, Fernandez et al. 2004, 2005, Cox et al. 2006). El mar Mediterráneo es un área militar estratégica así como una zona de creciente interés para las compañías de exploración y explotación de hidrocarburos. Todas aquellas actividades humanas marinas que impliquen el uso de fuentes acústicas de alta intensidad en zonas próximas a la presencia de poblaciones de zifios de Cuvier constituyen una amenaza grave y un factor de preocupación para la conservación de esta especie.

Aunque las implicaciones a nivel de población del uso de los sonares militares y otros ruidos submarinos antropogénicos son todavía inciertas existen evidencia que sugieren que podrían ser al menos significativas a nivel local. Un estudio de foto-identificación realizado en Bahamas comparando individuos presentes antes y después de un evento de varamiento masivo mostraba que los individuos fotoidentificados residentes de la zona se alejaron de la misma o murieron (ya que nunca volvieron a ser fotoidentificados después) después del evento (Balcomb and Claridge 2001). En la parte oriental del mar Jónico no se realizaron muestreos antes del evento de varamientos masivos de 1996 y 1997, ni antes del varamiento de un individuo en 2001 coincidiendo con maniobras militares en la zona (Frantzis 1998, 2004, in prep), sin embargo, si se tenían registros de los varamientos antes y después de estos eventos. Antes del evento de varamientos masivos de 1996 la tasa de varamientos era de aproximadamente 1 ejemplar por año, mientras que a partir de esa fecha la tasa de varamientos descendió hasta un 0.15 animales por año en el periodo de los 10 años siguientes (Frantzis in prep.). Durante los últimos muestreos realizados en el oriente del mar Jónico en 2003 (IFAW) y en 2004 (MVO) no se detectó ni un solo avistamiento de esta especie, mientras que en los muestreos anuales realizados por el instituto Pelagos durante el periodo comprendido entre 2002 y 2009 solo se registraron 3 avistamientos. La utilización de sonares militares de intensidad alta provocan un cambio brusco en el comportamiento alimenticio de estas especies de cetáceos que se ven obligados a ascender rápidamente a la superficie y, como consecuencia, se pueden producir lesiones en algunos de sus tejidos, desorientación y, en ultimo termino, la muerte. Sin duda, este tipo de fuente de ruido junto con el producido por las pistolas de aire comprimido utilizados en las prospecciones sísmicas, constituyen actualmente la principal amenaza.

Delfines comunes, mulares y listados

Los impactos de los LFAS sobre los delfines comunes, listados y mulares no se han estudiado, pero cabria considerar esta posible perturbación ya que la zona del mar

de Alborán y en especial el Estrecho de Gibraltar se caracteriza por estar altamente militarizada, donde se realizan ejercicios y entrenamientos militares, coincidiendo con una de las zonas de gran abundancia de delfines.

Calderones grises

Aunque no hay registros de varamientos de calderones grises en el Mediterráneo directamente atribuibles a ruido submarino, se ha descrito para esta especie evidencia consistente con un síndrome relacionado con la exposición a sonares de alta intensidad en el Reino Unido (Jepson et al. 2005).

Calderones comunes

Los calderones comunes cesaron completamente sus vocalizaciones con tasas de avistamiento mucho menores durante la prueba oceanográfica "Heard Island Feasibility Test/HIFT" 1991 en el Océano Austral (Bowles et al. 1994). Vocalizaron significativamente más durante e inmediatamente después de las transmisiones de sonares militares con frecuencias medias en torno a 4-5 kHz en el Mar Mediterráneo (Rendell y Gordon 1999).

Cachalotes

Los cachalotes pueden ser afectados por los ejercicios militares de varias maneras. Además de las colisiones con los barcos y de las molestias causadas por los sónares y otros ruidos antropogénicos, pueden ser confundidos con objetivos militares (tipo submarino) durante batallas navales o ejercicios (NMFS 2006). Varamientos de otro cetáceo de buceo profundo, el zifio de Cuvier (*Ziphius cavirostris*), han sido relacionado con maniobras navales de sonar táctico de frecuencia medio y posiblemente baja (p. ej. Frantzis 1998; Jepson et al. 2003; Fernández et al. 2005). Estas potentes señales (máximo de 230 db re 1 μ Pa) se encuentran dentro del rango de frecuencia de 250-3.000 Hz (Frantzis 1998), dentro de la capacidad auditiva del cachalote. De la misma forma, los sonares de frecuencia media produce señales de igual potencia en la frecuencia 2.000-8.000 Hz, también dentro de lo que pueden escuchar los cachalotes (Evans y England 2001). Se observó que focas comunes mostraron reacciones de molestia a transmisiones simuladas de una red de comunicación acústica subacuática ("ACME") alejándose nadando de la fuente de sonido durante el experimento (Kastelein et al. 2006). Experimentos con buceadores humanos demuestran que, además de los daños a órganos de recepción acústica, la exposición a sonidos de alta intensidad puede producir otras afecciones, principalmente cerebrales, de mayor seriedad y persistencia que los cambios en el umbral de sensibilidad auditiva. Estos impactos revisados por NATO-Saclantcen (1998) incluyen: i) afección a receptores táctiles epiteliales (los corpúsculos de Paccini, con picos de sensibilidad a frecuencias de 250 Hz) lo que produce sensación de cosquilleo y adormecimiento en la piel; ii) vibraciones de gases en el tracto gastrointestinal, provocando dolores; y iii) otros efectos, tales como resonancia arterial, hemorragias pulmonares, ansiedad o pánico. Sin datos que demuestren lo contrario, es razonable considerar que los resultados de experimentos del impacto del sonido, en buceadores humanos, serán indicativos de los impactos potenciales a mamíferos marinos en libertad.

Las únicas medidas de mitigación potencialmente útiles son las restricciones temporales y espaciales, evitando las zonas y periodos importantes de presencia de los cetáceos, acompañadas por la presencia obligatoria a bordo de MMO (Dolman 2007, Dolman et al. 2009).

Existen varios estudios sobre las reacciones de cachalotes frente a perturbaciones acústicas; no hubo respuesta evidente a sonidos lejanos (> 20 km) de emisores de disparos neumáticos "airguns" que fueron registrados por los cachalotes en el Mar de Noruega (Madsen et al. 2002d), o a transmisiones experimentales de sonar activo de frecuencia media en el Mar Mediterráneo (Zimmer 2004). Un cese de vocalizaciones de cachalote se registró en el sur-este del Caribe relacionado con emisiones militares de sonar a frecuencia media (3,25-8,4 kHz), además de un cambio de comportamiento, dispersión y alejamiento del barco (Watkins et al. 1985). Asimismo, los animales cesaron las vocalizaciones en el Océano Índico durante los pulsos provocados por disparos de cañones de aire emitido por un barco de campaña sísmica situado a más de 300 km, así como durante las transmisiones baja frecuencia de la prueba oceanografía de viabilidad de la "Heard Island Feasibility Test, 1991" (Bowles et al. 1994). Los cachalotes en el Golfo de México han sido expuestos a menudo a los sonidos de investigación sísmica desde hace muchos años (Wilson et al. 2006) y con frecuencia no mostraron cambios perceptibles, o muy pocos, en su comportamiento, tanto vigilados visualmente (p. ej. Gordon et al. 2006) como por la técnica de etiquetas emisoras ("tagging") rastreadas por satélite (Winsor y Mate 2006). Sin embargo, NMFS (2006) sugiere que los cachalotes podrían presentar reacciones a los pulsos sísmicos a distancia superiores que los misticetos. Los cachalotes del Golfo de México abandonaron la zona durante una campaña sísmica, alejándose a más de 50 km (Mate 1994). En los últimos experimentos de exposición controlada, se muestra de forma preliminar que durante la exposición al sonido sísmico, los cachalotes realizaron menos inmersiones profundas, lo que se relaciona con su patrón alimentación (Miller et al. 2006). Asimismo, durante los pocos buceos profundos registrados, se disminuyó de forma notable la producción de zumbidos (en inglés "creak") que están relacionados con intentos activos de captura de presas. Aunque los datos de reacciones de cachalotes frente a prospecciones sísmicas son escasos, varios estudios demuestran su existencia (Richardson et al. 1995).

Rorcual común

La comunicación a larga distancia del grupo de los mesticitos es la función más propensa al impacto del ruido producido por las actividades humanas en el medio marino debido al enmascaramiento (Payne y Webb 1971; Richardson et al. 1995). Este grupo de cetáceos se ha especializado en la comunicación a bajas frecuencias en un hábitat cuyo ruido ambiente estaba dominado por el oleaje y no por el tráfico marítimo (NRC 2003). Se cree que su máxima sensibilidad acústica se encuentra en el rango de frecuencias más afectado por el ruido (Southall et al. 2007). Por estas razones, las especies de este suborden tienen máxima prioridad en el análisis del significado ecológico de los efectos del ruido marino en los mamíferos marinos (NRC 2003; 2005; Southall et al. 2009).

El estudio del comportamiento acústico del rorcual común del Mediterráneo demuestra que, cuando está expuesto al ruido del tráfico marítimo, este cetáceo presenta un mecanismo de compensación para aumentar la detectabilidad de sus vocalizaciones en horas o en regiones de elevados niveles de ruido ambiente, como el Estrecho de Gibraltar (Castellote 2009, Castellote et al. 2010), de la misma forma que la ballena franca (Parks et al. 2007, 2009) y la ballena azul (Di Iorio y Clark 2010). Este mecanismo implica un considerable aumento del coste energético para la producción de la señal acústica, pudiendo generar efectos crónicos negativos (Castellote 2009, Castellote et al. 2010).

La campaña de exploración geofísica científica MARSIBAL 1-06 del CSIC en el mar de Alborán provocó un impacto agudo sobre los rorcuales comunes, en un área que

puede ser una de sus zonas de reproducción y/o alimentación principales en invierno; los animales huyeron del ruido y no volvieron a la zona hasta varios días después de que cesará la campaña sísmica (Castellote 2009, Castellote *et al.* 2010). Para los autores, eso demuestra que esta población de rorcuales comunes probablemente ha sufrido un proceso de sensibilización a este tipo de perturbación y que su efecto crónico podría muy probablemente generar un impacto de significado biológico. Las exploraciones para petróleo y gas, incluyendo campañas sísmicas, suelen operar en otros países con la presencia a bordo de observadores de mamíferos marinos (MMO) para detectar la presencia de cetáceos (obligatoria para obtener el permiso). Sin embargo, el efecto detectado por Castellote (2009) y Castellote *et al.* (2010) aproximadamente a 285 km de distancia de la zona donde se encontraban los rorcuales hace inviable la sola presencia de MMOs para limitar estos impactos. La zona de perturbación provocada por la campaña científica MARSIBAL 1-06 se extiende en todo el mar de Alborán y gran parte de la cuenca Balear, representando un área de 100.000 km² afectada por el sonido (Castellote *et al.* 2010). Asimismo, el área de impacto acústico de campañas comerciales puede ser superior en varios órdenes de magnitud a las campañas científicas, por ejemplo radios de 2500 km (Gedamke *et al.* 2009). Un estudio detectó un cese en las vocalizaciones de un grupo de rorcuales comunes machos en un área de 10.000 nm² durante un estudio sismográfico (Clark y Gagnon 2006). Sólo después del estudio comenzaron las ballenas a cantar con éxito. Gedamke *et al.* (2011) predicen que los impactos de una campaña de exploración sísmica pueden causar una reducción temporal en la sensibilidad acústica (TTS) para mesticitos nadando a más de 1 km del barco emisor.

NMFS (2008) ha concluido que los barcos militares pueden causar heridas y o perturbaciones a los rorcuales comunes debido al tráfico marítimo, al ruido de los motores y a los sonares tácticos de media frecuencia. Para la yubarta, otra especie de mesticito cuyo canto está asociado a la función de reproducción como el del rorcual común, se demostró la modificación del canto de los machos en la presencia de sonar activo de baja frecuencia (Miller *et al.* 2000). Aunque es difícil realizar experimentos sobre el impacto del sonido en grandes ballenas, se han encontrado daños en los oídos de yubartas varadas tras explosiones submarinas (Ketten *et al.* 2004), desconociéndose la distancia a la que las yubartas se encontraban de las explosiones y por tanto los niveles que recibieron.

Asimismo, el ruido de las industrias y construcciones costeras o submarinas pueden afectar a los rorcuales, debido a que la mayoría de ellas son de bajas frecuencias (<1,000 Hz) (NMFS 2010).

Orcas

La sensibilidad auditiva de las orcas varía de 1 a 120 kHz con un pico de sensibilidad de 20 a 50 kHz (Szymanski *et al.* 1999) y está comprendida dentro de la banda considerada como frecuencias medias (2 a 10 kHz). Los niveles umbral a los que las orcas se ven afectadas por los sonidos antropogénicos marinos están pobremente estudiados.

La zona del Estrecho de Gibraltar se caracteriza por estar altamente militarizada, donde se realizan ejercicios y entrenamientos militares. En concreto en la zona de la Ensenada de Barbate se vienen realizando ejercicios militares, con impresionantes despliegues de medios. Esto ha ocasionado diversos problemas en la zona, sobre todo cuando los ejercicios coinciden o bien con la época álgida del turismo o con la época de las almadrabas (como se puede ver en varias noticias publicadas en diversos medios acerca de los problemas causados y de las denuncias puestas por el

Ayuntamiento de Barbate y las Cofradías de Pescadores). Estos ejercicios también podrían causar daños en las orcas, por ser una presencia inusual de una alta densidad de barcos, el aumento del nivel de ruido antropogénico, o una combinación de ambas. Además, podría afectar a la distribución de los atunes rojos, y por lo tanto a su alimentación. En los últimos años se ha observado que las orcas desaparecen de la Ensenada de Barbate cuando los ejercicios militares se dan en los meses de abril a mayo, dejándose de observar hasta semanas después del cese de las actividades militares (Gauffier *et al.* 2009).

Delfín común:

BAJO Delfín listado:

BAJO Delfín mular:

BAJO Calderón

negro:ALTO

Calderón

gris:MEDIO

Zifio de Cuvier:

ALTO

Cachalote:ALTO

Rorcual

común:ALTO Orca:

MEDIO

3.1.4. Competición interespecífica

Delfines comunes y listados

Como probable causa del declive de la población de delfines comunes en el Mediterráneo, se ha especulado con la posible competición con los delfines listados (Casinos 1982; Viale 1985; Di Natale 1987; Perrin 1988; Cagnolaro y Notarbartolo di Sciara 1992; Gannier 1995; Sagarminaga y Cañadas 1995; Notarbartolo di Sciara y Demma 1997), ya que los últimos aumentaron en número en el oeste del mar Mediterráneo (Aguilar 2000) durante el declive de los delfines comunes, ocupando su nicho (Viale 1985). Esta posibilidad es difícil de corroborar a través de evidencias científicas, pero cabe destacar que aunque las dos especies comparten ciertas porciones del hábitat (Sagarminaga y Cañadas 1995; Forcada y Hammond 1998; Frantzis y Herzing 2002), no hay evidencias de que los delfines listados estén compitiendo con los delfines comunes por los recursos alimenticios, ya que la dieta de los delfines listados está compuesta predominantemente por cefalópodos mesopelágicos y peces (Casinos 1982; Wurtz y Marrale 1991; Perrin *et al.* 1994); por lo tanto, la dieta de los delfines comunes se solapa sólo ligeramente con la dieta de los listados (Bearzi *et al.* 2003). En el caso de que existiera una competencia importante por los recursos, no bastaría para explicar la desaparición del delfín común en ciertas áreas, como por ejemplo se puede ver en el mar Adriático, donde los delfines comunes

fueron desapareciendo mientras que los delfines listados raramente son observados en la zona (Bearzi *et al.* 2003).

En conclusión, diversos autores (ver Aguilar 2000) destacaron que hay que tener en cuenta la posibilidad de que el declive de la población se pudo dar debido a que las condiciones oceanográficas mejoraron para los delfines listados mientras que empeoraron para los delfines comunes.

Delfín común: BAJO

Delfín listado: BAJO

Delfín mular: BAJO

Calderón negro:

BAJO Calderón gris:

BAJO Zifio de

Cuvier: BAJO

Cachalote: BAJO

Rorcual común:

BAJO Orca: BAJO

3.1.5. Cambio climático y del ecosistema

El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático y la Agencia Europea Medioambiental han alertado sobre el impacto del aumento de la temperatura sobre numerosos factores ecológicos incluyendo cambios en la composición del fitoplancton y sus períodos de blooms así como cambios del límite Norte de distribución de las especies de aguas cálidas (IPCC 2007; EEA 2008). El cambio climático global afecta el medio marino y el ecosistema en el cual se incluyen los cetáceos (Würsig *et al.* 2002), y probablemente tenga un efecto negativo importante sobre la distribución y abundancia de las presas de los cetáceos. Los cetáceos podrían responder a una disminución de disponibilidad de sus presas por la modificación de su distribución y de sus estrategias de alimentación, aunque cambios importantes en el ecosistema podrían llevar a una variación en la abundancia de la especie.

Delfines comunes, listados y mulares

En concreto la biodiversidad del mar Mediterráneo está experimentando una rápida alteración debido a los impactos antropogénicos y al cambio climático (Bianchi y Morri 2000). Sanford (1999) mostró que pequeños cambios en el clima pueden generar grandes cambios en las comunidades marinas y Petchey *et al.* (1999) demostraron que el calentamiento ambiental altera la estructura de la red trófica y las funciones del ecosistema marino. El calentamiento del mar Mediterráneo puede por lo tanto modificar la distribución de las presas de los delfines comunes, listados y mulares, concentrándolas o dispersándolas y en consecuencia repercutir secundariamente en la población de estos delfines, tanto en su distribución como abundancia (Selzer y Payne 1988). Este efecto es muy difícil poderlo discriminar de otros factores que también alteran la disponibilidad de presas, como la sobrepesca o la alteración del hábitat (Bearzi *et al.* 2003). En conclusión, no se puede descartar que los cambios de temperatura que han tenido lugar en el Mediterráneo hayan afectado de manera negativa a la población de delfines comunes, listados o mulares. Pero seguramente, la combinación de otros factores como la sobrepesca, la contaminación y la degradación del hábitat, pueda explicar mejor el rápido declive de estos depredadores apicales.

Calderones comunes

En el Atlántico Norte, los calderones comunes están distribuidos de una forma general (Nelson y Lien 1996). Sin embargo, existe una aparente falta de información al sur de Groenlandia, debido posiblemente a un esfuerzo de búsqueda bajo en la región (ICES 1996). A una escala menor, la distribución de calderones comunes varía en función de los años (ICES 1996), debido probablemente a que sus movimientos están correlacionados (Sergeant y Fisher 1957; Sergeant 1962; Mercer 1975) con los de sus presas preferidas, los calamares (Desportes y Mouritsen 1993; Gannon *et al.* 1997). Cambios estacionales en su distribución espacial también han sido observados, los calderones comunes moviéndose a zonas de pendiente y plataforma durante los meses de verano, y moviéndose a zonas de aguas profundas durante el invierno (Sergeant y Fisher 1957; Sergeant 1962; Mercer 1975; Payne y Heinemann 1993). Este tipo de movimientos es bastante pronunciado en la costa oeste de Groenlandia, probablemente en respuesta a cambios de temperatura superficiales (Sergeant y Fisher 1957). La influencia de la temperatura en la segregación del género *Globicephala*, tiene amplios precedentes. Para el caso del calderón común de aleta larga, existen variaciones en las series históricas de capturas en las Islas Feroe, y parece que estén correlacionadas con series históricas de temperaturas del aire, sin embargo, estas relaciones cambiaron cerca de los años 1920s (Hoydal y Lastein 1993). La distribución de calderones comunes en el cañón submarino escocés también

parece relacionada con cambios en temperatura superficial (Gowans y Whitehead 1995). En dos poblaciones de calderones de aleta corta de las costas pacíficas de Japón estudios genéticos, morfométricos y de parámetros de historia natural (Wada 1988) identifican una forma de calderón del norte que se desplazan en aguas de entre 12-24°C, entre corrientes de agua frías y calientes, y una forma de tipo sur, que se encuentran al sur de las corrientes calientes, en aguas de 18°C (Kasuya *et al.* 1988).

Los calderones comunes suelen ser observados en asociación con sus presas (Sergeant y Fisher 1957; Sergeant 1962; Mercer 1975; Bloch *et al.* 1989; Hoydal y Lastein 1993; Payne y Heinemann 1993). La sensibilidad térmica de las presas podría afectar su distribución y desarrollo, y por tanto podría afectar a la distribución de los calderones (e.g. Wigley y Serchuk 1992; Boletzky 1994; Roberts y Sauer 1994; Pierce *et al.* 1998; Brodziak y Hendrickson 1999).

Otro estudio que demuestra que la distribución de calderones comunes podría estar afectada por aguas superficiales reside en el estudio realizado por Fullard *et al.* (2000), que demostró que las variaciones genéticas de las poblaciones de calderones comunes del Atlántico norte no estarían relacionadas exclusivamente con modelos de aislamiento por distancia, y por tanto sugiere que la diferenciación genética de la población ocurre entre áreas del océano que difieren en cuanto a temperatura superficial, como en el caso de las dos poblaciones de calderón tropical o de aleta corta identificadas en el Pacífico (Kasuya *et al.* 1988). Otro tipo de mecanismo que podría explicar esta clase de segregaciones podría ser comportamentales, como ocurre en el caso de ballenas jorobadas (*Megaptera novaengliae*) (Palumbi y Baker 1994) y de belugas (*Delphinapterus leucas*) (O'Corry-Crowe *et al.* 1997; Brown-Gradden *et al.* 1999), que tienen segregaciones espaciales debido a filopatría maternal.

Rorcual común

El cambio climático global afecta el medio marino y el ecosistema en el cual se incluyen los cetáceos (Würsig *et al.* 2002), y probablemente tenga un efecto negativo importante sobre la distribución y abundancia de las presas de rorcual común, sobre todo para su presa principal *Meganyctiphanes norvegica*, una especie de krill de aguas frías, que ya se encuentra en el límite Sur de su tolerancia ecológica en el Mediterráneo (Gambaiani *et al.* 2009). Los rorcuales comunes podrían responder a una disminución de disponibilidad de sus presas por la modificación de su distribución y de sus estrategias de alimentación, aunque cambios importantes en el ecosistema podrían llevar a una variación en la abundancia de la especie a nivel de toda la cuenca Mediterránea.

Delfín común: MEDIO

Delfín listado: MEDIO

Delfín mular: MEDIO

Calderón negro:

MEDIO Calderón gris:

MEDIO Zifio de

Cuvier: MEDIO

Cachalote: MEDIO

Rorcual común:ALTO

Orca: MEDIO

3.1.6. Investigación

Dentro del Real Decreto 1727/2007, el artículo 3.4 estipula que las condiciones de aplicación de este real decreto a las actividades educativas, divulgativas, de investigación y de conservación de las especies deberán ser especificadas en la autorización dispuesta en el artículo 58.1 de la Ley 42/2007.

El CAPÍTULO I (artículos 52 a 58) de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (Ley 42/2007) regula la Conservación *in situ* de la biodiversidad autóctona Silvestre. Suartículo 52.3 establece *la prohibición de dar muerte, dañar, molestar o inquietar intencionadamente a los* [cetáceos]. Sin embargo, el artículo 58 de la misma ley, describe las excepciones a las prohibiciones detalladas en el Capítulo I, previa autorización administrativa de la Comunidad autónoma, cuando sea necesario por razón de investigación [...], precisando que tal autorización administrativa deberá ser pública, motivada y especificar ciertas características de la acción a desarrollar y que las Comunidades autónomas comunicarán al Ministerio de Medio Ambiente las autorizaciones acordadas.

Asimismo, el artículo 3.4 de la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino (Ley 41/2010), estipula que cualquier actividad que suponga el manejo de especies marinas de competencia estatal incluidas en el CEEA o en los anexos de la Ley 42/2007 y Real Decreto 1727/2007, estará sujeta a la autorización previa, que otorgará el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

Los cetáceos son difíciles de estudiar por una variedad de razones, se encuentran en un hábitat marino, su amplio rango geográfico, y una esperanza de vida prolongada. Los estudios son necesarios para determinar posibles impactos tanto intrínsecos como extrínsecos. Estos estudios pueden requerir el uso moderado de métodos invasivos, como la recogida de muestras de tejidos mediante biopsias o el despliegue de marcas satélite, que pueden provocar un estrés temporal sobre el animal. Sin embargo varios autores (e.j. Giménez *et al.* 2010; Kiszka *et al.* 2010; Cantor *et al.* 2010; Tezanos-Pinto y Baker 2011) han evaluado el impacto de estas técnicas sobre el comportamiento de las poblaciones estudiadas y aunque se hayan detectado perturbaciones bajas o medias a corto plazo para algunas especies, no se han observado modificaciones de comportamiento a medio o largo plazo, excepto cuando las reglas básicas de precaución no se habían respetado (Bearzi 2000). Asimismo, Giménez y coautores (2011) demostraron que las heridas causadas por biopsias se cicatrizan rápidamente y no suponen un peligro para el animal. Gracias al muestreo por biopsia y el despliegue de marcas satélite se han podido averiguar estructuras de poblaciones (p.ej. Bérubé *et al.* 1998; Verborgh *et al.* 2010), ecología alimentaria (p. ej. de Stephanis *et al.* 2008b; García-Tiscar 2010), niveles de contaminantes (p. ej. Fossi *et al.* 2010) y movimientos migratorios de ballenas (p. ej. Mate 2010; Andrew *et al.* 2008). Por estas razones ambas técnicas han sido recomendadas por la Comisión Ballenera Internacional para el estudio de los cetáceos (IWC 1991, 2009). Por lo tanto, debido a que los delfines son animales difíciles de estudiar y a menudo es necesario el empleo de técnicas invasivas, es fundamental coordinar las actuaciones de investigación para evitar solapamientos de programas de investigación por un lado y para evitar manejo de animales innecesarios por otro.

Delfín común: BAJO

Delfín listado: BAJO

Delfín mular: BAJO

Calderón negro: BAJO

Calderón gris: BAJO

Zifio de Cuvier: BAJO

Cachalote: BAJO

Rorcual común: BAJO

Orca: BAJO

3.1.7. Mortalidad natural y depredación

La determinación de si la mortalidad de un cetáceo es de origen natural o no, es difícil debido ya que la muerte puede ser resultado de la combinación de diferentes procesos, y muchos de ellos pueden pasar desapercibidos si no se realiza una investigación profunda de las causas de la muerte (Dhermain *et al.* 2002).

Delfines listados

Un ejemplo claro es la epidemia que afectó a la población de delfines listados en el Mediterráneo, ya que rápidamente se culpó al morbillivirus como responsable de la gran cantidad de muertes, y por lo tanto parecía de origen natural, pero las investigaciones posteriores desvelaron que el virus fue fatal sólo a aquellos animales que tenían una gran deficiencia inmunitaria (Kannan *et al.* 1993). Los autores encontraron grandes cantidades de PCBs en los individuos analizados, que son sustancias que provocan efectos inmunosupresores, indicando que la contaminación fue un factor que hizo aumentar la severidad de la epidemia. A la vez, en dicho estudio se relacionó la falta de comida con una mayor movilización de las reservas de grasa y por lo tanto una mayor entrada a la circulación de PCBs que antes estaban almacenados en la capa de grasa. Este es un ejemplo de que atribuir una muerte a causas naturales o antropogénicas es complicado, y en gran medida dependerá de la profundidad de los estudios llevados a cabo (Dhermain *et al.* 2002).

Respecto a la depredación cabe destacar que la mayoría de cetáceos tienen pocos enemigos naturales, excepto las especies más pequeñas. Los mayores depredadores para estas especies son los grandes tiburones y las orcas, pero en el Mediterráneo, el problema es poco importante ya que las posibles especies predatoras son raras (Bearzi *et al.* 1997). A pesar de ello, algunos grandes tiburones están presentes en el Mediterráneo y se alimentan de pequeños cetáceos, por ejemplo cuatro delfines listados fueron hallados en el estomago de un tiburón blanco en Sète. Las orcas transeúntes también podrían ser un potencial depredador, pero en el Estrecho de Gibraltar es el único sitio donde están presentes habitualmente y su alimentación se basa en el atún rojo (*Thunnus thynnus*) (García-Tiscar 2010), por lo tanto no se espera que dichos animales ataquen a los pequeños cetáceos de la zona.

Delfines comunes

Se sabe relativamente poco de los parásitos de los delfines comunes, pero Quiñones *et al.* (2011) estudiaron los parásitos intestinales de 7 delfines comunes del Mediterráneo, encontrando cuatro especies de helmintos (*Synthesium delamurei*, *Trigonocotyle sp.* y dos morfotipos de plerocercoides tetrafilideos). *Trigonocotyle sp.* fue el más prevalente y abundante, mostrando también una gran intensidad de infección.

Calderones grises

Se desconocen datos respecto a las tasas de mortalidad natural en calderones grises.

Calderones comunes

Los calderones comunes no tienen depredadores importantes en el Mediterráneo, sin embargo las orcas son conocidas por atacar y comer mamíferos marinos, de los cuales se incluye a los calderones comunes (Weller 2008). En el Estrecho de Gibraltar, se han observado interacciones entre calderones comunes y orcas pero siempre han sido con los calderones echando a las orcas de su territorio. Este comportamiento podría ser defensivo frente a posibles ataques por parte de las orcas.

Los calderones comunes son también conocidos por sus varamientos masivos en varios lugares del mundo. Sin embargo, hasta ahora no se tiene registro de estos tipos de varamientos en el Mediterráneo para esta especie. Las razones de estos varamientos son actualmente desconocidos. Debido a la poca densidad de esta especie presente en el este de la Península Ibérica, un varamiento masivo podría tener un impacto muy importante para la población.

La supresión del sistema inmunológico causada por PCBs se cree que provoca una mayor susceptibilidad a los virus en muchos de estos casos (de Swart *et al.* 1996, Ross *et al.* 2000), aunque esta conclusión es objeto de debate (O'Shea 2000a, 2000b, Ross *et al.* 2000). La endogamia también puede desempeñar un papel en la muerte de algunos delfines listados infectados (Valsecchi *et al.* 2004). Las infecciones por morbillivirus se diagnosticaron en otros mamíferos marinos del Atlántico, pero causó baja mortalidad en la mayoría de los casos (Kennedy 2001).

En invierno 2006-2007 una epidemia de Morbillivirus afectó a la población de calderones del Estrecho de Gibraltar y luego se extendió hasta las Islas Baleares en abril 2007, donde se tiene el último registro de varamiento debido al Morbillivirus (Fernández *et al.* 2008). Ver sección de morvilivirus para mas detalles.

Cachalotes

Las tasas y causas de mortalidad natural en general se desconocen. La longevidad puede ser de un mínimo de 50 años (Best *et al.* 1984).

A veces los cachalotes varan en masa y la mayoría de los animales acaban muriendo pero en general se desconoce la causa del varamiento, sin embargo podrían ser debidos a cambios del campo magnético, variaciones de temperatura del agua y condiciones meteorológicas, morfología de la costa y actividades humanas como prospecciones sísmicas y sónares (p. ej. NMFS 2006; Mazzariol *et al.* 2011).

Los cachalotes tienen competidores para muchos de sus presas, por ejemplo las ballenas picudas (Ziphiidae) y los elefantes marinos (*Mirounga* spp.) que se alimentan de cefalópodos mesopelágicos, y probablemente otras especies no mamíferas que también comerán algunas de sus presas (Whitehead 2008). Por ejemplo, la pota (*Dosidicus gigas*) se alimenta de calamares más pequeños de la familia de los Histioteuthidae, y tanto ésta como éstos últimos son presas a su vez de los cachalotes (Whitehead 2003). Clarke (1987) y Whitehead (2003) sugieren que los cachalotes dominan el ecosistema oceánico mesopelágico, en término de biomasa capturada. Dos de las especies capturadas por los cachalotes en el Atlántico Norte *Gonatus fabricii* y *Todarodes sagittatus*, forman a su vez una parte importante en la dieta del zifio calderón boreal (*Hyperoodon ampullatus*), del calderón común, y calderón tropical (G.

macrorhynchus) (Clarke 1997). Pero no se sabe si la competencia por los recursos con estas especies representa un factor importante sobre la abundancia de los cachalotes (NMFS 2006). Estudios de isótopos estables sugieren que los cachalotes se alimentan de presas diferentes que los calderones comunes, calderones grises y delfines mulares en el Mediterráneo (Praca et al. 2011) y en el Estrecho de Gibraltar (de Stephanis 2008).

Pitman et al. (2001) han descrito un ataque de orcas, resultando en la muerte de un individuo, y se han encontrados restos de cachalotes en el estómago de algunas orcas. Sin embargo, hay pocas otras citas de ataques exitosos. Existen varias citas de avistamientos de calderones o delfines mulares acosando a cachalotes aunque se desconocen la amenaza que suponen para la especie (Whitehead 2008, CIRCE datos no publicados). Los tiburones también son posibles depredadores, especialmente para las crías (Best et al. 1984).

Steele et al. (2009) investigaron la presencia de patógenos respiratorios en los calderones comunes del Estrecho de Gibraltar y encontraron bacterias en las 20 muestras de soplidos: *Mycobacteria* (40 %); *Streptococcus equi* (35 %); *Staphylococcus aureus* (30 %); *Streptococcus-haemolytic streptococci* (15 %); *Streptococci spp.* (15 %) y *Brucella spp.* (5 %). También en algunos se encontraron evidencia de *Haemophilus influenza*; *Cryptococcus neoformans* y *Mycoplasma spp.* Se requiere un estudio avanzado del riesgo potencial para la salud humana, debido a que algunos de estos patógenos, al ser zoonóticos, se podrían transmitir de un cetáceo al humano, o vice-versa, sobre todo para *Mycobacteria - haemolytic streptococci*.

Dieciséis patógenos se han identificado en animales en cautividad y en libertad, incluyendo nueve tipos de bacterias, cuatro de virus y tres de hongos (Gaydos et al. 2004). Tres de ellos, *Brucella marina*, *Edwardsiella tarda*, y poxvirus de cetáceos, fueron detectados en individuos en libertad. La *Brucella marina* y los poxvirus de cetáceos han sido potencialmente las causas de muerte en crías y la *Brucella marina* puede causar el aborto (Miller et al. 1999, Van Bresse et al. 1999). Los poxvirus de cetáceos también producen lesiones en la piel, pero probablemente no causen muchas muertes en cetáceos (Van Bresse et al. 1999). Otras enfermedades como la *Brucella spp.* y poxvirus de cetáceos pueden afectar las poblaciones de orcas al reducir el éxito reproductivo o causar una mayor mortalidad entre las crías (Gaydos et al. 2004).

Rorcual común

Se sabe muy poco sobre las causas naturales de mortalidad de los rorcuales comunes. Aguilar y Lockyer (1987) estimaron una tasa de mortalidad natural de 0,04-0,06 a partir de las capturas de la caza ballenera.

Debido a su gran tamaño y alta velocidad, no existen depredadores significativos de la especie excepto ataques anecdóticos por orcas (*Orcinus orca*) (Mitchell y Reeves 1988) pero en el Estrecho de Gibraltar y Golfo de Cádiz nunca se ha presenciado tal comportamiento. Posiblemente la mortalidad natural se debe sobre todo a enfermedades aunque se desconoce su importancia, y tiburones probablemente atacan a las crías o a animales débiles pero nunca se ha podido observar (NMFS 2010). Para Lambertsen (1986), infecciones del tracto urinario causadas por el nematodo gigante *Crassicauda boopis* son la mayor causa de mortalidad de los rorcuales comunes del Atlántico norte, provocando desde daños en el sistema circulatorio hasta fallo renal. Se desconocen la probabilidad que el parasitismo pueda tener efectos a nivel poblacional pero probablemente los efectos sean leves en animales con buen estado de salud si no se combinan con otros factores de estrés (NMFS 2010).

Zifios

Se desconocen datos respecto a las tasas de mortalidad natural en zifios de Cuvier.

Orcas

Poco se sabe acerca de las enfermedades infecciosas de orcas en libertad o la amenaza que suponen para las poblaciones. Se ha detectado *Brucella* marina, *Edwardsiella tarda*, y poxvirus de cetáceos, en individuos en libertad. La *Brucella* marina y los poxvirus de cetáceos han sido potencialmente las causas de muerte en crías y la *Brucellamarina* puede causar el aborto (Miller *et al.* 1999, Van Bressem *et al.* 1999). Los poxvirus de cetáceos también producen lesiones en la piel, pero probablemente no causen muchas muertes en cetáceos (Van Bressem *et al.* 1999). Otras enfermedades como la *Brucella* spp. y poxvirus de cetáceos pueden afectar las poblaciones de orcas al reducir el éxito reproductivo o causar una mayor mortalidad entre los terneros (Gaydos *et al.* 2004).

Las orcas son susceptibles de padecer otras formas de enfermedades, incluyendo la enfermedad de Hodgkin y arteriosclerosis severa de las arterias coronarias (Roberts *et al.* 1965, Yonezawa *et al.* 1989). También se han registrado tumores y fusiones de los huesos (Tomilin 1957). Los abscesos en las mandíbulas y las enfermedades dentales son problemas corrientes causados por desgastes severos en los dientes debajo de las encías, resultando ser un exponente para la infección por caries y de los tejidos adyacentes (Tomilin 1957, Caldwell y Brown 1964). Problemas dentales severos pueden también ocurrir en animales jóvenes (Carl 1946).

No se conoce ninguna enfermedad infecciosa que sea limitante para una población de orcas, ni se han registrado epidemias dentro de la especie. Sin embargo, se han identificado una serie de patógenos en las orcas, mientras que otros ocurren en especies simpátricas de mamíferos marinos y por lo tanto pueden ser transmisibles a las orcas (Buck *et al.* 1993, Gaydos *et al.* 2004).

Delfín común: BAJO

Delfín listado:BAJO

Delfín mular: BAJO

Calderón negro: ALTA

Calderón gris: BAJO

Zifio de Cuvier: BAJO

Cachalote: BAJO

Rorcual común: BAJO

3.1.8. Morbillivirus

Delfines mulares

La primera epidemia identificada debida a morbillivirus en mamíferos marinos se produjo en 1987-88 en la costa Atlántica de los Estados Unidos de América. En aquella ocasión, más de la mitad de la población de los delfines mulares de la zona pudieron haber muerto. Se detectó otra mortandad masiva de delfines mulares en las costas de Florida en primavera de 2004, y en este la causa podría ser neurotoxinas producidas por una marea roja, no habiéndose detectado morvilivirus en esta ocasión.

Ha habido varios casos de varamientos masivos de cetáceos en el Mar Negro, aparentemente relacionados con inmunodeficiencias exacerbadas por la contaminación (incluidas epidemias de morbillivirus). En la primavera de 1990 se hallaron números sin precedente de cetáceos del Mar Negro muertos en las costas turcas, crimeas, rusas y búlgaras. La causa probable de la epizootia fue una infección viral que, se estima, provocó la muerte de varios miles de animales (de las tres especies presentes en este mar: delfines mulares y comunes y marsopas). En cualquier caso hasta la fecha no se conocen casos de epizootias en delfines mulares en el mediterráneo español.

Delfines listados

Entre los años 1990 y 1992 se produjo una mortalidad masiva de delfines listados en todo el Mediterráneo. Esta mortalidad fue descrita por Aguilar y Raga (1993) en profundidad. Los primeros delfines hallados afectados por la epidemia se detectaron muertos en las costas valencianas en el mes de julio de 1990, pero no se detectó la importancia de la mortalidad hasta que en agosto empezaron a aparecer un gran número de delfines muertos en las costas catalanas y en las Islas Baleares. Esto hizo retrasar la puesta en marcha de la red de recogida de los cuerpos muertos durante la primera fase de la mortandad, por lo tanto la información de la fase inicial es fragmentaria. La epidemia se fue extendiendo progresivamente, con una gran virulencia, hacia el norte y el sur de las costas españolas. A finales del mes de octubre casi 400 delfines varados fueron hallados en las costas españolas (Aguilar *et al.* 1991). El mayor pico de mortalidad en las costas españolas fue entre agosto y octubre. Posteriormente la frecuencia de cuerpos llegados a costa fue disminuyendo en las áreas donde se produjo el inicio de la epidemia. La epidemia alcanzó la costa francesa a final de septiembre, produciéndose el pico de mortalidad en octubre (Bompar *et al.* 1992) y aproximadamente en ese período empezaron a parecer en las costas italianas (M. Podestà, com. pers. en Aguilar y Raga 1993). Hacia la parte sur del Mediterráneo, la epidemia avanzó más lentamente y fueron principalmente afectados entre septiembre y noviembre en la costa sur de España. La información del norte de África es fragmentaria debido a la falta de una red adecuada de recogida de los cuerpos de los delfines muertos, pero se conoce que afectó a las costas marroquíes en los meses de septiembre y noviembre.

Cuando bajaron las temperaturas en noviembre, el número de delfines varados se redujo espectacularmente, aún así algunos varamientos esporádicos continuaron ocurriendo. No obstante entre junio y septiembre de 1991, la epidemia presentó otra oleada de mortandad, esta vez afectando a las costas del sur de Italia y extendiéndose rápidamente a través de las costas del sur del mar Adriático y el mar Jónico y en menor medida el canal de Sicilia y el sur del mar Tirreno. En la parte oeste del archipiélago también se registraron varamientos, aunque la información disponible es demasiado fragmentaria y no se pudo establecer la estacionalidad y magnitud con precisión. Durante la primavera de 1992 la epidemia rebrotó, afectando a las islas

griegas y extendiéndose hacia el este y el noreste, hasta alcanzar las costas de Turquía.

A pesar de que los brotes de 1991 y 1992 fueron probablemente monitorizados comparados con los de 1990, parece ser que el agente causal fue el mismo (Osterhaus 1992) y se considera que fue una continuación de la que empezó en 1990.

A causa de la epidemia se recogieron un total de 1.107 cadáveres durante los años 1990 y 1991 en las costas españolas, francesas e italianas, pero la estima de la mortalidad total fue mucho más elevada por dos motivos; el delfín listado es una especie de hábitats pelágicos que habita en aguas alejadas de la costa y por lo tanto se cree que muchos de los animales muertos durante la epidemia no llegaron a costa, ya que se hundieron o fueron alimento de otros organismos y debido a que en algunas zonas del Mediterráneo no existió una red organizada de recogida de los cadáveres, por lo tanto la información es muy fragmentaria en algunas zonas, haciendo imposible una estima correcta del número de ejemplares afectados.

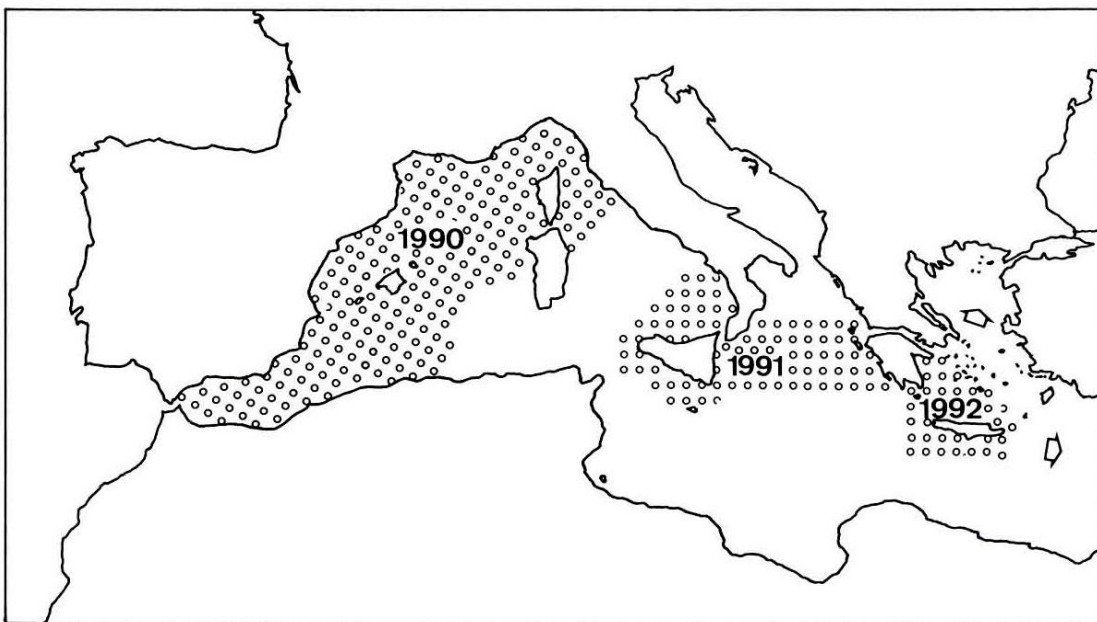


Figura 26. Áreas afectadas por los diferentes brotes de la epidemia de 1990-1992 (extraído de Aguilar y Raga 1993)

El agente causal de esta mortalidad masiva fue el morbillivirus, un virus que produjo lesiones en los pulmones, sistema nervioso central, ganglios linfáticos y otros tejidos (Domingo *et al.* 1990,1992; Duignan *et al.* 1992). Los morbillivirus son virus ARN con genoma segmentado que constituyen un grupo dentro de la familia de los Paramizoviridae. Este mismo género es el que provoca el moquillo canino, la peste de pequeños rumiantes, el sarampión humano y la peste bovina (Appel *et al.* 1981). Este virus fue el causante de mortandades masivas de mamíferos marinos en otras regiones del mundo (Osterhaus y Vedder 1988; Kennedy *et al.* 1988a, 1988b, 1992; Dietz *et al.* 1989; Grachev *et al.* 1989; Hughes *et al.* 1992; Ross *et al.* 1992).

Las lesiones observadas durante la epidemia fueron todas muy similares a las causadas por el morbillivirus en focas y marsopas (Kennedy *et al.* 1989, 1991). Pero el origen del morbillivirus responsable de la epidemia de delfines listados en el Mediterráneo no está claro. Los estudios de 10 y 33 animales mostraron que las

propiedades antigénicas del virus eran muy similares a las del virus que afectó a las marsopas del mar de Irlanda, pero distinto de la que causó la mortalidad de focas comunes en 1987. Pero si este fuese su origen no se sabe cómo el virus alcanzó el oeste del mar Mediterráneo sin afectar a las densas poblaciones de delfín listado que habitan las aguas atlánticas de la Península Ibérica. Se desconoce si la población del oeste del mar Mediterráneo estuvo expuesta anteriormente al virus.

Se ha sugerido que aún siendo el morbillivirus el causante de la mortandad masiva, las elevadas concentraciones de contaminantes encontrada en los individuos varados durante la epidemia (Kannan *et al.* 1993; Aguilar y Borrell 1994), con capacidad inmunosupresora (Vos y Luster 1989; Brouwer *et al.* 1989), pudieron haber contribuido al aumento de la virulencia. Los ejemplares examinados en 1990 presentaban concentraciones de organoclorados y en particular de PCBs dos o tres veces superiores a las encontradas en la población sana (Borrell y Aguilar 1991, 1992).

Junto al efecto de los contaminantes como potenciador de la virulencia, también se observó que los individuos que murieron en la fase más virulenta de 1990, presentaban un bajo estado nutricional. Se estimó que las reservas de lípidos de estos animales se vieron reducidas en un 60% respecto a los valores considerados como normales para la especie (Aguilar *et al.* 1992).

Esta disminución en el estado nutricional de los delfines, no puede ser explicado por el efecto de la infección, ya que el desarrollo de la misma es rápido y no puede provocar estos efectos en los animales (Aguilar y Raga 1993). Estos hechos coinciden con el aumento de ectoparásitos y epibiontes en los animales enfermos, en comparación con individuos de la misma especie y estudiados en la misma región en años previos (Raga y Carbonell 1985), indicando que estos animales sufrieron un período de baja movilidad durante la cual el anclado de estos epibiontes fue más fácil que bajo condiciones normales (Raga *et al.* 1992). Por lo tanto, estos dos hechos nos indican el débil estado de los individuos que murieron durante la época más virulenta de la epidemia (Aguilar *et al.* 1991). Esta baja condición nutricional se ha relacionado con el aumento de las temperaturas durante el invierno previo a la epidemia, que pudo haber llevado a una disminución de las presas (Aguilar y Raga 1993).

Forcada *et al.* (1994) encontró que la talla media del grupo de delfines observado en la parte oeste mediterránea decreció desde 25,3 (SE=4,7) antes del evento del morbillivirus a tan sólo 7,0 (SE=2,3) durante el brote. Muchos parecen los factores que hacen disminuir el tamaño de una población, pero algunas veces, cuando la historia de vida de una población que se encuentra en un nivel de abundancia cerca o en torno de su capacidad de carga, en tal caso, un evento como el brote de una epidemia como la del morbillivirus, podría ser considerado más como un mecanismo de regulación de la densidad de la población en lugar de considerarse como una catástrofe aislada (Hardwood y Hall 1990).

Un nuevo brote de mortandad de delfines listados se detectó en el golfo de Valencia a principios de julio en 2007. Al mismo tiempo, una inusual mortandad también se registró en las costas del sur del Mediterráneo español, Islas Baleares, Cataluña y el mar de Liguria. Entre julio y octubre de 2007, más de 100 delfines se encontraron varados a lo largo de la costa mediterránea española.

En el golfo de Valencia, el número de animales varados durante los meses de julio y agosto de 2007 fue similar a los registrados en 1990 durante los mismos meses. Estos resultados mostraron que el morbillivirus volvió a estar en circulación en la población mediterránea de delfines listados. En esta epizootia, los animales más jóvenes fueron

aparentemente más afectados por la enfermedad, aunque esta información se basa sólo en delfines varados (Ragaet *al.* 2008).

Los estudios de Fernández y coautores (2008) encontraron que los virus encontrados en calderones comunes y delfines listados eran molecularmente casi idénticos durante la mortandad de calderones comunes en el sur peninsular en 2007 y los casos de delfín listado afectados por el virus durante las mismas fechas, por lo tanto debido al solapamiento tanto temporal como espacial de ambos casos como la gran relación filogenética de los virus aislados en el laboratorio, la transmisión interespecífica se ha de tener en consideración para otras especies.

La población de delfín listado probablemente se ha recuperado bien desde la epizootia diezmada en 1990 (Cotté *et al.* 2010), y la reciente epizootia del 2007 es probable que haya tenido un impacto mucho menor en la población (Castrillón *et al.* 2010).

Calderones comunes

En invierno 2006-2007 una epidemia de Morbillivirus afectó a la población de calderones del Estrecho de Gibraltar y luego se extendió hasta las Islas Baleares en abril 2007, donde se tiene el último registro de varamiento debido al Morbillivirus (Fernández *et al.* 2008). Esta epidemia causó la muerte de 51 calderones en el Estrecho e hizo disminuir un 21,2% su población, entre 2006 y 2007 (Gauffier 2008). La epizootia de Morbillivirus a la que fue sometida la población de calderones del Mediterráneo en 2006-2007 fue modelada como una catástrofe en VORTEX con los siguientes parámetros: la frecuencia de la epidemia fue escogida como 6,25%, es decir $100/16=6.25$ que corresponde al intervalo de ocurrencia de la epizootia entre 1990-91 y 2006-07 en el mar Mediterráneo para delfines listados. Dicho intervalo se ha escogido debido a la similitud de los parámetros de historia natural de los listados y calderones comunes, y debido a la coincidencia en el tiempo de las dos plagas durante el invierno 2006-2007 y verano 2007 (ver Gauffier 2008). La reducción de la tasa de supervivencia (1-tasa de mortalidad) en años catastróficos fue asumida como 21,2% y la reducción de la proporción de hembras que crían se asumió que era nula ya que muchos nacimientos fueron observados en el verano de 2007.

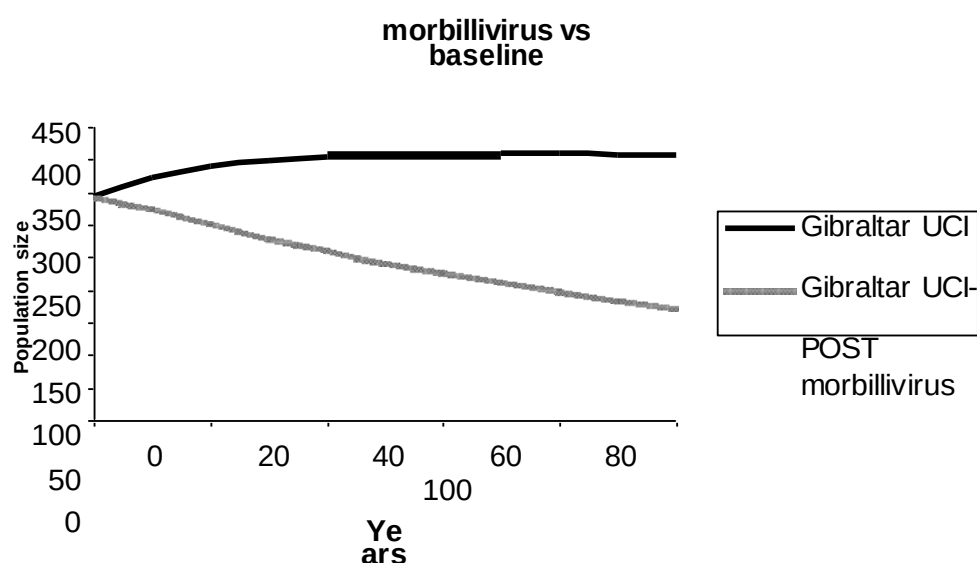


Figura 27. Predicción del tamaño medio de la población estimado para 100 años antes y después de la epizootia de Morbillivirus

Comparando los escenarios “Gibraltar UCI” y “POST Morbillivirus” se muestra un descenso de la tendencia del tamaño medio de la población de 345 a 175 animales en 100 años (5 generaciones), es decir, una reducción de 51%.

Steele *et al.* (2009) investigaron la presencia de patógenos respiratorios en los calderones comunes del Estrecho de Gibraltar y encontraron bacterias en las 20 muestras de soplidos: *Mycobacteria* (40 %); *Streptococcus equi* (35 %); *Staphylococcus aureus* (30 %); *Streptococcus phocae* (25 %); *b-haemolytic streptococci* (15 %); *Streptococci* spp. (15 %) y *Brucella* spp. (5 %). También en algunos se encontraron evidencia de *Haemophilus influenza*; *Cryptococcus neoformans* y *Mycoplasma* spp. Se requiere un estudio avanzado del riesgo potencial para la salud humana, debido a que algunos de estos patógenos, al ser zoonóticos, se podrían transmitir de un cetáceo al humano, o vice-versa, sobre todo para *Mycobacteria* y *b-haemolytic streptococci*.

Delfines comunes

En el mar Negro, la mortandad de delfines comunes de 1994 (Krivokhizhin y Birkun 1999) fue atribuida a una epidemia de morbillivirus (Birkun *et al.* 1999). Este es el único caso confirmado de infección por este virus en delfines comunes, sin embargo el virus ha sido responsable de diversas mortandades de cetáceos en todo el mundo (p. ej. delfines listados en el Mediterráneo (Domingo *et al.* 1990), delfines mulares en el noroeste del Atlántico (Lipscomb *et al.* 1994) y en el golfo de Méjico (Lipscomb *et al.* 1996), en marsopas (*Phocoena phocoena*) alrededor de las Islas Británicas (Kennedy *et al.* 1988) y en Holanda (Visser *et al.* 1993).

Cabe destacar que los animales varados durante la mortandad de delfines comunes del 1994 estaban escuálidos. Esta pobre condición nutritiva podría ser debida a los efectos del virus o bien al declive de sus presas durante aquel periodo. El boquerón (*Engraulis encrasicolus*) y el espadín (*Sprattus sprattus*), que corresponden con las presas más importantes para los delfines comunes en el mar Negro (Birkun 2002), sufrieron un fuerte declive como consecuencia de la sobrepesca combinado con el efecto de la eutrofización y la irrupción de un ctenóforo introducido (*Mnemiopsis leidyi*) que fue el causante de la aceleración del proceso (Zaitsev y Mamaev 1997). Por lo tanto, podría ser que la mala nutrición de los individuos hiciera más susceptible a la población de ser afectados por el virus, como pasó durante la epidemia de delfines listados en el Mediterráneo durante los años 1990-92 (Aguilar y Raga 1993; Aguilar 2000) o que la condición nutritiva de dichos animales fuese debido al virus per se (Birkun *et al.* 1999).

A pesar de no haberse detectado ningún caso de morbillivirus en el Mediterráneo español en delfines comunes, esta enfermedad podría suponer una amenaza potencial en aquellas zonas donde la distribución de delfines comunes, listados y/o calderones comunes se solapa. Se cree que puede haber transmisión interespecífica del virus, ya que Fernández *et al.* (2008) encontraron que el virus en calderones comunes y delfines listados era molecularmente casi idéntico durante la mortandad de ambas especies en el Sur peninsular en el mismo período del año 2007, por lo tanto debido al solapamiento tanto temporal como espacial de ambos casos como a la gran relación filogenética de los virus aislados en el laboratorio, la transmisión interespecífica se ha de tener en consideración para otras especies.

Delfín común: BAJO

Delfín listado: ALTO

Delfín mular: BAJO

Calderón negro: ALTO

Calderón gris: BAJO

Zifio de Cuvier: BAJO

Cachalote: BAJO

Rorcual común: BAJO

Orca: BAJO

4. Identification of the important sites for the conservation of marine mammals in the area

Definición de área crítica

“Área crítica para una especie” se ha definido como “aquellos sectores incluidos en el área de distribución que contengan hábitat esenciales para la conservación favorable de la especie o que por su situación estratégica para la misma requieran su adecuado mantenimiento” según la Ley del Patrimonio Natural y la Biodiversidad y (Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero).

4.1. Delfín común (*Delphinus delphis*)

Bearzi *et al.* (2003) identificó 8 AICs (Áreas de importancia para la conservación) según los conocimientos de distribución y frecuencia de incidencia de los delfines comunes en el Mediterráneo. Estas áreas son:

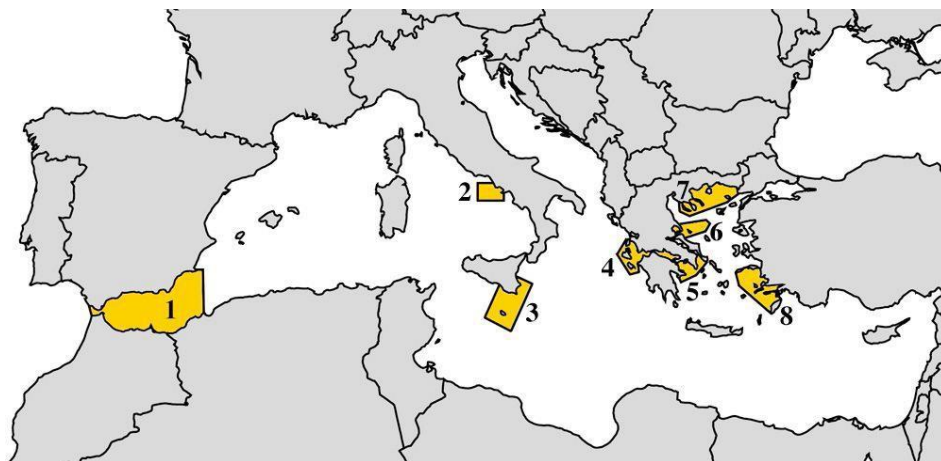


Figura 28. Áreas de Importancia para la conservación (AIC) de delfines comunes en el mar Mediterráneo. Extraído del Bearzi *et al.* (2004)

En el Mediterráneo español, se identificó el área nº1 “mar de Alborán y Estrecho de Gibraltar”.

En estas áreas de importancia para la conservación se pone énfasis en los problemas locales, ya que estos pueden tener ramificaciones regionales, por ejemplo un grupo relictual de delfines comunes puede ser esencial para preservar la variabilidad genética a escala mediterránea. Por lo tanto, es importante conocer la extensión real de los movimientos de los delfines comunes en cada una de las regiones. A la vez se pretende priorizar el mantenimiento de las poblaciones en un estado viable cerca de los corredores, como el Canal de Sicilia, el Estrecho de Gibraltar o el Estrecho de Turquía, para asegurar el flujo genético entre el este y el oeste de la cuenca mediterránea, entre el Mediterráneo y el Atlántico, y finalmente entre el Mediterráneo y el mar negro, respectivamente. También se contempla el estudio en zonas donde en décadas pasadas los delfines comunes estaban presentes, ya que uno de los objetivos es que los delfines comunes alcancen su antiguo rango de distribución. Por consiguiente, identificar los lugares con potencial para la recuperación de la especie es de gran importancia, con el objetivo de potenciar las medidas de gestión para que dicha recuperación sea factible.

Dentro del mar de Alborán destacaría la zona oeste de la Costa del Sol, aun encontrando altos valores a lo largo de toda la costa andaluza del mar de Alborán (Cañadas y Hammond 2008). La bahía de Algeciras también destaca como un hábitat importante ya que se ha identificado como una zona muy importante para la alimentación y la reproducción pero a la vez presenta una gran cantidad de actividades antropogénicas como el avistamiento de cetáceos, una gran cantidad de buques, pesca recreativa y comercial, acuicultura, ferries, etc., que pueden alterar los patrones de comportamiento y afectar finalmente a factores biológicos de la especie (Giménez *et al.* 2011).

4.2. Delfín listado (*Stenella coeruleoalba*)

En el Mediterráneo sólo se conoce como área oceánica de importancia para los cetáceos el Santuario de cetáceos ‘Pelagos’ del mar de Liguria. Sin embargo, a partir de los conocimientos que se van adquiriendo gracias a los estudios que se han realizado y se están llevando a cabo en estas áreas a lo largo de los últimos años, demuestran que no sólo son importantes las zonas de aguas territoriales sino también áreas más alejadas de costa ricas en biodiversidad. La importancia de crear áreas marinas oceánicas dependerá del objeto de protección. En este caso estamos hablando de conservar al delfín listado, animal que en lo que a uso del hábitat se refiere, muestra preferencias por áreas de alta productividad en aguas abiertas más allá de la plataforma continental (Gannier y Gannier 1993; Notarbartolo di Sciara *et al.* 1993; Pulcini *et al.* 1993; Boutiba 1994a; Forcada *et al.* 1994; Forcada y Hammond 1998; Gannier 1998; Cañadas y Sagarminaga 1999). Por tanto, aunque no se ha podido llegar a asignar un área crítica o de especial interés para su conservación, debido a la preferencia que tiene esta especie en utilizar las zonas profundas evitando la plataforma continental, se recomienda la siguiente área de especial interés para la conservación del delfín listado.

Área Oceánica al sur de Almería.

Cañadas *et al.* (2002) encontraron en la citada zona de aguas profundas al sur de la bahía de Almería una sorprendente diversidad de especies, y los modelos muestran claramente su especial relevancia para la conservación de algunas de las especies de cetáceos que se concentran en los entornos de la isóbata de los mil metros. Así pues, es ésta una zona de gran interés para el delfín listado, así como para las ballenas picudas de la familia Ziphiidae, para el calderón gris, el calderón negro y el cachalote. Además de contar con la presencia también de delfín mular y delfín común.

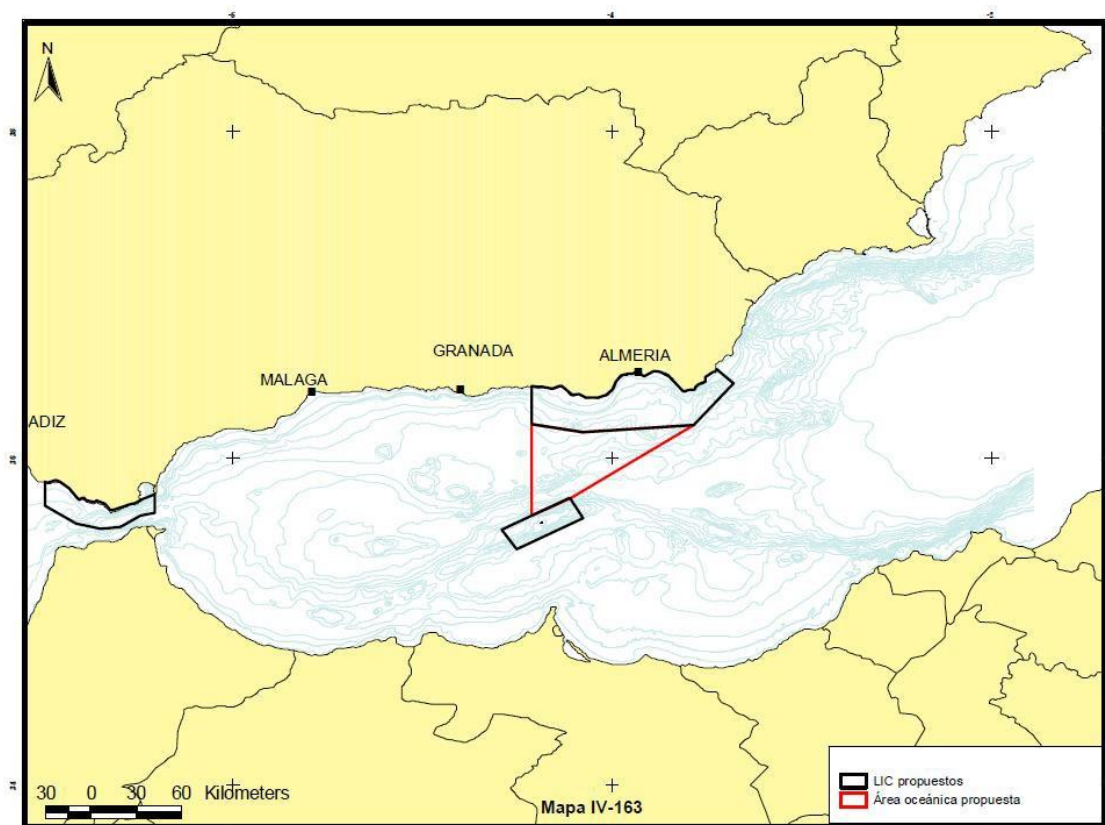


Figura 29. Área Oceánica del Sur de Almería (rojo) y LICs contiguos propuestos (negro).

4.3. Delfín mular (*Tursiops truncatus*)

En 2002 se presentó al entonces Ministerio de Medio Ambiente el informe final del llamado “Proyecto Mediterráneo” (“Identificación de las áreas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español”, Pantoja and raga, 2004). En dicho informe se proponían una serie de Áreas Marinas a proteger para las diferentes especies de cetáceos del mar de Alborán y Golfo de Vera. Estas propuestas siguen siendo válidas y necesarias ya que no se ha hecho casi ningún progreso en ese sentido.

En dicho informe se constata que no se recoge la presencia de delfín mular ni marsopa en ninguno de los LIC propuestos en la actualidad por la Comunidad Autónoma Andaluza. Es por tanto no sólo obviamente insuficiente la situación actual sino necesaria la declaración de LIC que cubran al menos un mínimo de área de distribución de estas especies del Anexo II de la Directiva Hábitats, cuya presencia en esta zona, dados los conocimientos actuales, es de gran importancia y amplia distribución.

Considerando insuficiente la protección ofrecida por la actual propuesta de LIC para *Tursiops truncatus* en Andalucía, se realizó un análisis con el fin de garantizar una cobertura de al menos un 60 % de los principales hábitats utilizados por el delfín mular en las aguas de Andalucía del Mar de Alborán (incluyendo el Estrecho de Gibraltar) y Golfo de Vera. En base a este análisis se presentó una propuesta de áreas que se considera que deberían ser protegidas por ser hábitats de gran interés para el delfín mular, tanto por tratarse de áreas de alimentación y cría, como por tratarse

de las zonas de distribución más importante de poblaciones residentes de esta especie. La designación de estas áreas como áreas marinas protegidas, y en especial una adecuada gestión de las mismas, son necesarias para poder mantener un estado de conservación favorable para esta especie.

Las tres áreas propuestas son aquellas con mayor densidad de delfín mular, representando, según los estudios realizados, los hábitats de mayor interés para la conservación de esta especie (ver mapa debajo).

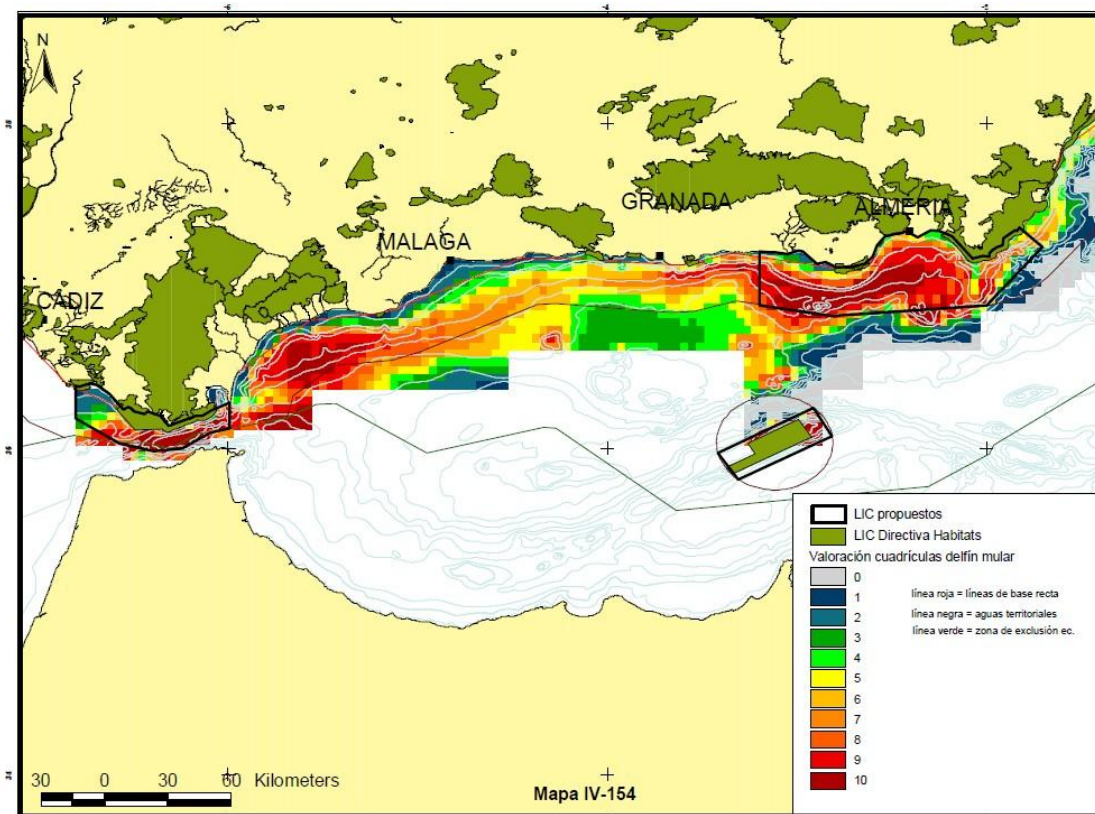


Figura 30. LICs propuestos sobre mapa de densidad relativa de mulares.

Hay que resaltar además indicadores como el tamaño de grupo medio que refleja claramente la excepcional relevancia de esta región para la especie. Así el tamaño medio del grupo en las zonas propuestas es de 28 individuos por grupo (con un rango de 1 a 200), cuando en el resto del Mediterráneo suele ser de 6 a 12 individuos de media por grupo. En el conjunto de estas tres áreas propuestas como LIC se han avistado el 86.5 % de todos los grupos y el 93.2 % de todos los individuos de esta especie encontrados durante el desarrollo del estudio (ver mapa inferior). Pero este dato por sí sólo no es un indicador suficiente pues hay que tomar en cuenta también la diferente cantidad de esfuerzo realizado en cada zona. Del total del esfuerzo de búsqueda realizado en toda la zona de estudio, el 54.9 % se realizó en el conjunto de las tres áreas propuestas. Así pues, resultó una tasa de encuentro en estas tres zonas de 0.54 individuos por milla navegada, mientras que en las zonas fuera de estas propuestas de LIC la tasa de encuentro fue tan sólo de 0.05 individuos por milla navegada, es decir, 10 veces menor (la tasa de encuentro total, para todo el Sector Sur fue de 0.32 individuos por milla prospectada). Si estas tres áreas son finalmente designadas como LIC, se estará cubriendo el 51 % de toda el área donde los modelos predicen presencia de esta especie en las aguas de Andalucía del Mar de Alborán y Golfo de Vera, y el 60 % de las áreas de mayor interés para esta especie

(áreas con una valoración de 7 o más en la escala de 1 a 10, o con valoración 'alta' en la escala bajo-medio-alto).

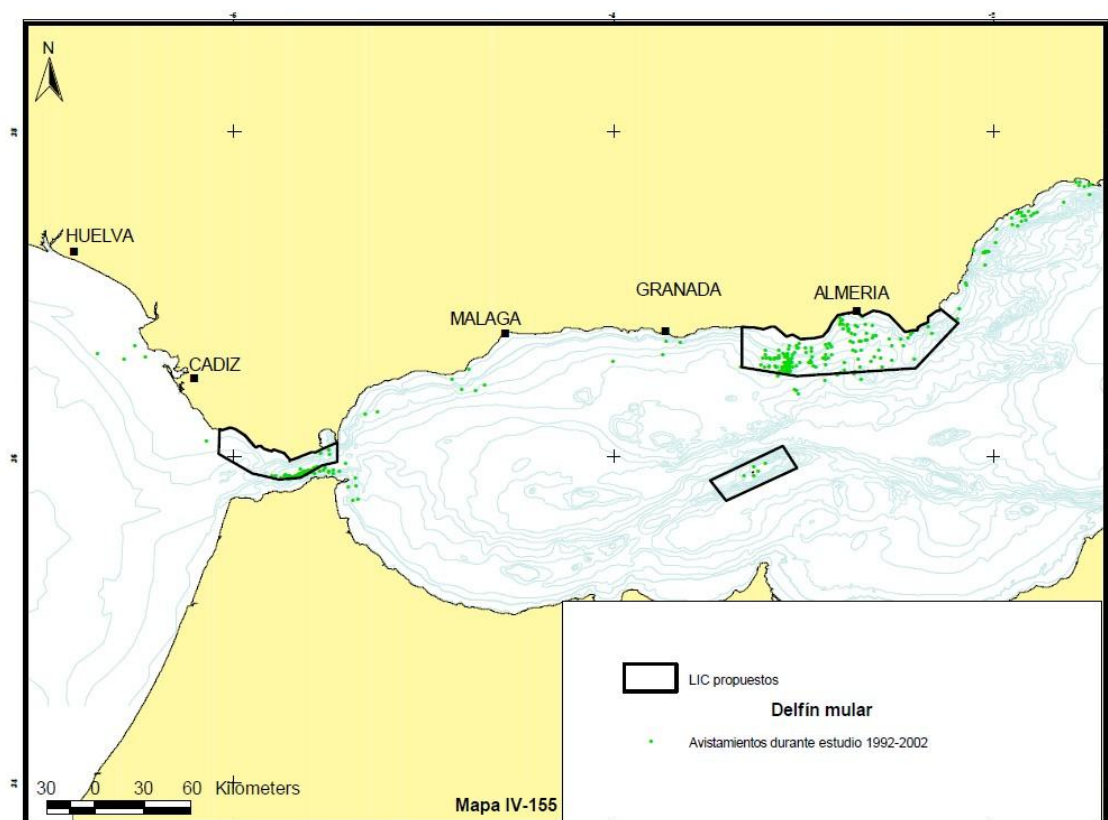


Figura 31. LICs propuestos sobre mapa de avistamientos de mulares.

Se pueden consultar los detalles de estas propuestas en el informe a partir de la Administración o también de la autora del mismo y de éste informe (A. Cañadas).

4.4. Calderón gris (*Grampus griseus*)

Área Oceánica al sur de Almería.

Cañadas *et al.* (2002) encontraron en la zona de aguas profundas al sur de la bahía de Almería una sorprendente diversidad de especies, y los modelos muestran claramente su especial relevancia para la conservación de algunas de las especies de cetáceos que se concentran en los entornos de la isóbata de los mil metros. Así pues, es ésta una zona de gran interés para el delfín listado, así como para las ballenas picudas de la familia Ziphiidae, para el calderón gris, el calderón negro, y el cachalote. Además de contar con la presencia también de delfín mular y delfín común.

4.5. Calderón común o negro (*Globicephala melas*)

A continuación se presentan los resultados obtenidos del seguimiento satélite de 8 calderones comunes en aguas del Mar de Alborán.

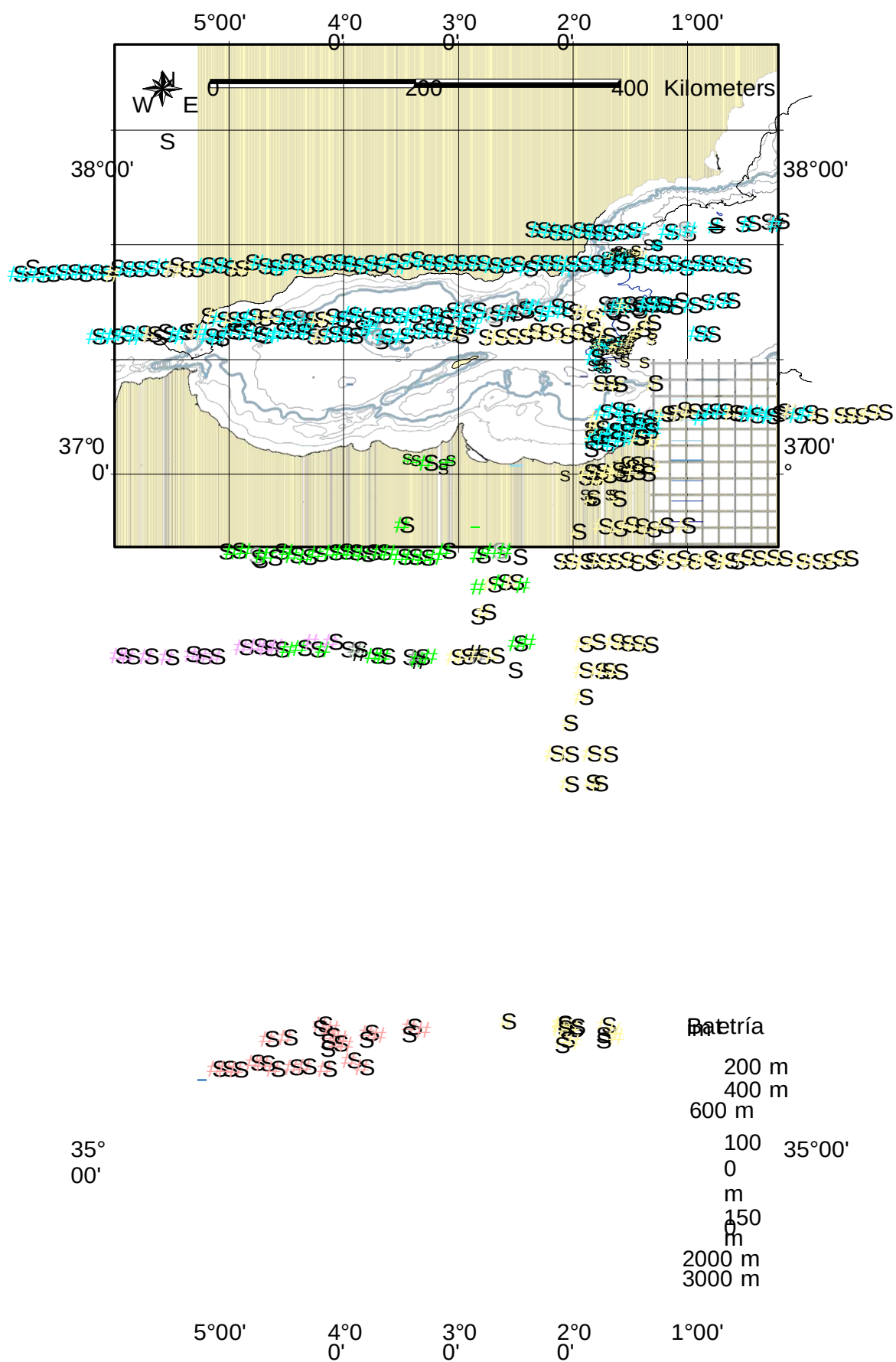


Figura 32. Seguimiento satélite de calderones comunes en el Mar de Alborán entre Diciembre 2010 y Septiembre 2011. Cada color representa un calderón seguido

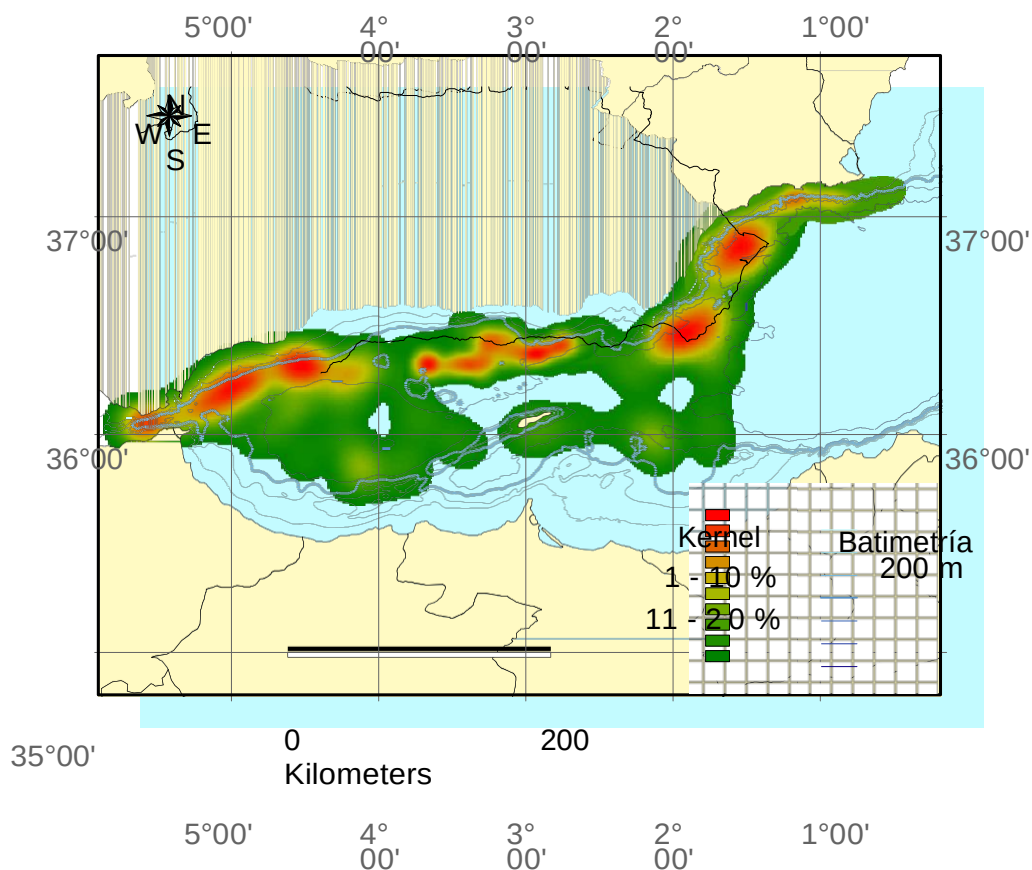


Figura 33. Kernel del seguimiento de calderones comunes en el Mar de Alborán entre Diciembre 2010 y Septiembre 2011.

En base a los resultados obtenidos por el trabajo como marcadores de satélite, los trabajos realizados por la Dra Ana Cañadas autora de este informe, y los obtenidos durante el proyecto Mediterráneo, se han propuesto 3 áreas críticas para calderones, todas ellas centradas en el Mar de Alborán:

- ☐ Área Crítica para calderones comunes del Estrecho.
- ☐ Área Crítica para calderones comunes Monte Djibouti-Seco de los Olivos.
- ☐ Área Crítica para calderones comunes Cañones de Vera.

☐ **Área Crítica para calderones comunes del Estrecho.**

Se define un área en esta zona debido a la alta abundancia, diversidad genética de los animales que solemos encontrar en este área. A pesar de que algunos individuos visiten zonas como Estepona, y el norte de Gibraltar, esta zona es fundamental, ya que al menos desde el otoño al inicio de la primavera, reunirá el 100% del área de campo de los calderones comunes residentes del Estrecho. Hay que tener en cuenta que este área no tiene en cuenta posibles límites políticos.

Coordenadas de la zona.

Estrech	
-	35,96659
-5,630328	35,89197
-5,4427782	35,94582
-5,4597023	36,01813

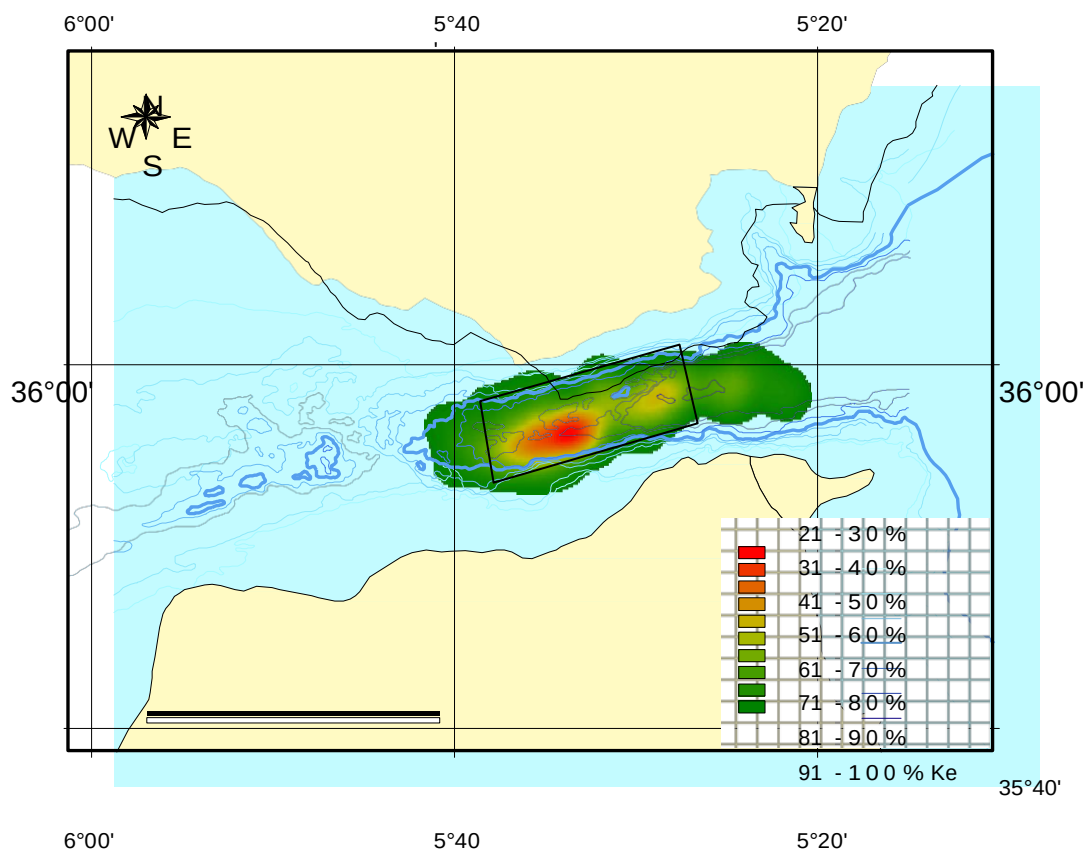


Figura 34. Área crítica para calderones comunes en el Estrecho de Gibraltar.

□ **Área Crítica para calderones comunes Monte Djibouti-Seco de los Olivos.**
Se define una segunda área crítica en base a los datos obtenidos por Alnitak y Alnilam en los últimos 10 años. Este área se centraría entre los Motes Djibouti, enfrente de la provincia de Málaga, y hasta el Seco de los Olivos, conocido por su alta abundancia de cetáceos.

Coordenadas de la zona.

Almería	
-	36,50645
-	36,17955
-	36,28875
-	36,60137

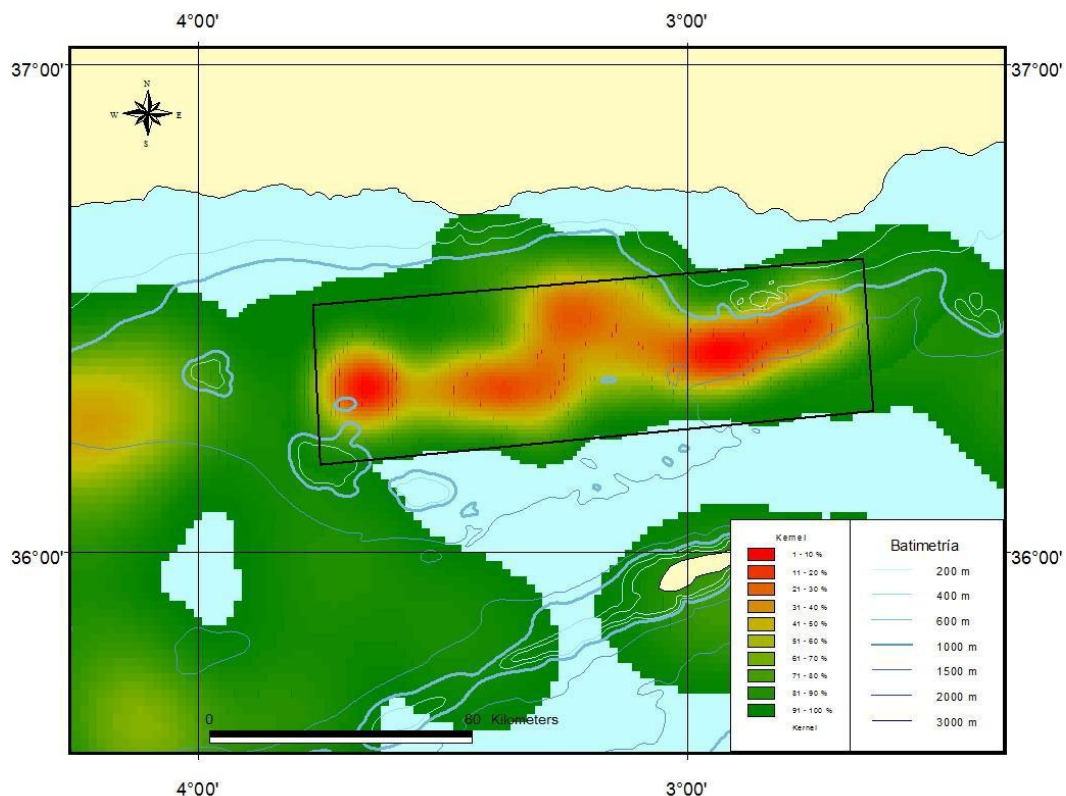


Figura 35. Área crítica para calderones comunes Monte Djibouti-Seco de los Olivos.

□ **Área Crítica para calderones comunes Cañones de Vera-Cartagena.**
Finalmente, se ha identificado una tercera área crítica para calderones comunes en el sector que comprende los cañones submarinos del Cañón de Vera y de Cartagena.

Coordenadas de la zona.

Cañones de Vera	
-	36,8587
-	37,00921
-	37,17823
-	37,52192
-	37,5195

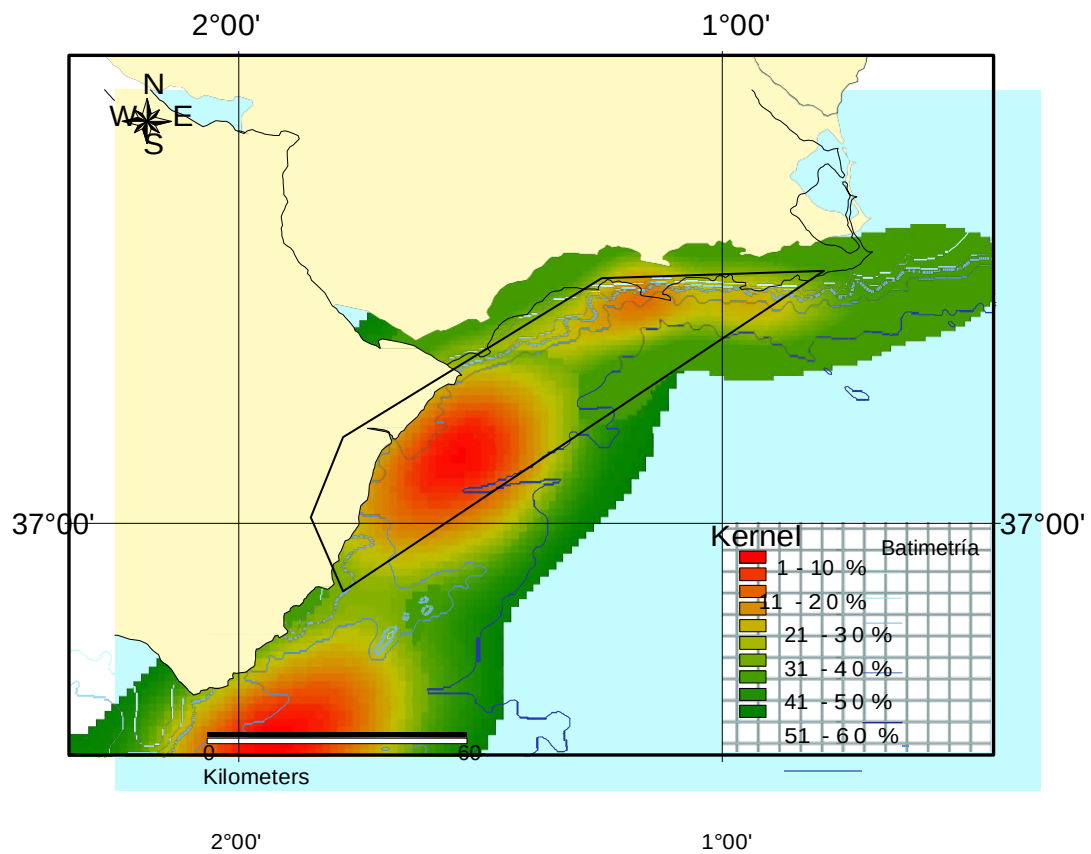


Figura 36. Área Crítica para calderones comunes Cañones de Vera- Cartagena

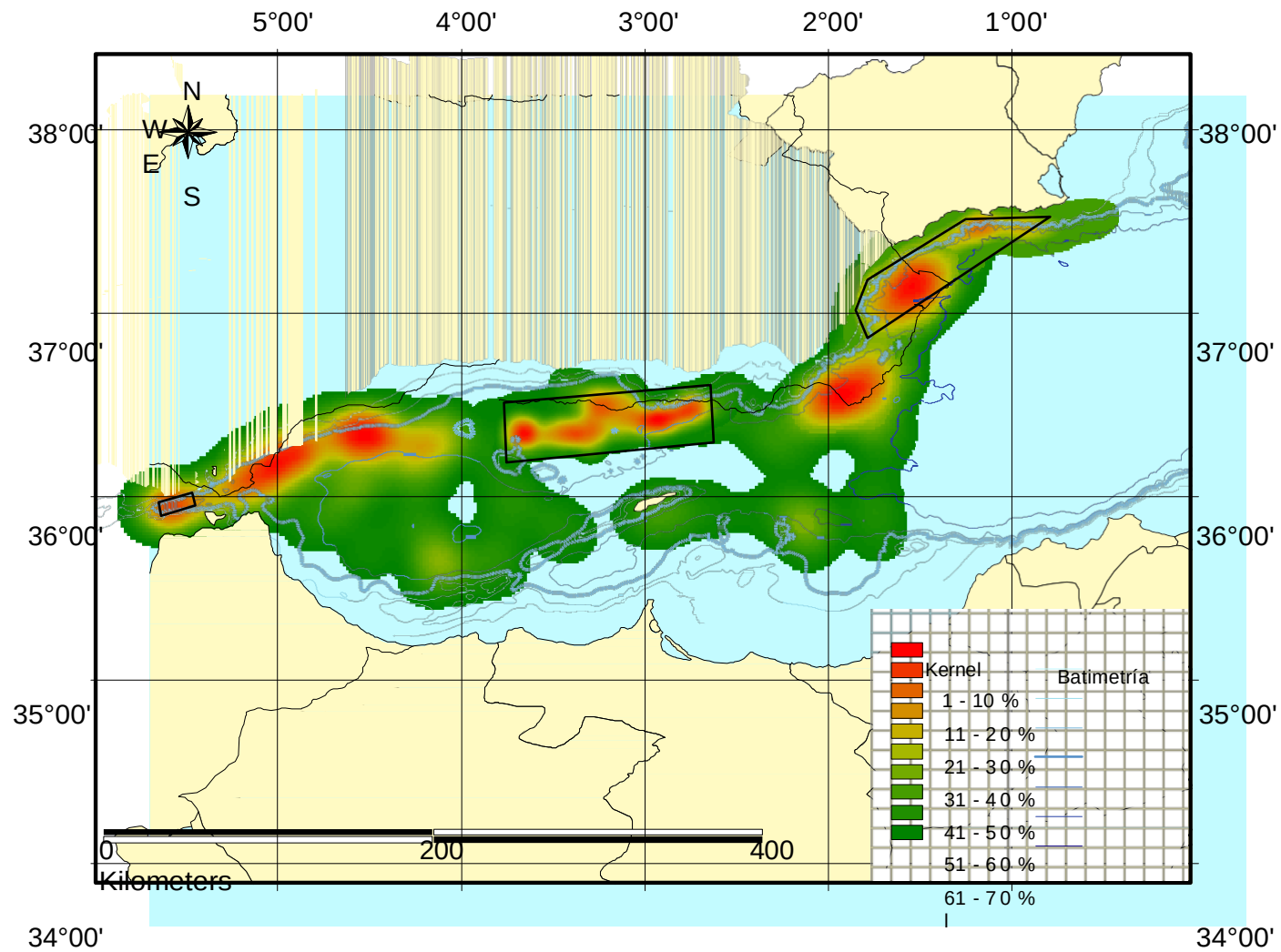


Figura 37. Áreas críticas para calderones comunes en el Mar de Alborán.

4.6. Cachalote (*Physeter macrocephalus*)

Área Oceánica al sur de Almería.

Cañadas *et al.* (2002) encontraron en la citada zona de aguas profundas al sur de la bahía de Almería una sorprendente diversidad de especies, y los modelos muestran claramente su especial relevancia para la conservación de algunas de las especies de cetáceos que se concentran en los entornos de la isóbata de los mil metros. Así pues, es ésta una zona de gran interés para el delfín listado, así como para las ballenas picudas de la familia Ziphiidae, para el calderón gris, el calderón negro, y el cachalote. Además de contar con la presencia también de delfín mular y delfín común.

Estrecho de Gibraltar

En el Estrecho de Gibraltar, su presencia es habitual, aunque la población no es residente, sino que los individuos provienen de toda la cuenca occidental del mar Mediterráneo (Carpinelli *et al.* 2011). Algunos individuos han podido observarse cada año en la zona (Gauffier *et al.* 2009). Se conoce su distribución en primavera-verano (ver figura abajo), sobre todo en aguas profundas en el canal principal del Estrecho (de Stephanis *et al.* 2008). Esta sería la zona crítica de protección para la especie.

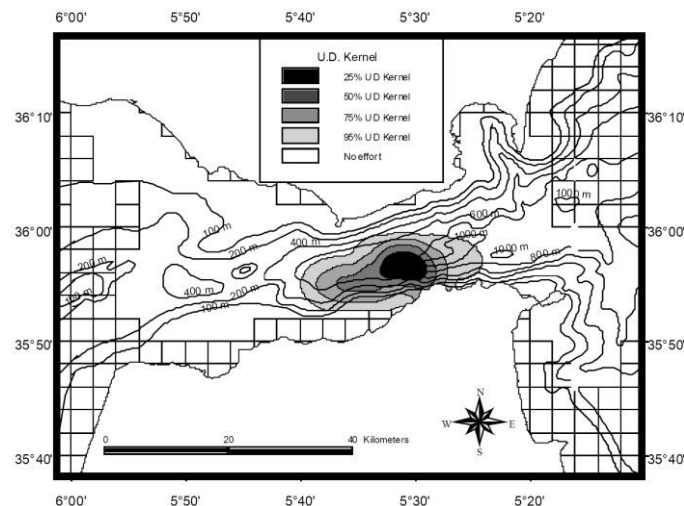


Figura 38. Distribución espacial de los cachalotes en primavera-verano (1999-2006) en el Estrecho de Gibraltar (de Stephanis 2008).

4.7. Rorcual común (*Balaenoptera physalus*)

No hay propuestas.

4.8. Zifio de Cuvier (*Ziphius cavirostris*)

En un proyecto realizado para el Minsiterio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente en

2011 ("IDENTIFICACIÓN DE LAS ÁREAS CRÍTICAS PARA ZIFIOS EN EL MAR DE ALBORÁN, DELIMITACIÓN DEL ÁREA PRIORITARIA DE CONSERVACIÓN Y BASES PARA EL ESTABLECIMIENTO DE UN PLAN DE GESTIÓN") se seleccionó el área crítica para zifios que debía ser protegida.

La selección final de los datos se hizo en base a los resultados de los modelos, y la distribución de los avistamientos, para definir las áreas con mayor soporte de datos. De esta forma, se seleccionaron las áreas comprendiendo el 40% superior de abundancia de toda el área de distribución de la población en el mar de Alborán, haciendo coincidir los límites con la isóbata de 1000m y extendiendo ligeramente la zona norte para abarcar las aguas con mayor soporte de datos de avistamientos (ver Mapa inferior).

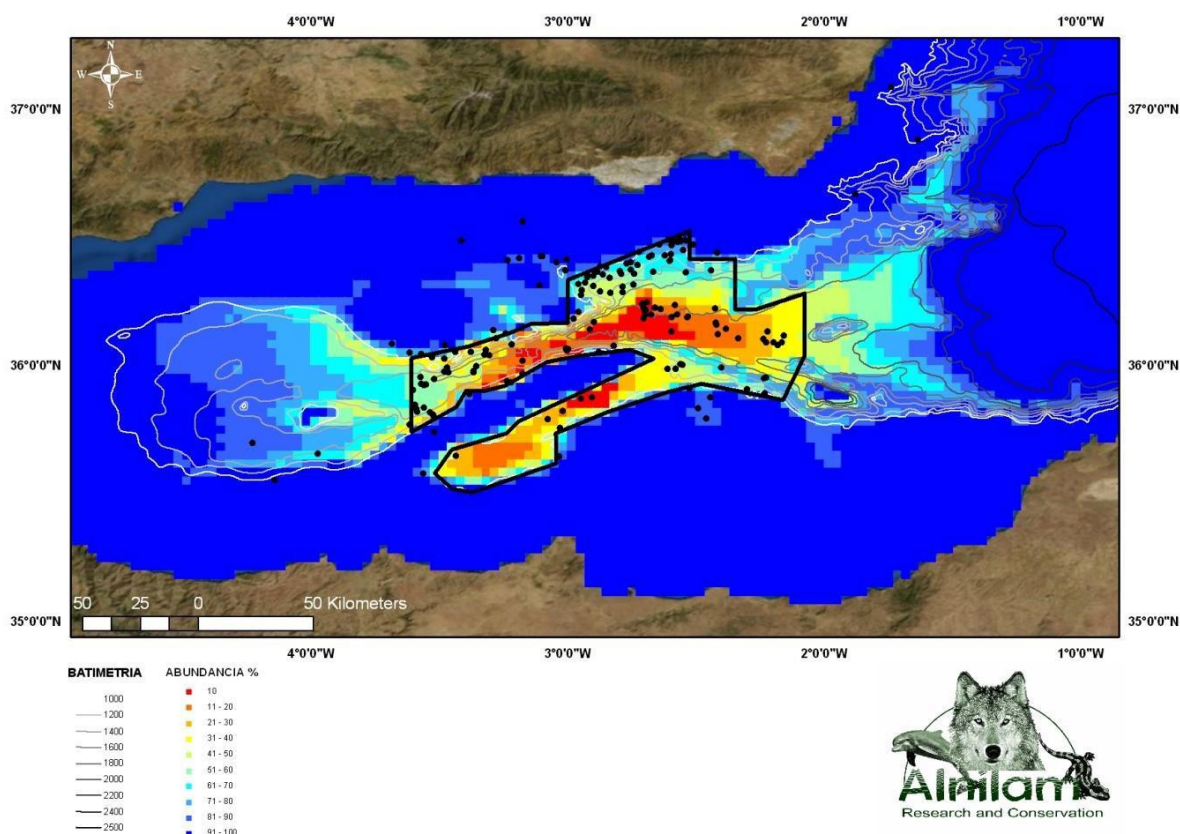


Figura 39. Zona seleccionada como crítica para zifios de Cuvier en el mar de Alborán

Según la normativa española, el “área prioritaria de conservación” debería contener una o más áreas críticas para la especie. Se ha considerado que el área prioritaria de conservación es la misma área crítica, ya que es, de hecho, la única área crítica existente a partir de los datos que se disponen. Sin embargo, sería conveniente explorar las zonas al oeste y al este del área seleccionada, que cuentan en estos momentos con muy pocos datos, para valorar si dichas áreas deberían ser incorporadas también.

Dentro de la zona prioritaria de conservación se han diferenciado a su vez dos áreas en función de su importancia para la conservación (Ver Mapa inferior). La primera zona, que sería la mas importante de cara a la conservación del Zifio de Cuvier en el mar de Alborán, sería la ZONA A. La ZONA B correspondería a un área que a pesar de contener valores altos de abundancia, provienen de un escaso número de millas navegadas en esfuerzo y avistamientos registrados. Es por ello que se ha seleccionado como una zona de alta importancia para ser muestreada en futuros proyectos que permitan confirmar o descartar la importancia derivada de los análisis de modelización espacial.

En la Tabla inferior se muestran los valores de densidad para cada una de las zonas

Zonación del Área Prioritaria de Conservación

Zona	Area (km ²)	Densidad (animales/
A	1,924	0.044
B	1,397	0.041
C (en tres sectores)	3,074	0.029
TOTA	6,394	0.036

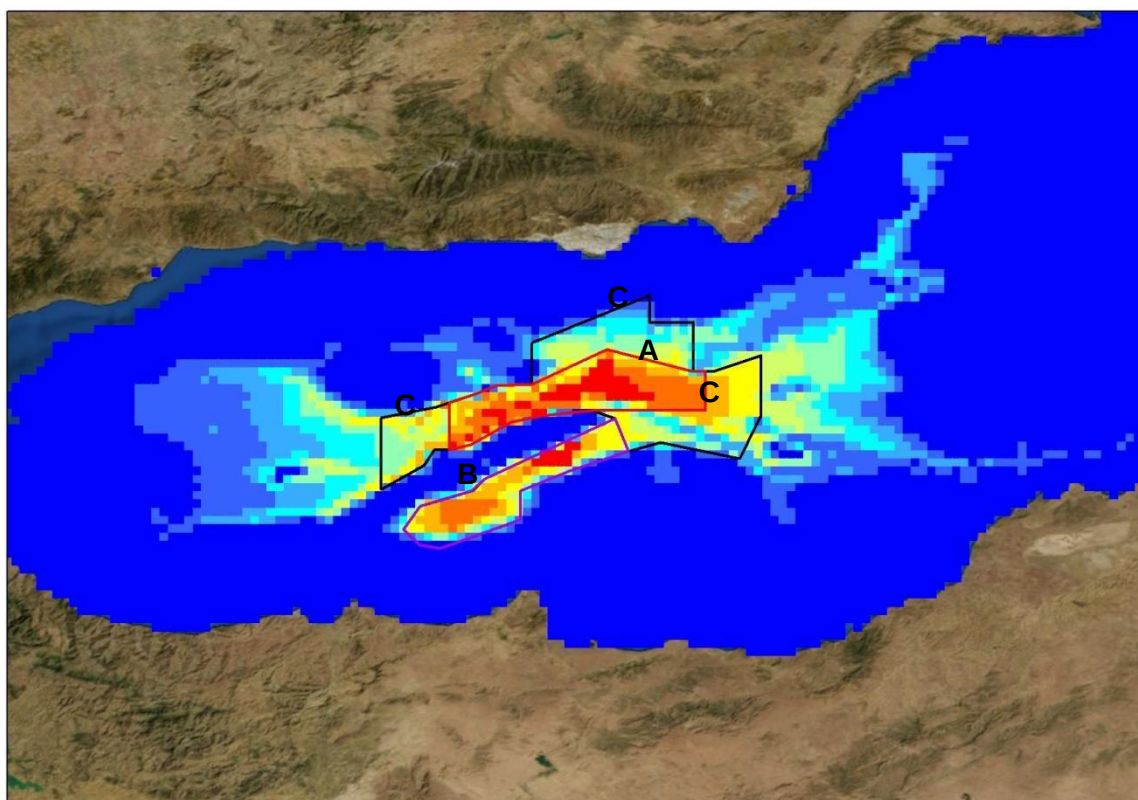


Figura 40. Zonación del Área Prioritaria de Conservación. Zona A: límite exterior rojo, Zona B: límite exterior morado, zona C: límite exterior negro.

El informe de la 7ª reunión del Comité Científico de ACCOBAMS (2011) expresa:

54. Tras haberse reunido, el Grupo de Trabajo propuso lo siguiente:

a. Una gran porción de las aguas profundas (más de 600m) y pendientes a través del Mediterráneo contienen hábitat adecuado para *Ziphius*;

b. en base al conocimiento existente sobre los niveles de perturbación por ruido, los zifios no deberían estar expuestos a niveles recibidos mayores a SPL 140 dB re 1 μ Pa @ 1 m;

c. se recomendó por lo tanto la aplicación de un buffer (zona de amortiguación) alrededor del hábitat preferido mencionado en a) de tal forma que los niveles no sean excedidos.

En base a esta recomendación, se recomienda también en este informe que se establezca una zona de amortiguación alrededor del Área Prioritaria de Conservación, en los términos indicados en el punto c de la recomendación de ACCOBAMS.

Dado que los niveles de ruido recibidos dependen de factores como la profundidad y las características físicas de las masas de agua, y los niveles emitidos y la distancia de emisión, no es posible definir un área delimitada geográficamente para esta zona de amortiguación. Por lo tanto, se recomienda lo siguiente (se describe también en las bases para el establecimiento de un Plan de Gestión):

1. Analizar caso por caso las actividades productoras de ruido submarino en el mar de Alborán, especialmente las maniobras militares y las actividades de exploración de gas y petróleo.
2. Cuando se vaya a realizar alguna de estas actividades, la entidad responsable de la misma debería realizar un estudio de impacto ambiental específico para determinar, según los niveles de emisión y las condiciones fisiográficas y oceanográficas de la zona, la distancia mínima que deben mantener de los límites del Área de Conservación, para que en dichos límites (y en su interior) no se exceda el nivel de SPL 140 dB re 1 μ Pa @ 1 m.

4.9. Orca (*Orcinus orca*)

En el recientemente propuesto LIC Estrecho Occidental, un Lugar de Interés Comunitario propuesto principalmente para cetáceos en las aguas profundas del Estrecho de Gibraltar, se ha propuesto un área que incluye las áreas principales de presencia de orcas. En este sentido, se incluye una zonificación, con una zona especial para orcas, con limitación de actividades en la misma en ciertas épocas del año. En este sentido, se prohibirá en esta zona el avistamiento de cetáceos, así como la realización de actividades que entrañen contaminación acústica de cualquier tipo durante la época de presencia de orcas en la región.

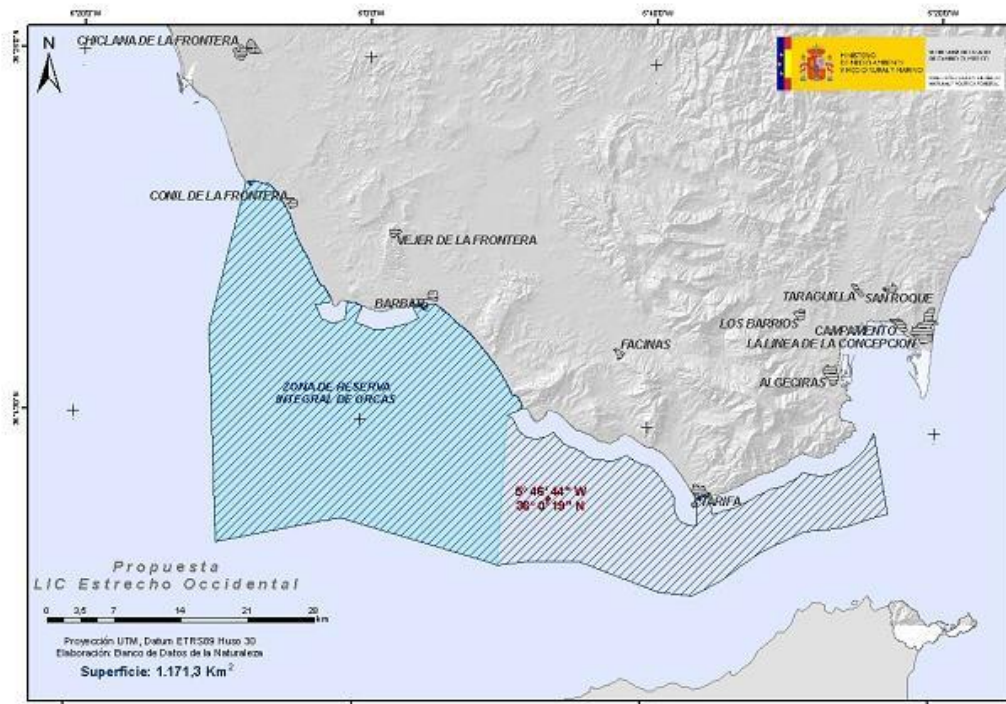


Figura 41. Zonación del Área Prioritaria de Conservación de orcas en el Estrecho de gibraltar.

Referencias

- Abdulla, A. y Linden, O. (eds). 2008. Maritime traffic effects on biodiversity in the Mediterranean Sea: Review of impacts, priority areas and mitigation measures. Malaga, Spain: IUCN Centre for Mediterranean Cooperation. 184 pp.
- Aguilar, A and Borrell, A. 2005. DDT and PCB reduction in the western Mediterranean from 1987 to 2002, as shown by levels in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 48, 501–508.
- Aguilar, A. (2000) Population biology, conservation threats and status of Mediterranean striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*). Journal of Cetacean Research and Management, 2, 17–26.
- Aguilar, A. 2008. Fin whale (*Balaenoptera physalus*). pp. 433-436. En Encyclopedia of marine mammals, Eds. Perrin, W.F.; Würsig, B. y J.G.M. Thewissen. Academic Press, 2nd Edition. 1382 p.
- Aguilar, A. and Raga, J.A. (1993) The striped dolphin epizootic in the Mediterranean sea. Ambio 22:524-528.
- Aguilar, A. y Borrell, A. 1988. Age-and Sex-related changes in organochlorine compound levels in Fin Whales (*Balaenoptera physalus*) from the Eastern North Atlantic. Marine Environmental Research, 25: 195-211.
- Aguilar, A. y Borrell, A. 1994. Reproductive transfer and variation of body load of organochlorine pollutants with age in fin whales (*Balaenoptera physalus*). Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 27(4): 546-554.
- Aguilar, A. y Borrell, A. 2007. Open-boat whaling on the straits of Gibraltar ground and adjacent waters. Marine Mammal Science 23(2): 322-342.
- Aguilar, A. y Lockyer, C. 1987. Growth, physical maturity, and mortality of fin whales (*Balaenoptera physalus*) inhabiting the temperate waters of the northeast Atlantic. Can. J. Zool. 65:253–264.
- Aguilar, A. y Silvani, L. (1995) Mortality of cetaceans in driftnets in the western Mediterranean continues. Paper SC/46/O 21 (Résumé). Report International Whaling Commission, 45, 457–458.
- Aguilar, A., Borrell, A., Calzada, N., and Gray, E. (1992) Body fat reserves in striped dolphins examined during the western Mediterranean die-off. In: Proceedings of the Mediterranean striped dolphin mortality International Workshop, 1991, 4-5 Nov, Palma de Mallorca. Pastor, X. and Simmonds, M. (eds.) Greenpeace Mediterranean Sea Project, p.47-52.
- Aguilar, A., Borrell, A., Calzada, N., Forcada, J., and Grau, E. (1991) The 1990 Striped dolphin epizootic. Rep. Spanish's Institute for the Conservation of Nature, 125p (In spanish).
- Airolidi S., Azzellino A., Nani B., Ballardini M., Bastoni C., Notarbartolo di Sciara G. y Sturlese A. 1999. Whale watching in Italy: results of the first three years of activity. European Research on Cetaceans 13:153-156.
- Allen, S. G. 1991. Harbor seal habitat restoration at Strawberry Spit, S. F. Bay. Point Reyes Bird Observatory Report PB91-212332/GAR.

- Allsopp, M., Walters, A., Santillo, D., and Johnston, P. (2006) Plastic debris in the world's oceans. Greenpeace, Amsterdam. 44 pages.
- André M, Terada M, Watanabe Y (1997) Sperm whale (*Physeter macrocephalus*) behavioural response after the playback of artificial sounds. Rep Int Whal Commn 47:499-504.
- Andre, J., Boudou, A., Ribeyre, F., & Bernhard, M. (1991). Comparative study of mercury accumulation in dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from French atlantic and Mediterranean coast. Science of the Total Environment, 104, 191–209.
- Andreu, E., Gallego, P., y Cervera, J.L. 2009. Long-finned pilot whale (*Globicephala melas*) response to whale-watching vessels in the Strait of Gibraltar. IWC SC/61/WW5.
- Andrew, R. K., Howe, B. M., Mercer, J. A. y Dzieciuch, M. A. (2002) Ocean ambient sound: Comparing the 1960s with the 1990s for a receiver off the California coast. Acoustics Research Letters Online-ARLO 3:65–70.
- Angradi, A. M., Consiglio, C. and Marini, L. 1993. Behaviour of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) in the central Tyrrhenian Sea in relation with commercial ships. Eur. Res. Cetaceans (Abstracts) 7: 77-9.
- Anon (2007) Nephrops and cetacean species selection information and technology. EU Report NECESSITY. 501605. Final report submitted to EC.
- ANSE y Cemacon. 2011. Conclusiones de las Jornadas sobre Interacción de Cetáceos y Pesca. Murcia, 13 de mayo de 2011.
- Appel, M.J.G., Gibbs, E.P.J., Ter Meulen, S.J.M., Rima, B.K., Stephenson, J.R., Taylor, W.P. (1981) Morbillivirus diseases of animals and man. Comp. Diag. Viral Dis. &:235-297.
- Arbelo, M., Sierra, E., Méndez, M., Godinho, A., Ramírez, G., Caballero, M.J., Fernández, A. 2007. Atypical beaked whale mass stranding in Almería's coasts: pathological study. 17th Conference on the Biology of Marine Mammals. Cape Town (South Africa). 29th November-3th December, 2007
- Au, W. W. L. (1993) The Sonar of Dolphins. New York: Springer Verlag. 277 pp.
- Awbrey, W. A., Thomas, J. A. y Kastelein, R. A. (1998) Low-frequency underwater hearing sensitivity in belugas, *Delphinapterus leucas*. Journal of the Acoustical Society of America 84, 2273–2275.
- Azzellino, A, Gaspari, S., Airoidi, S. and Nani, B. 2008. Habitat use and preferences of cetaceans along the continental slope and the adjacent pelagic waters in the western Ligurian Sea. Deep-Sea Research Part I 55: 296-323.
- Bain, D.E., Smith, J.C., Williams, R. y Lusseau, D. 2006. Effects of vessels on behavior of southern resident killer whales (*Orcinus* spp.) NMFS Contract Report N. AB133F03SE0959 and AB133F04CN0040.
- Balcomb K.C. III, Claridge D.E. 2001. A mass stranding of cetacean caused by naval sonar in the Bahamas. Bahamas Journal of Science 8(2):2-12.
- Barlow, J. y Cameron, G.A. (2003) Field experiments show that acoustic pingers reduce marine mammal bycatch in the California drift gill net fishery. Mar Mamm Sci

19:265–283.

- Barr, K. y Slooten, E. (1999) Effects of tourism on dusky dolphins (*Lagenorhynchus obscurus*) at Kaikoura, New Zealand. Conservation Advisory Science Notes: 229. Department of Conservation, Wellington.
- Beach, D.W. y Weinrich, M.T. 1989. Watching the whales: Is an educational adventure for humans turning out to be another threat for endangered species? *Oceanus* 32(1):84–88.
- Bearzi G., Agazzi S., Bonizzoni S., Costa M., y Azzellino A. 2008. Dolphins in a Bottle: Abundance, Residency Patterns and Conservation of Bottlenose Dolphins *Tursiops Truncatus* in the Semi-Closed Eutrophic Amvrakikos Gulf, Greece. *Aquatic Conservation*. 18(2):130-146.
- Bearzi, G. (2000) First report of a common dolphin (*Delphinus delphis*) death following penetration of a biopsy dart. *J. Cetacean Res. Manage.* 2(3):217–22
- Bearzi, G., Notarbartolo di Sciara, G., Politi, E. (1997) Social ecology of Bottlenose Dolphins in the Kvarneric (Northern Adriatic Sea). *Marine Mammal Science* 13(4):650-668.
- Bearzi, G., Politi, E., Agazzi, S., Azzellino, A. (2006) Prey depletion caused by overfishing and the decline of marine megafauna in eastern Ionian Sea coastal waters (central Mediterranean). *Biological Conservation* 127, 373–382.
- Bearzi, G., Politi, E., Agazzi, S., Bruno, S., Costa, M., Bonizzoni, S. (2005) Occurrence and present status of coastal dolphins (*Delphinus delphis* and *Tursiops truncatus*) in the eastern Ionian Sea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15, 243–257.
- Bearzi, G., Reeves, R., Notarbartolo-di-sciara, G., Politi, E., Cañadas, A., Frantzis, A., Mussi, B. (2003) Ecology, status and conservation of short-beaked common dolphins *Delphinus delphis* in the Mediterranean Sea. *Mammal Rev.* 33 (3): 224–252.
- Bejder, L., Dawson, S.M., Harraway, J.A. (1999) Responses by Hector's dolphins to boats and swimmers in Porpoise Bay, New Zealand. *Mar Mamm Sci* 15:738–750.
- Bejder, L., Samuels, A., Whitehead, H., Gales, N. y otros (2006) Decline in the relative abundance of bottlenose dolphins exposed to long-term disturbance. *Conserv Biol.* 20:1791–1798.
- Berrow, S., Cosgrove, R., Leeney, R. H., O'brien, J., McGrath, D., Dalgard, J. y Le Gall, Y. (2009) Effect of acoustic deterrents on the behaviour of common dolphins (*Delphinus delphis*). *J. Cetacean Res. Manage.* 10(3):227–233.
- Bérubé, M., Larsen, F., Notarbartolo di Sciara, G., Sears, R., Aguilar, A., Sigurjónsson, J., Urban- Ramirez, J., Dendanto, D. y Palsbøll, 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* 7:585-599.
- Berzin, A. A. 1971. “Kashalot” Izdatel'stvo “Pishchevaya Promyshlennost”, Moscow.
- Best, P.B., Canham, P.A.S y MacLeod, N. 1984. Patterns of reproduction in sperm

- whales, *Physeter macrocephalus*. Rep. Int. Whal. Comm Spec Iss 6:51-79.
- Bianchi, C.N. y Morri, C. (2000) Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: situation, problems and prospects for future research. Marine Pollution Bulletin, 40, 367–376.
- Birkun, A. Jr. (2002) Interactions between cetaceans and fisheries in the Black Sea. In: Cetaceans of the Mediterranean and Black Seas: State of Knowledge and Conservation Strategies (Ed. by G. Notarbartolo di Sciara), pp. 98–107. A report to the ACCOBAMS Secretariat, Monaco, February 2002.
- Birkun, A., Kuiken, T., Krivokhizhin, S., Haines, D.M., Osterhaus, A.D.M.E., Van de Bildt, M.W.G., Joiris, C.R. & Siebert, U. (1999) Epizootic of morbilliviral disease in common dolphins (*Delphinus delphis ponticus*) from the Black Sea. Veterinary Records, 144, 85–92.
- Bloch, D., Gunnlaugsson, T., Hoydal, K., and Sigurjónson, J. (1989a). "Distribution and abundance of pilot whales (*Globicephala melas*) in the northeast Atlantic in June-August 1987 based on shipboard sightings surveys." *Report International Whaling Commission*(Special Issue 11).
- Boisseau, O., Lacey, C., Lewis, T., Moscrop, A., Danbolt, M. y McInaghan, R. 2010. Encounter rates of cetaceans in the Mediterranean Sea and contiguous Atlantic area. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 90(8), 1589–1599.
- Boletzky, S.V. 1994. Embryonic development of cephalopods at low temperatures. *Antarctic Science* 6 (2): 139-142
- Bompar, J.M., Dhermain, F., and Poitevin, F. (1992) *Stenella coeruleoalba* affected by morbillivirus: preliminary study for the French Mediterranean continental coasts. In: Proceedings of the Mediterranean striped dolphin mortality International Workshop, 1991, 4-5 Nov, Palma de Mallorca. Pastor, X. and Simmonds, M. (eds.) Greenpeace Mediterranean Sea Project, p.27-31.
- Bordino, P., Kraus, S., Albareda, D., Fazio, A., Palmerio, A., Mendez, M., Botta, S. (2002) Reducing incidental mortality of Franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) with acoustic warning devices attached to fishing nets. Mar Mamm Sci 18:833–842.
- Borrell, A. 1993. PCB and DDTs in Blubber of Cetaceans from the Northeastern North Atlantic. Marine Pollution Bulletin, Volume 26, No. 3, pp. 146-151.
- Borrell, A. and Aguilar, A. (1991) Were PCB levels in striped dolphins affected by the western Mediterranean die-off abnormally high? Eur. Res. Cetaceans 5, 88-92.
- Borrell, A. and Aguilar, A. (1992) Pollution by PCBs in striped dolphins affected by the western mediterranean epizootic. In: Proceedings of the Mediterranean striped dolphin mortality International Workshop, 1991, 4-5 Nov, Palma de Mallorca. Pastor, X. and Simmonds, M. (eds.) Greenpeace Mediterranean Sea Project, p.121-127.
- Borrell, A. y Aguilar, A., 2007. Organochlorine concentrations declined during 1987-2002 in western Mediterranean bottlenose dolphins, a coastal top predator. Chemosphere 66, 347–352.

- Borrell, A., Aguilar, A., Tornero, V., Sequeira, M., Fernandez, G., Alis, S., 2006. Organochlorine compounds and stable isotopes indicate bottlenose dolphin subpopulation structure around the Iberian peninsula. *Environment International* 32, 516–523.
- Borrell, A., Cantos, G., Pastor, T., Aguilar, A. (2001) Organochlorine compounds in common dolphins (*Delphinus delphis*) from the Atlantic and Mediterranean waters of Spain. *Environmental Pollution* 114: 165-274.
- Boutiba, Z. 1994a. Bilan de nos connaissances sur la présence des cétacés le long des côtes Algériennes. *Mammalia* 4: 613-22.
- Bowles, A. E., Smultea, M., Wursig, B., DeMaster, D. P., & Palka, D. (1994). Relative abundance and behaviour of marine mammals exposed to transmission from the Heard Island feasibility test. *Journal of the Acoustical Society of America*, 96, 2469-2484.
- Briand, F. (2000) Fishing Down the Mediterranean Food Webs? CIESM Workshop Series. Kerkyra, Greece.
- Brodziak, J and Hendrickson, L. 1999. An Analysis of environmental effects on survey catches of squids *Loligo pealei* and *Illex illecebrosus* in the northwest Atlantic. *Fish. Bull.* 97: 9-24.
- Brotons, J.M., Munilla, Z., Grau, A.M., Rendell, L. (2008) Do pingers reduce interactions between bottlenose dolphins and nets around the Balearic Islands? *Endangered Species Research* 5: 301–308.
- Brouwer, A., Reijnders, P.J.H. and Hoeman, J.H. (1989). Polychlorinated biphenyl (PCB)- contaminated fish induces vitamin A and thyroid hormone deficiency in the common seal (*Phoca vitulina*). *Aquat. Toxicol.* 15:99-106.
- Brown Gladden JG, Ferguson MM, Freisen MK, Clayton JW (1999). Population structure of North American beluga whales (*Delphinapterus leucas*) based on nuclear DNA microsatellite variation and contrasted with population structure revealed by mitochondrial DNA. *Mol Ecol* 8:347–363
- Brownell R. L. Jr., Mead J. G., Helden A. L., Yamada T. K., Frantzis A. 2005. Worldwide mass strandings of beaked whales: retrospective review and causes. 19th Annual Conference of the European Cetacean Society. La Rochelle, France. April 2-7.
- Buck, C., Paulino, G.P., Medina, D.J., Hsiung, G.D., Campbell, T.W. y Walsh, M.T. 1993. Isolation of St. Louis encephalitis virus from a killer whale. *Clinical and Diagnostic Virology* 1:109-112.
- Bustamante, P., F. Caurant, S.W. Fowler and P. Miramand, Cephalopods as a vector for the transfer of cadmium to top marine predators in the north-east Atlantic Ocean. *Sci Total Environ*, 220 (1998), pp. 71–80
- Caddy, J.F. y Griffiths, R.C. (1990) Recent trends in the fisheries and environment in the General Fisheries Council for the Mediterranean (GFCM) area. *Food and*

- Agriculture Organization, Rome. Studies and Reviews, 63, 1–71.
- Cagnolaro, L. y Notarbartolo di Sciara, G. (1992) Attività di ricerca sui cetacei e loro status di conservazione in Italia. Bollettino Museo Istituto Biologia Università di Genova, 56–57, 53–85.
- Caldwell, D.K. y Brown, D.H. 1964. Tooth wear as a correlate of described feeding behavior by the killer whale, with notes on a captive specimen. Bulletin of the Southern California Academy of Science 63:128-140.
- Cantor, M., Cachuba, T., Fernandes, L. y Engel, M.H. (2010) Behavioural reactions of wintering humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) to biopsy sampling in the western South Atlantic. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom. 90(8), 1701–1711.
- Cañadas, A. y Hammond, P. S. 2006. Model-Based Abundance Estimates for Bottlenose Dolphins Off Southern Spain: Implications for Conservation and Management. Journal of Cetacean Research and Management. 8(1):13-27.
- Cañadas, A., and Sagarminaga, R. (2000). "The northeastern Alboran Sea, an important breeding and feeding ground for the long finned pilot whale (*Globicephala melas*) in the Mediterranean Sea." Marine Mammal Science, 16, 513-529.
- Cañadas, A., and Sagarminaga, R. 1999. A comparative study on the distribution and behaviour of the common dolphin (*Delphinus delphis*) and Striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) along the south-eastern coast of Spain. Eur. Res. Cetacean [Abstracts] 12: 334.
- Cañadas, A., Fortuna, C., Pulcini, M., Lauriano, G., Bearzi, B., Cotte, C., Raga, J.A., Panigada, S., Politi, E., Rendell, L., B-Nagy, A., Pastor, X., Frantzis, A., Mussi, B. 2011. Accobams collaborative effort to map high-use areas by beaked whales in the Mediterranean. Document SC/63/SM10 presented at the 63 Scientific Committee Meeting of the International Whaling Commission, Tromsø, Norway, June 2011.
- Cañadas, A., Sagarminaga, R. and García-Tiscar, S. 2002. Cetacean distribution related with depth and slope in the Mediterranean waters off southern Spain. Deep Sea Research 49(11):2053-73.
- Cañadas, A., y Hammond, P. (2008) Abundance and habitat preferences of the short-beaked common dolphin *Delphinus delphis* in the southwestern Mediterranean: implications for conservation. Endangered Species Research 4: 309-331.
- Cañadas, A.; Sagarminaga, R.; Hernández-Falcón, L.; Fernández, E. y M. Fernández. 1999. Fin whales (*Balaenoptera physalus*) in the northern part of the Alboran Sea and Strait of Gibraltar. (Abstract) European Research on Cetaceans, 13, 300–304.
- Carbo Penche, M., Verborgh, P., Salazar Sierra, J.M., Pérez Jorge, S., Esteban, R., de Stephanis, R. 2006. Análisis socioeconómico de la industria de observación de cetáceos en Andalucía y Gibraltar.
- Carpinelli, E., Gauffier, P., de Stephanis, R., Verborgh, P., Esteban, R., Pierantonio, N., Airolidi, S. y Lewis, T. 2011. Assessing long-range movements of Mediterranean

sperm whales through photo-identification. 25th Annual Conference of the European Cetacean Society, Cadiz, Spain, 21-23 March 2011. (Poster)

- Casinos, A. (1982) Los cetáceos del Mediterráneo. *Mundo Científico*, 2, 714–724.
- Castellote, M., Clark, C.W. y Lammers, M.O. 2010. Potential negative effects in the reproduction and survival on fin whales (*Balaenoptera physalus*) by shipping and airgun noise. SC/62/E3. 12 p.
- Castellote, M., Clark, C.W. y Lammers, M.O. 2011. Fin whale (*Balaenoptera physalus*) population identity in the western Mediterranean Sea. *Marine Mammal Science*. Article first published online DOI: 10.1111/j.1748-7692.2011.00491.x.
- Castrillon J, Gómez-Campos E, Aguilar A, Berdie L, Borrell A (2010) PCB and DDT levels do not appear to have enhanced mortality of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) in the 2007 Mediterranean epizootic. *Chemosphere* 81: 459–463.
- Caurant F, Amiard-Triquet C (1995) Cadmium contamination in pilot whales *Globicephala melas*: source and potential hazard to the species. *Mar Poll Bull* 30: 207-210.
- Caurant, F., M. Navarro and J.C. Amiard, 1996. Mercury in pilot whales: possible limits to the detoxification process. *Sci Total Environ*, 186 (1996), pp. 95–104
- Centro Studi Cetacei. 1998. Cetaceispiaggiatilungo le costeitaliane. XII. Rendiconto 1997. Atti.Soc. Ital. Sci. Nat. Museo civ. Stor. Nat. Milano, 139(II): 213-226.
- Chapman, J., Reiss, M. (1999) Ecology: principles and applications. Cambridge University Press
- Jackson, J., Kirby, M., Berger, W., Bjorndal, K., Botsford, L., Bourque, B., Bradbury, R., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J., 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293, 629.
- Clapham, P.J., Aguilar, A. y Hatch, L.T. 2008. Determining spatial and temporal scales for management: lessons from whaling. *Mar Mamm Sci* 24:183–201.
- Clark, C.W., Ellison, W.T., Southall, B.L., Hatch, L., Van Parijs, S., Frankel, A. y Ponirakis, D. (2009) Acoustic masking in marine ecosystems: intuitions, analysis, and implications. *Marine Ecology Progress Series*, 395: 201-222.
- Clarke, D., Dickerson, C. y Reine, K. (2003) Characterization of underwater sounds produced by dredges. In Proceedings of the Third Specialty Conference on Dredging and Dredged Material Disposal, May 5-8, 2002, Orlando, Florida.
- Clarke, M.R. 1987. Cephalopod biomass—estimation from predation. In *Cephalopod Life Cycles* (P. R. Boyle, ed.), 2, p. 221–237. Academic Press, London.
- Clarke, M.R. 1997. Cephalopods in the stomach of a sperm whale stranded between the islands of Terschelling and Ameland, southern North Sea. *Bulletin de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, Biologie* 67-Suppl.:53-55.
- Coll, M., Lotze, H., Romanuk, T. (2008) Structural degradation in Mediterranean Sea food webs: testing ecological hypotheses using stochastic and mass-balance modelling. *Ecosystems* 11, 939–960.
- Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Ben Rais Lasram, F., Aguzzi, J.,

- Ballesteros, E., Bianchi, C.N., Corbera, J., Dailianis, T. (2010) The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats. *Plos One* 5, e11842.
- Constantine, R., Brunton, D.H., Dennis, T. (2004) Dolphin-watching tour boats change bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) behaviour. *Biol Conserv* 117:299–307.
- Corkeron, P.J. (1995) Humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in Hervey Bay, Queensland; behaviour and responses to whale-watching vessels. *Can J Zool* 73: 1290–1299.
- Cornax, M.J. y Pardo, E. 2009. Pez espada y redes de deriva: la ausencia de control en las pesquerías del Mediterráneo. *Oceana* 115p.
- Cornax, M.J., Xavier Pastor y Ricardo Aguilar. 2006. El uso de redes de deriva por la flota Marroquí. *Oceana*, 24p.
- Corsolini, S., Focardi, S., Kannan, K., Tanabe, S., Borrell, A., Tatsukawa, R., 1995. Congener profile and toxicity assessment of polychlorinated biphenyls in dolphins, sharks and tuna collected from Italian coastal waters. *Marine Environmental Research* 40, 33–53.
- Costa Duarte, C., Brasão, A. y Pintassilgo, P. 1998. Northern Atlantic and Mediterranean Bluefin Tuna: Biological and Economic Issues. Working Paper No. 322, FEUNL.
- Cotté C, Guinet C, Taupier-Letage I, Petiau E (2010) Habitat use and abundance of striped dolphins in the western Mediterranean Sea prior to the morbillivirus epizootic resurgence. *Endangered Species Research* 12: 203–214.
- Couperus, A. S. 1997. Interactions between Dutch midwater trawlers and Atlantic white-sided dolphins (*Lagenorhynchus acutus*) southwest of Ireland. *J. Northwest Atl. Fish. Sci.*, **22**: 209–218
- Cox, T.M., Read, A., Swanner, D., Urian, K., Waples, D. (2004) Behavioral responses of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, to gillnets and acoustic alarms. *Biol. Conserv.* 115, 203–213.
- Cox, T.M., Read, A.J., Solow, A., Tregenza, N. (2001) Will harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) habituate to pingers? *J Cetacean Res Manag* 3:81–86.
- Cozzi B., Podestà M., Mazzariol S., 2011. Strandings of beaked whales in the Italian waters: a perspective of 25 years. IWC meeting, Tromsø, SC-63-SM5.
- Crowder, L., Hazen, E., Avissar, N., Bjorkland, R., Latanich, C., Ogburn, M. (2008) The impacts of fisheries on marine ecosystems and the transition to ecosystem-based management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39, 259–278.
- Curtis, K. R., Howe, B.M. y Mercer, J.A. (1999) Low-frequency ambient sound in the North Pacific: Long time series observations. *Journal of the Acoustical Society of America* 106, 3189–3200.
- D'Amico A., Bergamasco A., Zanasca P., Carniel S., Nacini E., Portunato N., Teloni, V., Mori C., Barbanti R. 2003. Qualitative correlation of marine mammals with physical and biological parameters in the Ligurian Sea. *Journal of Oceanic*

Engineering 28(1): 29-43.

D'Amico, A. (ed.) (1998) Summary Record, NATO-SACLANTCEN Bioacoustics Panel, La Spezia, Italy, 15 June 1998. – NATO-SACLANTCEN M-133 with Annex A-CCC, Unclassified.

Daan, S., Deerenberg, C. y Dijkstra, C. 1996. Increased daily work precipitates natural death in the kestrel. *Journal of Animal Ecology* 65:539–544.

Dalebout M.L., Robertson K.M., Frantzis A., Engelhaupt D., Mignucci A.A., Rosario-Delestre R.J., Baker C.S. 2005. Worldwide structure of mtDNA diversity among Cuvier's beaked whales (*Ziphius cavirostris*): implications for threatened populations. *Molecular Ecology* 14: 3353-3371.

Dam, M. and Bloch, D., 2000. Screening of mercury and persistent organochlorine pollutants in long-finned pilot whale (*Globicephala melas*) in the Faroe Islands. *Marine Pollution Bulletin* 40, 1090–1099.

David, L., M. Chenoz, Cournulier, T., Dhermain, F. 2006. Bycatches of cetaceans by french drifnets for tuna in the northwestern Mediterranean sea. 20th annual conference of the European Cetacean Society, Gdynia, Poland, 2006.

Dawson, S., Read, A., Slooten, E. (1998) Pingers, porpoises and power: uncertainties with using pingers to reduce bycatch of small cetaceans. *Biol Conserv* 84:141–146.

de Boer, J., Wester, P.G., Klammer, H.J.C., Lewis, W.E. y Boon J.P. (1998) Do flame retardants threaten ocean life? *Nature* 394:28–9.

de Stephanis R. 2007 Estrategias de alimentación de los diferentes grupos de Calderón común (*Globicephala melas*) en el Estrecho de Gibraltar. Implicaciones para su conservación. PhD Thesis , Universidad de Cádiz.

de Stephanis R., Erika Urquiola, 2006, "Collisions between ships and cetaceans in Spain", Document SC/58/BC5 presented in the 58 Scientific Committee of the International Whaling Commission, St Kitts and Nevis

de Stephanis, R., García-Tiscar S., Verborgh, P., Esteban-Pavo, R., Pérez, S., Minvielle-Sebastia y Guinet, C. (2008b) Diet of the social groups of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the Strait of Gibraltar. *Marine Biology*, 154: 603-612.

de Stephanis, R., Verborgh, P., Gauffier, P., Esteban Pavo, R., Gimenez, J., Salazar Sierra, J., Seller, N., Sánchez Morillas, V. 2010. Informe sobre posibles impactos producibles por la ampliación del Puerto de Tarifa en las poblaciones de cetáceos del Estrecho de Gibraltar. CIRCE, Informe técnico. Descargable en www.circe.info 101 pp.

de Stephanis, R., Verborgh, P., Pérez Gimeno, N., Sánchez Cabanes, A., Pérez Jorge, S., Esteban Pavo, R., Seller, N., Urquiola, E., Guinet, C. 2005. Impactos producidos por el tráfico marítimo en las poblaciones de cetáceos en el estrecho de Gibraltar. Situación actual y previsiones de futuro. Dirección General para la Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente. 140pp.

de Swart, R.L., Ross, P.S., Vos, J.G. y Osterhaus, A.D.M.E. 1996. Impaired immunity in harbor seals (*Phoca vitulina*) exposed to bioaccumulated environmental

contaminants: review of a long-term study. *Environmental Health Perspectives* 104 (supplement 4):823-828.

de Walle, F.B., Nikolopoulou-Tamvakli, M. y Heinen, W.J. (1993) *Environmental Condition of the Mediterranean Sea: European Community Countries*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands.

Degollada, E., M. Arbelo, M. André, A. Blancoy A. Fernández (2003) Preliminary ear analysis report of the 2002 Canary Islands Ziphius mass stranding. Presentation to the European Cetacean Society Conference, Las Palmas de Gran Canaria, March 2003.

Desportes G, and Mouritsen R, (1993) Preliminary results on the diet of long-finned pilot whales off the Faroe Islands. *Rep Int Whal Commn. Special Issue N°14*, p 305-324

Dhermain, F., Soulier, L., Bompar, J.M. (2002) Natural mortality factors affecting cetaceans in the Mediterranean Sea. In: G. Notarbartolo di Sciara (Ed.), *Cetaceans of the Mediterranean and Black Seas: state of knowledge and conservation strategies. A report to the ACCOBAMS Secretariat*, Monaco, February 2002. Section 15, 14.

Di Natale, A, 1990. Marine mammals interactions in Scombridae fishery activities: the Mediterranean case. *FAO Fisheries Report*, No. 449, FIPL/R449: 167-174.

Di Natale, A. (1987) Mammifères: baleines, dauphins, marsouins et phoques, In: *Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche (Rev. 1). Méditerranée et Mer Noire. Zone de pêche 37, Vol. II, Vertébrés* (Ed. by E. Fisher, M.L. Bauchot & y M. Schneider), pp. 1439–1472. FAO, Rome.

Di Natale, A. y Notarbartolo di Sciara, G. (1994) A review of the passive fishing nets and trap fisheries in the Mediterranean Sea and of cetacean bycatch. *Report International Whaling Commission, Special Issue*, 15, 189–202.

Di Natale, A., 1995. Driftnets impact on protected species: observer data from the Italian fleet and proposal for a model to assess the number of cetacean in the by-catch. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT*, 44(1), 255–263.

Diaz Lopez, B., y Shirai, A., 2005. A survey of anti-bottlenose dolphin control at marine fish farm. Talk presented at the "6° Convegno Nazionale sui Cetacei e sulle Tartarughe Marine CSC ". November. Comune di Sperlonga (LT), Italy.

Dietz, R., Heide-Jorgensen, M.P. and Harkonen, T. (1989) Mass deaths of harbor seals (*Phoca vitulina*) in Europe. *Ambio*, 18(5):258-264.

Dolman, S. 2007. Spatio-temporal restrictions as best practice precautionary response to ocean noise. *Journal of International Wildlife Law and Policy* 10:219-224.

Dolmanz, S.J., Weir, C.R. y Jasny, M. 2009. Comparative review of marine mammal guidance implemented during naval exercises. *Marine Pollution Bulletin* 58: 465–477.

Domingo, M., Ferrer, L., Pumarola, M., Marco, A., Plana, L., Kennedy, S., McAliskey, M. y Rima, B.K. (1990) Morbillivirus in dolphins. *Nature (London)*, 348:21

- Domingo, M., Visa, J., Pumarola, M., Marco, A., Ferrer, L., Rabadal, R., Kennedy, S. (1992) Pathologic and immunocytochemical studies of morbillivirus infection in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*). *Vet. Pathol.* 29:1-10.
- Drouot, V, Gannier A y Goold J. 2004. Diving and feeding behaviour of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) in the northwestern Mediterranean Sea. *Aquat Mamm* 30: 419–426.
- Duffus, D.A. y Deardon, P. 1993. Recreational use, valuation, and management, of killer whales (*Orcinus orca*) on Canada's Pacific coast. *Environmental Conservation* 20:149-156.
- Duffy, J. (2003) Biodiversity loss, trophic skew and ecosystem functioning. *Ecology Letters* 6, 680–687.
- Duguy, R., and E. Hussenot. 1982. Occasional captures of delphinids in the northeast Atlantic. *Rep. Int. Whal. Comm.*, **32**: 461–462
- Duignan, P.J., Geraci, J.R., Raga, J.A. and Calzada, N. (1992) Pathology of morbillivirus infection in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from Valencia and Murcia, Spain. *Can. J. Vet. Res.* 56:242-248.
- Edds, P.L. y Macfarlane, J.A.F. 1987. Occurrence and general behaviour of balaenopterid cetaceans summering in the St. Lawrence Estuary, Canada. *Can. J. Zool.* 65:1363–1376.
- Endo, T., Kimura, O., Hisamichi, Y., Minoshima, Y. y Haraguchi, K. 2007. Age-dependent accumulation of heavy metals in a pod of killer whale (*Orcinus orca*) stranded in the northern area of Japan. *Chemosphere* 67:51–9.
- European Environment Agency. (2008) Impacts of Europe's changing climate - 2008 indicator- based assessment. Joint EEA-JRC-WHO report. EEA Report No 4/2008. JRC Reference Report No JRC47756. ISBN 978-92-9167-372-8. DOI 10.2800/48117. 246pp.
- Evans WE (1994) Common dolphin, white-bellied porpoise – *Delphinus delphis* Linnaeus, 1758. In: Handbook of marine mammals (Ridgway SH, Harrison SR, eds.) Vol. 5: The first book of dolphins. Academic Press, London, pp. 191-224.
- Evans, D.L. y G.R. England. 2001. Joint Interim Report; Bahamas Marine Mammal Stranding Event of 15-16 March 2000. National Oceanic and Atmospheric Administration. Available online at: http://www.nmfs.noaa.gov/prot_res/PR2/Health_and_Stranding_Response_Program/Interim_Bahamas_Report.pdf.
- Fairfield, C.P. and L.P. Garrison 2008. Estimated bycatch of marine mammals and sea turtles in the US Atlantic pelagic longline fleet during 2007. NOAA Tech. Memo. NOAA NMFS- SEFSC-572. 62 pp.
- Félix, F., B. Haase, J.W. Davis, D. Chiluiza, y P. Amador. 1997. A note on recent strandings and bycatches of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) and humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in Ecuador. *Rep. Int. Whal. Commn* 47:917-919.
- Fernández, A., Arbelo, M., Degollada, E., André, M., Castro-Alonso, A., Jaber, R.,

- Martín, V., Calabuig, P., Castro, P., Herraéz, P., Rodríguez, P. y Espinosa de los Monteros, A. (2003) Pathological findings in beaked whales stranded massively in the Canary Islands. Poster presented at the European Cetacean Society Conference, Las Palmas de Gran Canaria, March 2003.
- Fernández, A., Esperon, F. Herraéz, P., Espinosa, A., Clavel, C., Bernabe, A., Sanchez-Vizcaino, J., Verborgh, P., de Stephanis, R., Toledano, F. y Bayon, A. (2008) Pilot whales (*Globicephala melas*) mortality due to Morbillivirus in the Mediterranean Sea. *Emerging Infectious Diseases*, 14: 792-794.
- Fernandez, R., Santos, M.B., Carrillo, M., Tejedor, M., and Pierce, P. 2009. Stomach contents of cetaceans stranded in the Canary Islands 1996-2006. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 89: 873-883. DOI: 10.1017/S0025315409000290
Published online: 2009
- Filadelfo, R., Mintz, J., Michlovich E., D'Amico, A., Tyack, P.L., Ketten, D.R. 2009. Correlating Military Sonar Use with Beaked Whale Mass Strandings: What Do the Historical Data Show? *Aquatic Mammals* 35(4): 435-444.
- Finneran, J. J., Schlundt, C. E., Dear, R., Carder, D. A., y Ridgway, S. H. (2002) Temporary shift in masked hearing thresholds in odontocetes after exposure to single underwater impulses from a seismic watergun. *Journal of the Acoustical Society of America* 111(6), 2929–2940.
- Finneran, J.J., Carder, D.A., Schlundt, C.E. y Ridgway, S.H. (2005) Temporary threshold shift in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) exposed to mid-frequency tones. *Journal of the Acoustical Society of America* 118:2696-2705.
- Fonseca, C. y Ganade, G. (2001) Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *Journal of Ecology* 89, 118–125.
- Foot, A. D., Osborne, R.W. y Hoelzel, A.R. 2004. Whale-call response to masking boat noise. *Nature* 428:910.
- Forcada, J. y Hammond, P.S. (1998) Geographical variation in abundance of striped and common dolphins of the western Mediterranean. *Journal of Sea Research*, 39, 313–325.
- Forcada, J., Aguilar, A., Hammond, P., Pastor, X. y Aguilar, R. 1996. Distribution and abundance of fin whales in the western Mediterranean during summer. *Journal of the Zoological Society of London* 238: 23-34.
- Forcada, J., Aguilar, A., Hammond, P.S., Pastor, X. & Aguilar, R., 1994. Distribution and numbers of striped dolphins in the western Mediterranean Sea after the 1990 epizootic outbreak. *Marine Mammal Science*, 10, 137-150.
- Forcada, J., Nortarbartolo di Sciara, G. & Fabbri, F. 1995. Abundance of Fin whales and striped dolphins summering in the Corso-Ligurian Basin. *Mammalia* 59 (1): 127-140.
- Fossi C. & Marsili L. 2003. Effects of endocrine disruptors in aquatic Mammals. *Pure Appl. Chem.* 75:2235–2247.
- Fossi, M. A., Marsili, L., Neri, G., Natoli, A., Politi, E., Panigada, S. (2003) The use of a non-ethal tool for evaluating toxicological hazard of organochlorine contaminants

in Mediterranean cetaceans: new data 10 years after the first paper published in MPB. Marine Pollution Bulletin 46: 972-982.

- Fossi, M.C., Marsili, L., Neri, G., Casini, S., Bearzi, G., Politi, E., Zanardelli, M. y Panigada, S. (2000) Skin biopsy of Mediterranean cetaceans for the investigation of interspecies susceptibility to xenobiotic contaminants. Marine Environmental Research 50: 517-521.
- Fossi, M.C., Urban, J., Casini, S., Maltese, S., Spinsanti, G., Panti, C., Porcelloni, S., Panigada, S., Lauriano, G., Niño-Torres, C., Rojas-Bracho, L., Jimenez, B., Muñoz-Arnanz, J. y Marsili, L. (2010) A multi-trial diagnostic tool in fin whale (*Balaenoptera physalus*) skin biopsies of the Pelagos Sanctuary (Mediterranean Sea) and the Gulf of California (Mexico). Marine Environmental Research 69: S17-S20.
- Frantzis A. 1998. Does acoustic testing strand whales? Nature, 392: 29
- Frantzis A., 2004. The first mass stranding that was associated with the use of active sonar (Kyparissiakos Gulf, Greece, 1996). In: Proceedings of the workshop: "Active sonar and cetaceans ". 8 March 2003, Las Palmas, Gran Canaria. ECS newsletter 42 (special issue): pp. 14-20.
- Frantzis A., Alexiadou P., Paximadis G., Politi E., Gannier A., Corsini-Foka M. 2003. Current knowledge of the cetacean fauna of the Greek Seas. Journal of Cetacean Research and Management, 5: 219-232
- Frantzis, A. y Herzing, D.L. (2002) Mixed species associations of striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*), short-beaked common dolphin (*Delphinus delphis*) and Risso's dolphin (*Grampus griseus*), in the Gulf of Corinth (Greece, Mediterranean Sea). Aquatic Mammals, 28, 188-197.
- Fromentin, J.M. 2003. Why uncertainty in the management of the East Atlantic Bluefin tuna has constantly increased in the past few years. Scientia Marina 67, 51-52.
- Fromentin, J.M. y Powers J.E. 2005. Atlantic bluefin tuna: population dynamics, ecology, fisheries and management. Fish and Fisheries. 6: 281-306.
- Fullard, K., Early, G., Heide-Jørgensen, M.P. Bloch, D., Rosing-Asvid, A. y Amos, W. 2000 Population structure of long-finned pilot whales in the North Atlantic: a correlation with sea surface temperature? Mol. Ecol. 9: 949-958
- Gambaiani, D.D., Mayol, P., Isaac, S.J. y Simmonds, M.P. 2009. Potential impacts of climate change and greenhouse gas emissions on Mediterranean marine ecosystems and cetaceans. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 89(1):179-201.
- Gannier A (2005) Summer distribution and relative abundance of delphinids in the Mediterranean Sea. Rev Écol 60: 223-238.
- Gannier A. 1999. Diel variations of the striped dolphin distribution off the French Riviera (northwestern Mediterranean Sea). Aquatic Mammals 3(25):123-134.
- Gannier, A. (1995) Les cétacés de Méditerranée nord-occidentale: estimation de leur abondance et mise en relation de la variation saisonnière de leur distribution avec l'écologie du milieu. Master thesis. Ecole Pratique des Hautes Etudes, Montpellier, France.

- Gannier, A. and Gannier, O. 1993. Striped dolphin abundance estimate in the Liguro-Provençal basin: preliminary study. *Eur. Res. Cetaceans* [Abstracts] 7: 139-43.
- Gannier, A., Drouot, V. y Goold, J.C. 2002. Distribution and relative abundance of sperm whales in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 243: 281-293.
- Gannon D, Read A, Craddock J, Fristrup K, Nicoles J, (1997) Feeding ecology of long-finned pilot whales *Globicephala melas* in the western North Atlantic. *Mar Ecol Prog Ser* 148:1-10
- García Tiscar, S. (2010) Interacciones entre delfines mulares (*Tursiops truncatus*), orcas (*Orcinus orca*), y pesquerías en el mar de Alborán y Estrecho de Gibraltar. Universidad Autónoma de Madrid. 301 pp.
- Gardner (1996) en Parsons E.C.M., Birks I., Evans P.G.H., Gordon J.C.D., Shrimpton J.H.& y S. Pooley (2000). "The possible impacts of military activity on cetaceans in west Scotland". Proceedings of the 14th annual conference of the European Cetacean Society, Cork, Ireland 2-5 April 2000:185-190.
- Gauffier, P. (2008). Estimating the consequences of the 2006-07 Morbillivirus epizootic on Long-finned pilot-whales in the Strait of Gibraltar. MSc thesis Agrocampus: 56
- Gauffier, P., Verborgh, P., Corbella, C., de Stephanis, R., Esteban, R., Fernandez, A., de la Fuente, J. and Guinet, C. 2009. Estimating the consequences of the 2006-07 Morbillivirus epizootic on the long-finned pilot whales in the Strait of Gibraltar. IWC SC/61/E20.
- Gauffier, P., Verborgh, P., Esteban, R., de Stephanis, R., Giménez, J., Jiménez Torres, C., Andréu, E., Medina, B. and Kniest, E. 2010. When it comes to whales' conservation, is recommendation enough? 24th Ann. Meeting European Cetacean Society, Stralsund, Germany 22-24 March 2010.
- Gaydos, J.K., Balcomb, K.C.III, Osborne, R.W. y Dierauf, L. 2004. Evaluating potential infectious disease threats for southern resident killer whales, *Orcinus orca*: a model for endangered species. *Biological Conservation* 117:253-262.
- Gazo, M., Gonzalvo, J., y Aguilar, A. 2008. Pingers as Deterrents of Bottlenose Dolphins Interacting With Trammel Nets. *Fisheries Research*. 92(1):70-75.
- Gedamke, J., Gales, N. y Frydman, S. 2011. Assessing risk of baleen whale hearing loss from seismic surveys: the effect of uncertainty and individual variation. *J. Acoust. Soc. Am.* 129: 496-506
- Geraci, J.R. y St. Aubin, D.J. editors. (1990) Sea mammals and oil: confronting the risks. Academic Press, New York.
- Giese, M. 1996. Effects of human activity on Adélie Penguin *Pygoscelis adeliae* breeding success. *Biological Conservation* 75:157-164.
- Giménez, J., de Stephanis, R., Gauffier, P., Esteban, R. y Verborgh, P. 2011. Biopsy wound healing in long-finned pilot whales (*Globicephala melas*). *Veterinary Records*, 168(4):101b.

- Giménez, J., Gauffier, P., García Tiscar, S., Esteban, R., Minvielle-Sebastia, L., Verborgh, P., Jiménez Torres, C., y de Stephanis, R. (2010) Behavioural response of cetaceans to biopsy darting. 24th Ann. Meeting European Cetacean Society, Stralsund, Germany 22-24 March 2010.
- Giménez, J., Gauffier, P., Verborgh, P., Esteban, R., Jiménez-Tores, C., de Stephanis, R. (2011) The bay of Algeciras: A feeding and a breeding ground for common dolphins? 25th Conference of the European Cetacean Society, 21-23th March 2011 - Cádiz (Sapin).
- Gómez de Segura A, Crespo, E. A., Pedreza, S. N., Hammond P.S., and Raga, J. A (2006) Abundance of small cetacean in waters of central Spanish Mediterranean. *Mar Biol.* 150: 149-160.
- Gómez-Campos E; Borrel A, Cardona L, Forcada J, Aguilar A (2011) Overfishing of Small Pelagic Fishes Increases Trophic Overlap between Immature and Mature Striped Dolphins in the Mediterranean Sea. *PLoS ONE* 6(9): e24554. doi:10.1371/journal.pone.0024554
- Gómez-Gutiérrez, A., Garnacho, E., Bayona, J.M., Albaigés, J., 2007. Assessment of the Mediterranean sediments contamination by persistent organic pollutants. *Environmental Pollution* 148, 396–408.
- Gonzalvo, J., Valls, M., Cardona, L., y Aguilar, A. 2008. Factors determining the interaction between common bottlenose dolphins and bottom trawlers off the Balearic Archipelago (western Mediterranean Sea) *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 367(1):47-52.
- Goold, J. C. (1996) Acoustic assessment of populations of common dolphin *Delphinus delphis* in conjunction with seismic surveying. *J Mar Biol Assoc U K* 76: 811-820.
- Gordon, G., Leaper, R., Hartley, F.G., Chappell, O. (1992) Effects of whale-watching vessels on the surface and underwater acoustic behaviour of sperm whales off Kaikoura, New Zealand. Department of Conservation, Wellington.
- Gordon, J. y Moscrop, A. (1996) Underwater noise pollution and its significance for whales and dolphins. Pages 281-319 in M. P. Simmonds and J. D. Hutchinson, editors. *The conservation of whales and dolphins: science and practice*. John Wiley & Sons, Chichester, United Kingdom.
- Gordon, J., Moscrop, A., Carlson, C., Ingram, S., Leaper, R. y Young, K. 1998. Distribution, movements and residency of sperm whales off Dominica, Eastern Caribbean: implications for the development and regulation of the local whale watching industry. *Rep. int. Whal. Comm.* 48:551-557.
- Gordon, J.; Leaper, R.; Hartley, F.G. y Chappell, O. 1992: Effects of whale-watching vessels on the surface and underwater acoustic behaviour of sperm whales off Kaikoura, New Zealand. *Science & Research Series No. 52*. Wellington, New Zealand, Department of Conservation.
- Gowans, S. and H. Whitehead. 1995. Distribution and habitat partitioning by small odontocetes in the Gully, a submarine canyon on the Scotian Shelf. *Can. J. Zool.*, 73:1599–1608.
- Grachev, M.A., Kumarev, V.P., Mamaev, L.V., Zorin, V.L., Baranova, L.V., Denikina,

- N.N., Belikov, S. I., Petro, E.A., Kolesnik, V.S., Kolesnik, R. S., Dorofeev, V.M., Beim, A.M., Kudelin, V.N., Nagieva, F.G., and Sidorov, V.N. (1989) Distemper virus in Baikal seals. *Nature* (London), 338:209.
- Grant, S.C.H. and Ross, P.S. (2002) Southern resident killer whales at risk: toxic chemicals in the British Columbia and Washington environment. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2412:1-111.
- Haraguchi, K., Hisamichi, Y., Endo, T. 2006. Bioaccumulation of naturally occurring mixed halogenated dimethylbipyrroles in whale and dolphin products on the Japanese market. *Arch Environ Contam Toxicol* 51:135–41.
- Harwood, J. and Hall, A. J. 1990. Mass mortality in marine mammals: its implications for population dynamics and genetics. *Trends Ecol. Evol.* 5 (8): 254-7.
- Hayteas, D.L.y Duffield D.A. 2000. High levels of PCB and p,p'-DDE found in the blubber of killer whales (*Orcinus orca*). *Mar Pollut Bull* 40:558–61.
- Heithaus, M., Frid, A., Wirsing, A., Worm, B. (2008) Predicting ecological consequences of marine top predator declines. *Trends in Ecology and Evolution* 23, 202–210.
- Hobbs, R.C., Jones, L.L. (1993) Impacts of high seas driftnet fisheries on marine mammal populations in the North Pacific. *International North Pacific Fisheries Commission Bulletin* 53, 409–434.
- Holcer D., Notarbartolo di Sciara G., Fortuna C. M., Onofri V., Lazar B., Tvrtkovic N. 2003. The occurrence of Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*) in Croatian Adriatic waters. *Proceedings of the 8th Croatian Biological Congress*. 27 September-2 October: 255-256.
- Hoydal, K. and Lastein, L. 1993. Analysis of Faroese catches of pilot whales (1709-1992), in relation to environmental variations. *Rep. int. Whal. Commn.* (special issue 14):89-106.
- Hoyt, E. 2001. Whale watching 2001: worldwide tourism numbers, expenditures, and expanding socioeconomic benefits. International Fund for Animal Welfare, Yarmouth, Massachusetts.
- Hoyt, E. 2002. Whale watching. Pages 1305-1310 in W. F. Perrin, B. Würsig, y J. G. M. Thewissen, editors. *Encyclopedia of marine mammals*. Academic Press, San Diego, California.
- Hucke-Gaete, R., C.A. Moreno y J. Arata. 2004. Operational interactions of sperm whales and killer whales with the Patagonian toothfish industrial fishery off southern Chile. *CCAMLR Science* 11:127–140.
- Hughes, D. E., Carter, S. D., Robinson, I., Clarke, C. J. (1992) Anti-canine distemper virus antibodies in common and grey seals. *Vet. Rec.* 130:449-450.
- ICCAT 1999. 1998 SCRS detailed report on bluefin tuna. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT* 49, 1–191.
- ICCAT 2003a. Report of the 2002 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT* 55, 710–937.
- ICCAT 2003b. Report of the sixth GFCM-ICCAT Meeting on stocks of large pelagic

- fisheries in the Mediterranean. Collective Volume of scientific Papers ICCAT 55: 1-84.
- ICCAT, 2005. Informe del periodobienal 2004-05.1^a Parte (2004) Vol. 1. Anexo 8, apéndice 9. Comisión Internacional para la Conservación del atún del Atlántico. Madrid, 2005.
- ICES, International Council for the Exploration of the Sea. 1996. Report of the study group on long-finned pilot whales. ICES CM 1996/A6.
- Ikonomou, M.G., Rayne, S., Addison, R.F. (2002) Exponential increases of the brominated flame retardants, polybrominated diphenyl ethers, in the Canadian Arctic from 1981–2000. *Environ Sci Technol*, 36:1886–92.
- Illingworth and Rodkin, Inc. (2001) Noise and Vibration Measurements Associated with the Pile Installation Demonstration Project for the San Francisco-Oakland Bay Bridge East Span, Final Data Report. Produced by Illingworth & Rodkin, Inc. under contract to the California Department of Transportation, Task Order No. 2, Contract No. 43A0063.
- Illingworth and Rodkin, Inc. (2004) Conoco/Phillips 24-Inch Steel Pile Installation – Results of Underwater Sound Measurements. Letter to Ray Neal, Conoco/Phillips Company, November 9, 2004.
- Instituto Hidrográfico de la Marina (IHM). 2007. Avisos a los navegantes. Publicación semanal. Grupo nº 5, 3 de febrero de 2007.
- International Fund for Animal Welfare (IFAW). 1996. Workshop on the Special Aspects of Watching Sperm Whales, Roseau, Dominica, 8-11 January 1996.
- International Whaling Commission (IWC) (1991) Report of the ad-hoc working group on the effect of biopsy sampling on individual cetaceans. Reports of the International Whaling Commission (Special Issue 13): 23-27.
- International Whaling Commission (IWC) (1994) Report of the workshop on mortality of cetaceans in passive fishing nets and traps. In: W.F. Perrin, G.P. Donovan and J. Barlow (eds), *Gillnets and Cetaceans*, pp. 1-72. Report International Whaling Commission, Special Issue 15.
- International Whaling Commission (IWC) (1995) Report of the Scientific Committee. Annex G. Report of the sub-committee on small cetaceans. Report of the International Whaling Commission 45, pp. 165–186.
- International Whaling Commission (IWC) (2009) Report of the Scientific Committee. Annex F. Report of the Sub-Committee on Bowhead, Right and Gray Whales. *J. Cetacean Res. Manage. (Supplement)* 11.
- International Whaling Commission (IWC). 2007b. Ship strikes working group, Second progress report to the conservation committee (IWC/59/CC3), 59th Annual Meeting of the International Whaling Commission. 31 pp.
- IPCC Climate Change (2007) Impacts, Adaptation and Vulnerability report. Descargable en <http://www.ipcc-wg2.org/index.html>.
- Jackson, J.B.C., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A., Botsford, L.W., Bourque, B.J., Bradbury, R. H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J.A., Hughes, T.P., Kidwell, S., Lange, C. B., Lenihan, H.S., Pandolfi, J.M., Peterson, C.H.,

- Steneck, R.S., Tegner, M.J., Warner, R.R. (2001) Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. *Science* 293: 629-638.
- Jahoda, M., C.L. Laforuna, N. Biassoni, C. Almirante, A. Azzellino, A.S. Panigada, M. Zanardelli y G.N. Di Siara. 2003. Mediterranean fin whale's (*Balaenoptera physalus*) response to small vessels and biopsy sampling assessed through passive tracking and timing of respiration. *Mar. Mamm. Sci.* 19(1):96–110.
- Jaquet, N., S. Dawson, y E. Slooten. 1998. Diving behaviour of male sperm whales: foraging implications. International Whaling Commission, Scientific Committee Doc. SC/50/CAWS 38, 20 pp. + 5 figs.
- Jefferson, T. A., y Curry, B.E. (1996) Acoustic methods of reducing or eliminating marine mammal-fishery interactions: do they work? *Ocean and Coastal Management* 31:41–70.
- Jensen, A.S. y Silber, G.K. 2003. Large whale ship strike database. U.S. Dep.Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-F/OPR-25, 37 p.
- Jensen, F.H., Marrero Pérez, J., Johnson, M., Aguilar de Soto, N., Madsen, P.T. (2011) Calling under pressure: short-finned pilot whales make social calls during deep foraging dives. *Proc. R. Soc. B* published online.
- Jepson, P.D., Bennett, P.M., Deaville, R., Allchin, C.R., Baker, J.R., Law, R.J., 2005. Relationships between polychlorinated biphenyls and health status in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) stranded in the United Kingdom. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24, 238–248.
- Jepson, P.D., M. Arbelo, R. Deaville, I.A. P. Patterson, P. Castro, J.R. Baker, E. Degollada, H.M. Ross, P. Herráez, A.M. Pocknell, F. Rodríguez, F.E. Howie, A. Espinosa, R.J. Reid, J.R. Jaber, V. Martin, A.A. Cunningham, y A. Fernández. 2003. Gas-bubble lesions in stranded cetaceans. *Nature* 425:575-576.
- Johnson, Darlene R., Cynthia Yeung and Craig A Brown. 1999. Estimates of Marine mammal and marine turtle bycatch by the U.S. Atlantic pelagic longline fleet in 1992-1997. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-418, 70p.
- Kajiwara, N., Ueno, D., Takahashi, A., Baba, N. y Tanabe, S. (2004) Polybrominated diphenyl ethers and organochlorines in archived northern fur seal samples from the Pacific coast of Japan, 1972–1998. *Environ Sci Technol*, 38:3804–9.
- Kannan, K., Blankenship, A.L., Jones, P.D., Giesy, J.P., 2000. Toxicity reference values for the toxic effects of polychlorinated biphenyls to aquatic mammals. *Human and Ecological Risk Assessment* 6, 181–201.
- Kannan, K., Tanabe, S., Borrell, A., Aguilar, A., Focardi, S., Tatsukawa, R. (1993) Isomer-specific analysis and toxic evaluation of polychlorinated biphenyls in striped dolphins affected by an epizootic in the Western Mediterranean sea. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 25:227-233.
- Kastelein, R.A.; Van Der Heul, S.; Verboom, W.C.; Triesscheijn, R.J.V. & Jennings, N.V. 2006. The influence of underwater data transmission sounds on the displacement behaviour of captive harbour seals (*Phoca vitulina*). – *Marine Environmental Research* 61: 19–39

- Kasuya T., DSergeant D.E y Tanaka K., (1988), Re-examination of life history parameters of long finned pilot whaes in the Newfoundland waters. Sci Rep. Whales Res. Inst., Tokyo 39: 105-19
- Kennedy, S. 2001. Morbillivirus infections in aquatic mammals. Pages 64-76 in E. S. Williams and I. K.
- Kennedy, S., Smyth, J. A., Cush, P. E, McCullough, S. J., Allan, G. M. y McQuaid, S. (1988) Viral distemper now found in porpoises. Nature 336,21.
- Kennedy, S., Smyth, J.A., Cush, P.F., Duignan, P., Platten, M., McCullough, S.J and Allan, G.M. (1989) Histopathologic and immunocytochemical studies of distemper in seals. Vet. Pathol. 26, 97-103.
- Kennedy, S., Smyth, J.A., Cush, P.F., McCullough, S.J. and Allan (1988b) Viral distemper now found in porpoises. Nature (London) 366:21
- Kennedy, S., Smyth, J.A., Cush, P.F.,McAliskey, M., McCullough, S.J. and Rima, B.K., (1991) Histopathologic and immunocytochemical studies of distemper in harbour porpoises. Vet Pathol. 28, 1-7.
- Kennedy, S., Smyth, J.A., McCullough, S.J., Allan, G.M., McNeilly, F. and McQuaid, S. (1988a) Confirmation of cause of recent seal deaths. Nature (London) 336:404
- Kennedy, S.,Kuiken, T., Ross, H.M., McAliskey, M., Moffett, D., McNiven, C.M. and Carole, M. (1992) Morbillivirus infection in two common porpoises (*Phocoena phocoena*) from the coasts of England and Scotland. Vet. Rec. 131:286-290 London B, 272, 1217–1226.
- Ketten, D.R. (2004) Marine Mammal Auditory Systems: A Summary of Audiometric and Anatomical Data and Implications for Underwater Acoustic Impacts. Journal of Cetacean Research Management 7(Suppl.): 286-289.
- Kim GB, Tanabe S, Iwakiri R, Tatsukawa R, Amano M, Miyazaki N, Tanaka H. 1996. Accumulation of butyltin compounds in Risso's dolphin (*Grampus griseus*) from the Pacific coast of Japan: Comparison with organochlorine residue pattern. Env. Sci. Technol. 30:2620-2625.
- Kiszka, J.J., Simon-Bouhet, B., Charlier, F.y Ridoux, V. (2010) Individual and group behavioural reactions of small delphinids to remote biopsy sampling. Animal Welfare 2010, 19: 411-417.
- Kovacic, I., Gomercic, T., Gomercic, H. and Gomercic, M.D. 2009.Cephalopod prey of Cuvier's beaked whale, *Ziphiuscavirostris*, from the Adriatic Sea.23rd Annual Conference of the European Cetacean Society.Istambul, Turkey.
- Kriete, B. 1995. Bioenergetics in the killer whale, *Orcinus orca*. Ph.D. thesis, University of British Columbia, Vancouver, British Columbia.
- Kriete, B. 2002. Bioenergetic changes from 1986 to 2001 in the southern resident killer whale population, (*Orcinus orca*). Orca Relief Citizens' Alliance, Friday Harbor, Washington.
- Krivokhizhin, S.V.y Birkun, A.A. Jr (1999) Strandings of cetaceans along the coasts of

- Crimean peninsula in 1989–1996. *European Research on Cetaceans*, 12, 59–62.
- Kruse, S. 1991. The interactions between killer whales and boats in Johnstone Strait, B.C. Pages 149-159 in K. Pryor and K. S. Norris, editors. *Dolphin societies: discoveries and puzzles*. University of California Press, Berkeley, California.
- Lacombe, H. y Richez, C. 1982. The regime of the Strait of Gibraltar. In: Nihoul JCJ(ed.) *Hydrodynamics of semi-enclosed seas*. Elsevier, Amsterdam, p 13-73
- Laist, D.W., Knowlton, A.R., Mead, J.G., Collet, A.S. y Podestà, M. 2001. Collisions between ships and whales. *Mar. Mamm. Sci.* 17(1): 35–75.
- Lambertsen, R.H. 1986. Disease of the common fin whale (*Balaenoptera physalus*): Crassicaudiosis of the urinary system. *Journal of Mammalogy* 76:353-366.
- Lambertsen, R.H. 1990. Disease biomarkers in large whales of the North Atlantic and other oceans. Pp. 395-417 in J.F. McCarthy and L.R. Shugart (eds.), *Biomarkers of environmental contamination*. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, FL.
- Lambertsen, R.H. 1997. Natural disease problems of the sperm whale. *Bulletin de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, Biologie* 67-Suppl.:105-112.
- Law, R.J., Allchin, C.R., Jones, B.R., Jepson, P.D., Baker, JR. y Spurrier, C.J.H. 1997. Metals and organochlorines in tissues of a Blainville's beaked whale (*Mesoplodon densirostris*) and a killer whale (*Orcinus orca*) stranded in the United Kingdom. *Mar Pollut Bull* 34:208–12.
- Law, R.J., Stringer, R.L., Allchin, C.R., Jones, B.R., 1996. Metals and organochlorines in Sperm Whales (*Physeter macrocephalus*) stranded around the North Sea during 1994/1995 winter. *Marine Pollution Bulletin* 32 (1), 72–77.
- Lazaro, F. y Martin, V. 1999. Sperm whales and drifting nets in the Mediterranean Sea: the example of the Balearic Islands. *Eur. Res. Cet.* 13: 118.
- Lesage, V., Barrette, C., Kingsley, M. C. S.y Sjare, B. (1999) The effect of vessel noise on the vocal behavior of belugas in the St. Lawrence river estuary, Canada. *Marine Mammal Science*, 15: 65–84.
- Lewis, T., Gillespie D., Lacey C., Matthews J. N., Danbolt M., Leaper R., McLanaghan R. and Moscrop A. 2007. Sperm whale abundance estimates from acoustic surveys of the Ionian Sea and Strait of Sicily in 2003. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 87, 353–357.
- Lewis, T., Matthews, J., Boisseau, O., Danbolt, M., Gillespie, D., Lacey, C., Leaper, R., McLanaghan, R. and Moscrop, A. 2013. Abundance estimates for sperm whales in the south western and eastern Mediterranean Sea from acoustic line-transect surveys. The 6th International Workshop on Detection, Classification, Localization, & Density Estimation of Marine Mammals using Passive Acoustics, 12 – 15 June, 2013, St Andrews, UK.
- Lien, J. 2001. The conservation basis for the regulation of whale watching in Canada by the Department of Fisheries and Oceans: a precautionary approach. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2363:1-38.
- Lindström G, Wingfors, H., Dam, M.y Bavel, B.V. (1999) Identification of 19 polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in long-finned pilot whale (*Globicephala*

- melas*) from the Atlantic. Arch Environ Contam Toxicol, 36:355–63. S. H.
- Lipscomb, T. P., Kennedy, S., Moffett, D. y Ford, B. K. (1994) Morbilliviral disease in an Atlantic bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) from the Gulf of Mexico. Journal of Wildlife Diseases 30, 572-576.
- Lipscomb, T. P., Kennedy, S., Moffett, D., Krafft, A., Klaunberg, B. A., Lichy, J. H., Regan, G. T., Worthy, G. A. J. y Taubenberger, J. K. (1996) Morbilliviral epizootic in bottlenose dolphins of the Gulf of Mexico. Journal of Veterinary Diagnostic Investigation 8, 283-290.
- Ljungblad, D. K., Würsig, B., Swartz, S. L. y Keene, J. M. (1988) Observations on the behavioral responses of bowhead whales (*Balaena mysticetus*) to active geophysical vessels in the Alaskan Beaufort Sea. Arctic 41:183-194.
- López, A., Pierce, G.J., Santos, M.B., Gracia, J., Guerra, A. (2003) Fishery by-catches of marine mammals in Galician waters: results from on-board observations and an interview survey of fishermen. Biological Conservation 111, 25–40.
- Lusseau, D. (2003) Male and female bottlenose dolphins *Tursiops spp.* have different strategies to avoid interactions with tour boats in Doubtful Sound, New Zealand. Mar Ecol Prog Ser 257:267–274.
- Lusseau, D. (2005) Residency pattern of bottlenose dolphins *Tursiops spp.* in Milford Sound, New Zealand, is related to boat traffic. Mar Ecol Prog Ser 295:265–272.
- MacLeod C.D. 2005. Niche partitioning, distribution and competition in North Atlantic beaked whales. PhD Thesis. University of Aberdeen, UK.
- MacLeod, C. D., 2009 Understanding the impacts of human activities on beaked whales: from individuals to species, and from local to global. In: Sarah J. Dolman, Colin D. MacLeod and Peter G.H. Evans (eds) Proceedings of ECS the workshop on beaked whale research, San Sebastian, Spain, 26 th April 2007 ECS SPECIAL PUBLICATION SERIES NO.51 FEB 2009
- Madsen, P.T., Møhl, B., Nielsen, B. K. y Wahlberg M. 2002d. Male sperm whale behavior during exposures to distant seismic survey pulses. – Aq. Mam. 28.3, 231-240.
- Magalhães, S., Prieto, R., Silva, M.A., Gonçalves, J., Afonso-Dias, M. y Santos, R.S., 2002. Short- term reactions of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) to whale-watching vessels in the Azores. Aquatic Mammals, 28(3), 267-274.
- Malme, C. I., Miles, P. R., Clark, C. W., Tyack, P. y Bird, J.E. (1983) Investigations on the potential effects of underwater noise from petroleum industry activities on migrating whale behavior. BBN Report 5366, Bolt Beranek and Newman, Inc., Cambridge, Massachusetts, for U.S. Minerals Management Service, Anchorage, Alaska, NTIS PB86-174174.
- Malme, C.I., Miles, P.R., Clark, C.W., Tyack, P. y Bird, J.E. (1984) Investigations on the potential effects of underwater noise from petroleum industry activities on migrating whale behavior/Phase II: January 1984 migration. BBN Report 5586, Bolt Beranek and Newman, Inc., Cambridge, Massachusetts, for U.S. Minerals Management Service, Anchorage, Alaska, NTIS PB86-218377.
- Malme, C.I., Würsig, B., Bird, J.E. y Tyack, P. (1988) Observations of feeding gray whale responses to controlled industrial noise exposure. Pages 55-73 in

- W. M. Sackinger, M. O. Jeffries, J. L. Imm, and S. D. Treacy, editors. Port and ocean engineering under arctic conditions, Volume III. University of Alaska, Fairbanks, Alaska.
- Mann, D.A., Lu, Z., Popper, A.N. (1997) Ultrasound detection by a teleost fish. *Nature* 389, 341.
- Marla M. Holty Dawn P. Noren, Val Veirs, Candice K. Emmonsy Scott Veirs (2009) Speaking up: Killer whales (*Orcinus orca*) increase their call amplitude in response to vessel noise. *J. Acoust. Soc. Am.* 125.
- Marsili L, Focardi S, 1997. Chlorinated hydrocarbon (HCB, DDTs and PCBs) levels in cetaceans stranded along the Italian coasts: an overview. *Env. Monit. Assess.* 45:129-180.
- Marsili, L. and Focardi, S., 1996. Chlorinated hydrocarbon (HCB, DDTs and PCBs) levels in cetaceans stranded along the Italian coasts: an overview. *Environmental Monitoring and Assessment* 45, 129–180.
- Martín, V., Servidio, A. y García, S. (2004) Mass strandings of beaked whales in the Canary Islands. Pp. 33-36 in: EVANS, P.G.H. & MILLER, L.A. (eds.) 2004: European Cetacean Society 17th Annual Conference: Proceedings of the Workshop on Active Sonar and Cetaceans. Las Palmas, Gran Canaria, 8th March 2003, European Cetacean Society Newsletter, No. 42. Special Issue.
- Mate, B.R., 1994. A change in sperm whale (*Physeter macrocephalus*) distribution correlated to seismic surveys in the Gulf of Mexico. *J. Acoust. Soc. Am.*, 96 (5), Pt. 2:3268 (Abstract).
- Mazzariol S, Di Guardo G, Petrella A, Marsili L, Fossi CM, *et al.* 2011. Sometimes Sperm Whales (*Physeter macrocephalus*) Cannot Find Their Way Back to the High Seas: A Multidisciplinary Study on a Mass Stranding. *PLoS ONE* 6(5): e19417. doi:10.1371/journal.pone.0019417
- McDonald, M. A., Hildebrand, J. A., Wiggins, S. M.y Ross, D. (2008) A 50-year comparison of ambient ocean noise near San Clemente Island: A bathymetrically complex coastal region off Southern California. *Journal of the Acoustical Society of America* 124:1985–1992.
- McDonald, M. A., Hildebrand, J. A.,y Wiggins, S.M. (2006) Increases in deep ocean ambient noise in the Northeast Pacific west of San Nicolas Island, California. *Journal of the Acoustical Society of America* 120:711–718.
- Mercer, M.C. 1975. Modified Leslie-Delury population models of the long-finned pilot whale (*Globicephala melas*) and annual production of short-finned squid (*Illex illecebrosus*) based upon their interaction in Newfoundland. *J. Fish. Res. Bd Can.* 32:1145-54.
- Michaud, R. y Girad, J. 1998. VHF tracking of fin whales provides scientific ground for the management of whale watching in the St. Lawrence estuary. *World Marine Mammal Science Conference*, Monaco, January 1998. Abstracts, p. 91.
- Miller, W. G., G. Adams, T. A. Ficht, N. F. Cheville, J. P. Payeur, D. R. Harley, C. House, and S. H. Ridgway. 1999. *Brucella*-induced abortions and infection in

- bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 30: 100-110.
- Mitchell, E. y Reeves, R.R. 1988. Records of killer whales in the western North Atlantic, with emphasis on eastern Canadian waters. *Rit Fiskideildar* 11:161–193.
- Murphy, S., Collet, A. y Rogan, R. (2005) Mating strategy in the male common dolphin (*Delphinus delphis*): what gonadal analysis tells us. *Journal of Mammalogy*, 86(6):1247–1258.
- Mussi, B., R. Gabriele, A. Miragliuolo and M. Battaglia. 1998. Report of cetacean sightings and interactions with fisheries in the Archipelago Pontino Campano, Southern Tyrrhenian Sea, 1991–1995. In: Evans, P.G.H. (Ed.). *ECS 12th Annual Conference Report*. Monaco, France: 63–65.
- National Marine Fisheries Service (NMFS). 2006. Draft recovery plan for the sperm whale (*Physeter macrocephalus*). National Marine Fisheries Service, Silver Spring, MD. 92 p.
- National Marine Fisheries Service (NMFS). 2008. Biological Opinion for the 2008 Rim of the Pacific Exercise, several continuing exercises, and Research, Development, Test and Evaluation Activities. Office of Protected Resources, Endangered Species Division, Silver Spring, Maryland.
- National Marine Fisheries Service (NMFS). 2010. Recovery plan for the fin whale (*Balaenoptera physalus*). National Marine Fisheries Service, Silver Spring, MD. 121 pp.
- National Research Council (NRC). 2003. Ocean noise and marine mammals. National Academies Press, Washington, DC. 204 pp.
- National Research Council (NRC). 2005. Marine mammal populations and ocean noise: Determining when noise causes biologically significant effects. National Academies Press, Washington, DC. 142 pp.
- Natoli, A., Cañadas, A., Vaquero, C., Politi, P., Fernández-Piqueras, J. and Hoelzel, A.R. 2008. Conservation genetics of the short-beaked common dolphin (*Delphinus delphis*) in the Mediterranean Sea and eastern North Atlantic Ocean. *Conservation genetics* (online).
- Nedwell, J. y Edwards, B. (2002) Measurements of underwater noise in the Arun River during piling at County Wharf, Littlehampton. Report by Subacoustech, Ltd. to David Wilson Homes Ltd.
- Nelson, D. and Lien, J. 1996. The status of the long-finned pilot whale, *Globicephala melas*, in Canada. *Can. Field Nat.* 110:511-524.
- Neumann, D.R., Orams, M.B. (2006) Impacts of ecotourism on short-beaked common dolphins, *Delphinus delphis*, in Mercury Bay, New Zealand. *Aquat Mamm* 32:1–9.
- Nielsen, J.B., Nielsen, F., Jørgensen, P., Grandjean, P. 2000. Toxic metals and selenium in blood from pilot whales (*Globicephala melas*) and sperm whales (*Physeter catodon*). *Marine Pollution Bulletin* 40 (2) pp 348-351.
- Nieukirk, S.L., Stafford, K.M., Mellinger, D.K., Dziak, R.P. and Fox, C.G. (2004) Low-frequency whale and seismic airgun sounds recorded in the mid-Atlantic Ocean. *Journal of the Acoustical Society of America* 115:1832-1843.

- NOAA. 2010. LONG-FINNED PILOT WHALE (*Globicephala melas melas*): Western North Atlantic Stock. NOAA, 12p.
- Northridge S.P. 1984. World review of interactions between marine mammals and fisheries. Fisheries Technical paper 251. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. 191 p.
- Northridge, S. P. 1991. Driftnet fisheries and their impacts on nontarget species: a worldwide review. Fisheries technical paper 320. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Notarbartolo di Sciara G. 1990. A note on the cetacean incidental catch in the Italian driftnet swordfish fishery, 1986-1988. Rep. int. Whal. Commn 40:459.
- Notarbartolo di Sciara, G. y Birkun, A. Jr. 2010. Conserving whales, dolphins and porpoises in the Mediterranean and Black Seas: an ACCOBAMS status report, 2010. ACCOBAMS, Monaco.
- Notarbartolo di Sciara, G. y Demma, M. (1997) Guida dei mammiferi marini del Mediterraneo, 2nd edn. Franco Muzzio Editore, Padova.
- Notarbartolo di Sciara, G., Bearzi, G., Cañadas, A. y Frantzis, A. 2004. High mortality of sperm whales in the north-western Mediterranean, 1971-2003. Paper submitted to the Scientific Committee of the International Whaling Commission, Sorrento, 29 June – 10 July 2004. SC/56/BC10.
- Notarbartolo di Sciara, G., Venturino, M. C., Zanardelli, M., Bearzi, G., Borsani, F.J. and Cavalloni, B. 1993. Cetaceans in the central Mediterranean Sea: distribution and sighting frequencies. *Boll. Soc. Zool. Ital.* 60: 131-38.
- O'Shea, T. J. 2000a. PCBs not to blame. *Science* 288:1965-1966.
- O'Shea, T. J. 2000b. Cause of seal die-off in 1988 is still under debate. *Science* 290:1097-1098.
- O'Shea, T.J. and Aguilar, A. (2001) Cetacea and Sirenia. Pages 427-496 in R. F. Shore and B. A. Rattner, Editors. *Ecotoxicology of wild mammals*. John Wiley & Sons, Chichester, United Kingdom.
- O'Corry-Crowe GM, Suydam RS, Rosenberg A, Frost KJ, Dizon AE (1997) Phylogeography, population structure and dispersal patterns of the beluga whale *Delphinapterus leucas* in the western Nearctic revealed by mitochondrial DNA. *Mol Ecol* 6 (10): 955-970.
- Osterhaus, A.D.M.E. (1992) Morbillivirus infections in the Mediterranean Sea. In: *Proceedings of the Mediterranean striped dolphin mortality International Workshop, 1991, 4-5 Nov, Palma de Mallorca*. Pastor, X. and Simmonds, M. (eds.) Greenpeace Mediterranean Sea Project, p.105-109.
- Osterhaus, A.D.M.E. and Vedder, E. J. (1988) Identification of virus causing recent seal deaths. *Nature (London)*, 335:20.
- Palmisano F, Cardellicchio N, Zambonin PG (1995) Speciation of mercury in dolphin liver: a two-stage mechanism for the demethylation accumulation process and

role of selenium. *Mar Environ Res* 40: 1-12.

- Palsbøll P. J., Bérubé M., Aguilar A., Notarbartolo di Sciara G. y Nielsen R. 2004. Discerning between recurrent gene flow and recent divergence under a finite-site mutation model applied to North Atlantic and Mediterranean Sea fin whale (*Balaenoptera physalus*) populations. *Evolution* 58(3): 670-675.
- Palumbi, S. R., and C. S. Baker. 1994. Contrasting populations structure from nuclear intron sequences and mtDNA of humpback whales. *Mol. Biol. Evol.* 11:426–435.
- Panigada, P., Lauriano, G., Burt, L. Pierantonio, N. y Donovan, G. 2010. Monitoring Winter and Summer Abundance of Cetaceans in the Pelagos Sanctuary (Northwestern Mediterranean Sea) Through Aerial Surveys. *PLoS ONE* 6(7): e22878. doi:10.1371/journal.pone.0022878.
- Panigada, S., Pesante, G., Zanardelli, M., Capoulade, F., Gannier, A. y Weinrich, M. 2006. Mediterranean fin whales at risk from fatal ship strikes. *Marine Pollution Bulletin* 52: 1287-1298.
- Parrilla, G. y Kinder, T.H. (1987) Oceanografía física del mar de Alborán. *Bol Inst Español Oceanogr* 4:133–165.
- Pauly, D. y Palomares, M.L. (2000) Approaches for dealing with three sources of bias when studying the fishing down marine food web phenomenon. In: *Fishing Down the Mediterranean Food Webs? CIESM Workshop Series* (Ed. by F. Briand), pp. 61–66. Kerkyra, Greece, 26–30 July 2000.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R. y Torres, F. Jr (1998) Fishing down marine food webs. *Science*, 279, 860–863.
- Payne, P. M., and Heinemann, D. W. (1993). "The distribution of pilot whales (*Globicephala spp.*) in shelf/shelf-edge and slope waters of the northeastern United States, 1978-1988." *Biology of Northern Hemisphere Pilot Whales. Report of the International Whaling Commission, International Whaling Commission, Cambridge*, 51-68.
- Payne, R. y Webb, D. 1971. Orientation by means of long range acoustic signaling in baleen whales. *Annals of the New York Academy of Sciences* 188:110-142.
- Perrin, W.F. (1988) Dolphins, porpoises and whales. *An Action Plan for the Conservation of Biological Diversity: 1988–1992*. IUCN, Gland, Switzerland, 31 pp.
- Perrin, W.F., Wilson, C.E. y Archer, F.I. II (1994) Striped dolphin, *Stenella coeruleoalba* (Meyen, 1833). In: *Handbook of Marine Mammals, Vol. 5*. (Ed. by S.H. Ridgway & y R. Harrison), pp. 129–159. Academic Press, London.
- Pesante, G., A. Collet, Dhermain, F. Frantzis, A., Panigada, S., Zanardelli, M. (2002). Review of collisions in the Mediterranean Sea. Proceedings of the Workshop Collisions between cetaceans and vessels: can we find solutions? ECS Newsletter No. 40 - Special Issue, Rome, Italy, European cetacean Society.
- Pesante, G., Zanardelli, M. y Panigada, S. 2000. Evidence of man-made injuries on Mediterranean fin whales. *European Research on Cetaceans*, 14:192-193.
- Petchey, O.L., McPhearson, P.T., Casey, T.M. y Morin, P.J. (1999) Environmental

- warming alters food-web structure and ecosystem function. *Nature*, 402, 69–72.
- Pierce, G.J., Bailey, N., Stratoudakis, Y., and Newton, A. 1998. Distribution and abundance of the fished population of *Loligo forbesi* in Scottish waters: analysis of research cruise data. *ICES J: Mar. Sci.* 55: 14-33.
- Piroddi, C., Bearzi, G., Christensen, V. (2010) Effects of local fisheries and ocean productivity on the northeastern Ionian Sea ecosystem. *Ecological Modelling* 221, 1526–1544.
- Piroddi, C., Bearzi, G., Gonzalvo, J., Christensen, V. (2011) From common to rare: The case of the Mediterranean common dolphin. *Biological Conservation* 144:2490–2498.
- Pitman, R. L., Ballance, L. T., Mesnick, S. I. y Chivers, S. J. 2001. Killer whale predation on sperm whales: observations and implications. *Mar. Mamm. Sci.* 17, 494 – 507.
- Podestà M., Bortolotto A. 1997. Il Progetto Spiaggiamenti del Centro Studi Cetacei: analisi dei risultati di 11 anni di attività. *Natura – Soc. It. Sci. nat. Museo civ. Stor. Nat. Milano*, 90 (2): 145-158.
- Podestà M., D'Amico A., Pavan G., Drougas A., Komnenou A., Portunato N. 2006. A review of Cuvier's beaked whale strandings in the Mediterranean Sea. *Journal of Cetacean Research and Management* 7(3):251-261.
- Podestà, M. y Magnaghi, L. 1989. Unusual number of cetacean bycatches in the Ligurian Sea. *European Research on Cetaceans* 3:67-70.
- Poncelet E., Van Canneyt O., Boubert J.J. 1999. Considerable amount of plastic debris in the stomach of a Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*) washed ashore on the French Atlantic coast. 13th Biennial Conference of the Society for Marine Mammalogy, Hawaii (Maui, Hawaii, USA 28 November-3 December).
- Poncelet, E., van Canneyt, O. and Boubert, J-J, 2000. Considerable amount of plastic debris in the stomach of a Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*) washed ashore on the French Atlantic coast. *European Research on Cetaceans*, 14: 44-47.
- Praca, E., Laran, S., Lepoint, G., Thomé, J.-P., Quetglas, A., Belcari, P., Sartor, P., Dhermain, F., Ody, D., Tapie, N., Budzinski, H. y Das, K. 2011. Toothed whales in the northwestern Mediterranean: Insight into their feeding ecology using chemical tracers. *Marine Pollution Bulletin* 62: 1058–1065.
- Praca, Emilie, Sophie Laran, Gilles Lepoint, Jean-Pierre Thomé, Antoni Quetglas, Paola Belcari, Paolo Sartor, Frank Dhermain, Denis Ody, Nathalie Tapie, Hélène Budzinski, Krishna Das. 2011. Toothed whales in the northwestern Mediterranean: Insight into their feeding ecology using chemical tracers. *Marine Pollution Bulletin* 62: 1058–1065
- Pulcini, M., Angradi, A. M. and Sanna, A. 1993. Distribution and frequency of cetaceans in the Ligurian-Provençal Basin and in the North Tyrrhenian Sea (Mediterranean Sea). *Eur. Res. Cetaceans. [Abstracts]* 7: 144-7.
- Quiñones, R., Giovannini, A., Hernández-Orts, J., Raduán, A., Raga, A. y Fernández,

- M. (2011) Intestinal helminth fauna from mediterranean bottlenosed dolphin (*Tursiops truncatus*) and common dolphin (*Delphinus delphis*). Proceeding of The 86th Annual Meeting of the American Society of Parasitologists Sheraton Anchorage Hotel and Spa Anchorage, Alaska, June 1-4, 2011.
- Raga J.A., Pantoja J. (Eds.). 2004. Proyecto Mediterráneo. Zonas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español. 219pp. Ministerio de Medio Ambiente. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.
- Raga, J. A; Banyard A., Domingo M., Corteyn M., Van Bresse M.F., Fernández M., Aznar F.J., Barrett T. 2008. Dolphin Morbillivirus Epizootic Resurgence, Mediterranean Sea. Emerging Infectious Diseases. Vol. 14, No. 3
- Raga, J.A., and Carbonell, E. (1985) New data about parasites on *Stenella coeruleoalba* in the western Mediterranean. Invest. Cetacea 18, 207-213.
- Raga, J.A., Aznar, J., Balbuena, J.A., and Fernandez, M. (1992) Parasites and epizoots in striped dolphins affected by an epizootic in the western Mediterranean. In: Proceedings of the Mediterranean striped dolphin mortality International Workshop, 1991, 4-5 Nov, Palma de Mallorca. Pastor, X. and Simmonds, M. (eds.) Greenpeace Mediterranean Sea Project, p.39-46
- Read, A. (2008) The looming crisis: interactions between marine mammals and fisheries. Journal of Mammalogy 89, 541-548.
- Reeves R., Notarbartolo di Sciara G. (compilers and editors). 2006. The status and distribution of cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea. IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, Malaga, Spain. 137 pp.
- Rendell, L. E., and Gordon, J. C. D. (1999). "Vocal response of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) to military sonar in the Ligurian Sea." *Marine Mammal Science*, 15(2), 198-206.
- Reyff, J. (2003) Underwater sound levels associated with seismic retrofit construction of the Richmond- San Rafael Bridge. Draft Report.
- Reyff, J., Donavan, P. y Greene, C. R. Jr. (2002) Underwater sound levels associated with construction of the Benicia-Martinez Bridge. Produced by Illingworth & Rodkin, Inc. and Greeneridge Sciences under contract to the California Department of Transportation, Task Order No. 18, Contract No. 43A0063.
- Richardson, W.J., Greene, C.R., Malme, C.I. y Thomson, D.H. (eds.) 1995. Marine mammals and noise. Academic Press. 576 pp.
- Richter, C., Dawson, S.M. y Slooten, E. 2006. Impacts of commercial whale-watching on male sperm whales at Kaikoura, New Zealand. *Marine Mammal Science* 22(1). 46-63.
- Richter, C.F., Dawson, S.M. y Slooten, E. 2003. Sperm whale watching off Kaikoura, New Zealand: effects of current activities on surfacing and vocalisation patterns. *Science for Conservation* 219. Department of Conservation, Wellington. 78 p.
- Ritter, F. 2009. Collisions of sailing vessels with cetaceans worldwide: First insights into a seemingly growing problem. IWC SC/61/BC1

- Rodríguez Roda, J. 1964. Biología del atún (*Thunnus thynnus* L.) de la costa sudatlántica española, Investigaciones Pesqueras 25, pp. 33-146.
- Rodríguez Roda, J. 1973. Descripción de la pesquería de atún rojo *Thunnus thynnus* (L.) de almadraba, ICCAT, Colección de documentos científicos 11, Madrid, pp. 401-404.
- Roberts, J.C., Jr., Boice, R. C., Brownell, R.L.Jr. y Brown, D.H. 1965. Spontaneous atherosclerosis in Pacific toothed and baleen whales. Pages 151-155 in J. C. Roberts, Jr. and R. Straus, editors. Comparative atherosclerosis: the morphology of spontaneous and induced atherosclerotic lesions in animals and its relation to human disease. Harper and Row, New York, New York.
- Roberts, M. J., and Sauer, W. H. H. 1994. Environment: key to understanding the South African chokka squid (*Loligo vulgaris reynaudii*) life cycle and fishery. Antarctic Science, 6: 249–258.
- Roche, C., Gasco, N., Duhamel, G. y Guinet C. 2007. Marine mammals and demersal long line fishery interactions in Crozet and Kerguelen Exclusive Economic Zones: an assessment of the depredation level. CCAMLR Science. 14, 67-82.
- Rodríguez J (1982) Oceanografía del mar Mediterráneo. Ed. Pirámide, Madrid.
- Romano, T.A., Keogh, M.J., Kelly, C. Feng, P., Berk, L. Schlundt, C.E., Carder, D.A. y Finneran, J.J. (2003) Anthropogenic sound and marine mammal health: measures of the nervous and immune systems before and after intense sound exposure. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 61:1124-1134.
- Ross, D. 2005. Ship sources of ambient noise. IEEE Journal of Oceanic Engineering 30(2):257-261.
- Ross, P. S., Visser, I.K.G., Broeders, H.W.J, Van de Bildt, M.W.G., Bowen, W.E.D. and Osterhaus, A.D.M. (1992) Antibodies to phocine distemper virus in Canadian seals. Vet. Rec.130:514-516.
- Ross, P.S., Ellis, G.M., Ikononou, M.G., Barrett-Lennard, L.G. y Addison, R.F.. 2000. High PCB concentrations in free-ranging Pacific killer whales, *Orcinus orca*: effects of age, sex and dietary preference. Mar Pollut Bull 40:504–15.
- Rossmann, M.J. 2010. Estimated Bycatch of Small Cetaceans in Northeast US Bottom Trawl Fishing Gear during 2000–2005. J. Northw. Atl. Fish. Sci., Vol. 42: 77–101
- Rosso, M., Aurelie, M. and Wurtz, Maurizio. 2009. Population size and residence patterns of Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*) in the Genova canyon, north-western Mediterranean Sea. 18th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals. Quebec City, 12-16 October 2009.
- Rubín, J.P. (1994) El ictioplacton y el medio marino en los sectores norte y sur del mar de Alborán, en junio de 1992. Informe Técnico del Instituto Español de Oceanografía 146, Madrid.
- Rubín, J.P., Gil, J., Ruiz, J., Cortés, M.D., Jiménez-Gómez, F., Parada, M., Rodríguez, J. (1992) La distribución ictioplanctónica y su relación con parámetros físicos,

químicos y biológicos en el sector norte del Mar de Alborán, en julio de 1991 (Resultados de la Campaña 'Ictio.Alborán 0791'). Informe Técnico del Instituto Español de Oceanografía.139, Madrid.

- Sagarminaga, R.y Cañadas, A. (1995) Studying a possible competition for ecological niche between the common dolphin, *Delphinus delphis*, and striped dolphin, *Stenella coeruleoalba*, along the southeastern coast of Spain. European Research on Cetaceans, 9, 114–117.
- Salazar Sierra, J.M., Torres Barranco, F.J. y Cabaleiro Mora E. (2008) Estudio de los aspectos socioeconómicos y de conservación de la actividad de avistamiento de cetáceos. Fundación Migres, 232 pp.
- Salazar-Sierra, J., De Stephanis, R., Cañadas, A., Verborgh, P., Perez-Gimeno, N., Sagarminaga, R. y Guinet, C. 2004 Evidences of exchanges of fin whales through the Strait of Gibraltar. Presented at the 18th Annual Conference of the European Cetacean Society. Kolmården, Sweden, 28-31 March.
- Sanford, E. (1999) Regulation of keystone predation by small changes in ocean temperature. Science, 283, 2095–2097.
- Sanpera, C. y Aguilar, A. 1992. Modern whaling off the Iberian Peninsula during the 20th century. Reports of the International Whaling Commission 42: 723-730.
- Santos, M.B., Martin, V., Arbelo, M., Fernandez, A., Pierce, G.J. 2007. Insights into the diet of beaked whales from the atypical mass stranding in the Canary Islands in September 2002. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 87: 243-251. DOI: 10.1017/S0025315407054380 Published online: 2007
- Santos, M.B., Pierce, G.J., Herman, J., Lopez, A., Guerra, A., Mente, E., Clarke, M.R. 2001 Feeding ecology of Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*): a review with new information on the diet of this species. Journal of the Marine Biological Association of the UK 81: 687-694. DOI: 10.1017/S0025315401004386 Published online: 2001
- Scalise S., Moulins A., Rosso M., Corsi A., Würtz M. 2005. First results on Cuvier's beaked whale distribution in the Ligurian Sea related to depth and depth gradient. 34th Annual Symposium of the European Association for Aquatic Mammals.Riccione, Italy. March, 17-20.
- Scarpaci, C., Bigger, S.W., Corkeron, P.J., Nugegoda, D. (2000) Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) increase whistling in the presence of 'swim-with-dolphin' tour operations. J Cetacean Res Manag 2:183–185.
- Schlundt, C.E., Finneran, J.J., Carder, D.A.y Ridgway, S.H. (2000) Temporary shift in masked hearing thresholds of bottlenose dolphins and white whales after exposure to intense tones. Journal of the Acoustical Society of America 107:3496-3508.
- Sella, M. 1928. Biologia e pesca del tonno (*Thunnus thynnus* L), Atti del Convegno di Biologia Marina Applicata alla Pesca, Messina, pp. 1-32.
- Selling, J. 2007. Fin whales off Gibraltar. 21st Ann. Meeting European Cetacean Society, San Sebastian, Spain 22-25 April 2007.
- Selzer, L.A.y Payne, P.M. (1988) The distribution of white-sided (*Lagenorhynchus acutus*) and common dolphins (*Delphinus delphis*) vs. environmental features of

- the continental shelf of the northeastern United States. *Marine Mammal Science*, 4, 141–155.
- Sergeant, D. E., and H. D. Fisher. 1957. The smaller Cetacea of eastern Canadian waters. *J. Fish. Res. Board Can.* 14:83-115..
- Sergeant, D.E. 1962. The biology of the pilot or pothead whale *Globicephala melaena* (Traill) in Newfoundland waters. *Bull. Fish. Res. Board Can.* 132:1-84.
- Shoham-Frider E, Amiel S, Roditi-Elasar M, Kress N. 2002. Risso's dolphin (*Grampus griseus*) stranding on the coast of Israel (eastern Mediterranean). Autopsy results and trace metal concentrations. *Sci. Tot. Environ.* 295 (1-3):157-166.
- Serna, J.M. De la Alot, E., Majuelos, E. and Rioja, P. 2004. La migración trófica post- reproductiva del atún rojo, ICCAT Collective Volume of Scientific Papers 56.3, Madrid, pp. 1196-1209.
- Silvani, L., Gazo, M.y Aguilar, A. (1999) Spanish driftnet fishing and incidental catches in the western Mediterranean. *Biological Conservation* 90: 79-85.
- Simmonds, M.P. y López-Jurado, L.F. (1991) Whales and the military. *Nature* 351: 448.
- Simonds M.P. 2011. Eating Plastic: a preliminary evaluation of the impact on cetaceans of ingestion of plastic debris. In: The 63rd Annual Meeting of the International Whaling Commission, Tromso, Norway, SC/63/E3.
- Southall, B., Berkson, J., Bowen, D., Brake, R., Eckman, J., Field, J., Gisiner, R., Gregerson, S., Lang, W., Lewandoski, J., Wilson, J., y Winokur, R. 2009. Addressing the Effects of Human-Generated Sound on Marine Life: An Integrated Research Plan for U.S. federal agencies. Interagency Task Force on Anthropogenic Sound and the Marine Environment of the Joint Subcommittee on Ocean Science and Technology. Washington, DC. 79 p.
- Southall, B.L., Bowles, A.E., Ellison, W.T., Finneran, J.J., Gentry, R.L., Greene Jr., C.R., Kastak, D., Ketten, D.R., Miller, J.H., Nachtigall, P.E., Richardson, W.J., Thomas, J.A. y Tyack, P.L. 2007. Marine mammal noise exposure criteria: Initial scientific recommendations. *Aquatic Mammals* 33:411-521.
- Srour, A., 1994, Développement de la nouvelle pêche artisanale au thon rouge dans la région de Ksar sghi r. Note d'information n° 26. ISPM. PP: 10-11.
- Stanners, D.y Bourdeau, P. (1995) Europe's Environment: the Dobris Assessment. European Environment Agency, Copenhagen.
- Steele, J., de Stephanis, R., MacGregor, S. y Acevedo-Whitehouse, K. 2009. Preliminary characterisation of respiratory bacteria in long-finned pilot whales, *Globicephala melas*, from the Strait of Gibraltar. Poster presented at 18th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Quebec.
- Steele, J., R. de Stephanis, S. MacGregor and Karina Acevedo-Whitehouse. 2009. Preliminary characterisation of respiratory bacteria in long-finned pilot whales, *Globicephala melas*, from the Strait of Gibraltar. Biennial conference of the SMM 2009 Quebec, Canada.
- Stergiou, K., Koulouris, M. (2000) Fishing down the marine food webs in the Hellenic seas. In: Durand, F. (Ed.), *Fishing Down the Mediterranean Food Webs?*

Proceedings of a CIESM Workshop, CIESM Workshop Series No. 12, Kerkyra, pp. 73–78.

- Stockin, K.A., Lusseau, D., Binedell, V., Wiseman, N., Orams, M.B. (2008) Tourism affects the behavioural budget of the common dolphin *Delphinus* sp. in the Hauraki Gulf, New Zealand. *Marine Ecology Progress Series* 355: 287–295.
- Stone, C.J. y Tasker, M.L. (2005) The effects of seismic airguns on cetaceans in UK waters. *J Cetacean Res Manage* 8: 255-263.
- Stone, G.S., Katona, S.K., Mainwaring, A., Allen, J.M. y Corbett, H.D. 1992. Respiration and surfacing rates of fin whales (*Balaenoptera physalus*) observed from a lighthouse tower. *Rep. Int. Whal. Commn.* 42:739–745.
- Straley, J., T., O'Connell, S. Mesnick, L. Behnken y J. Liddle. 2005. North Pacific Research Board Project Final Report. Sperm Whale and Longline Fisheries Interactions in the Gulf of Alaska.
- Szymanski, M. D., Bain, D. E. , Kiehl, K., Pennington, S., Wong, S. y K. R. Henry. 1999. Killer whale (*Orcinus orca*) hearing: auditory brainstem response and behavioral audiograms. *Journal of the Acoustical Society of America* 106:1134-1141.
- Tanabe, S., Watanabe, S., Kan, H. y Tatsukawa, R. (1988) Capacity and mode of PCB metabolism in small cetaceans. *Mar Mamm Sci* 4:103–24.
- Tapie, N., Legavre, T., Eynaudi, A., Ody, D., y Budzinsky, H. 2010. Contamination en PCB, OCP et PBDE des rorquals communs de Méditerranée. Colloque national d'écologie scientifique, Vol. 382. Montpellier (France).
- Tarpley, R.J. y Marwitz, S. 1993. Plastic debris ingestion by cetaceans along the Texas coast: Two case reports. *Aquatic Mammals* 19(2): 93–98.
- Tezanos-Pinto, G. y Baker, C.S. (2011) Short-term reactions and long-term responses of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) to remote biopsy sampling. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. iFirst, 1-17.
- Tilt, W. C. 1986. Whale watching in California: survey of knowledge and attitudes. Yale School of Forestry and Environmental Studies, Yale University, New Haven, Connecticut.
- Tomilin, A.G. 1957. Mammals of the USSR and adjacent countries.
- Trites, A., Christensen, V., Pauly, D. (2006) Effects of fisheries on ecosystems: just another top predator? In: Boyd, I.L., Wanless, S., Camphuysen, C. (Eds.), *Top Predators in Marine Ecosystems: Their Role in Monitoring and Management, Conservation Biology*, pp. 11–27.
- Tudela, S. 2004. Ecosystem effects of fishing in the Mediterranean: an analysis of the major threats of fishing gear and practices to biodiversity and marine habitats. *Studies and Reviews. General Fisheries Commission for the Mediterranean*. No. 74. Rome, FAO. 2004. 44p.
- Tudela, S., Kai Kai, A., Maynou, F., El Andalossi, M.y Guglielmi, P. (2005) Driftnet fishing and biodiversity conservation: the case study of the large-scale Moroccan driftnet fleet operating in the Alboran Sea (SW Mediterranean).

Biological Conservation 121:65–78.

Tyack, P. L. y Clark, C. W. (1999) Quick-look: playback of low-frequency sound to gray whales migrating past the central California coast – January 1998. Unpublished report.

Tyack, P., Gordon, J. y Thompson, D. (2004) Controlled exposure experiments to determine the effects of noise on large marine mammals. *Marine Technical Society Journal* 37:41-53.

UNEP (United Nations Environment Programme)/IUCN (1994) Technical report on the state of cetaceans in the Mediterranean. Mediterranean Action Plan Technical Reports Series No. 82, UNEP, Regional Activity Centre for Specially Protected Areas, Tunis.

UNEP, 2002. Regionally based assessment of persistent toxic substances. Mediterranean Regional report. UNEP, Geneva, Switzerland.

Universidad Autónoma de Madrid y Alnitak (2002) Identificación de las áreas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español. Memoria final. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Medio Ambiente.

Universitat de Barcelona. 1994. Inventario de cetáceos mediterráneos ibéricos: Status y problemas de conservación. Memoria final (Ref.:114575). ICONA (Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza), Ministerio de Medio Ambiente.

University of Barcelona. 1995. SUROESTE. A survey of interactions between marine mammals and fisheries in the southwestern waters of the EEC (SUROESTE). Final Report to the General Directorate for Fisheries, EC DGXIV. Project PEM/92/3507. 113p

Urquiola, E. and De Stephanis, R. (2000) Growth of whale watching in Spain. The success of the platforms in south mainland, new rules. In: Evans PGH, Pitt-Aiken R, Rogan E (eds) *European Research on Cetaceans 14: Fourteenth annual conference of the European Cetacean Society*, Cork, Ireland, p 198-204.

Valeiras, J. and Camiñas, J. A. 2001. Captura accidental de mamíferos marinos en las pesquerías españolas de palangre de pez espada y túnidos en el Mediterráneo. II Simposium de la Sociedad Española de Cetáceos. SEC. Noviembre, Valsain, Segovia.

Valsecchi, E., Amos, W., Raga, J.A., Podestà, M. y Sherwin, W. 2004. The effects of inbreeding on mortality during a morbillivirus outbreak in the Mediterranean striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*). *Animal Conservation* 7:139-146.

Van Bresse, M. F., K. Van Waerebeek, and J. A. Raga. 1999. A review of virus infections of cetaceans and the potential impact of morbilliviruses, poxviruses, and papillomaviruses on host population dynamics. *Diseases of Aquatic Organisms* 38: 53-65.

Van Waerebeek, K. y Leaper, R. 2008. Second report of the IWC Vessel Strike Data Standardisation Working Group. Report to the International Whaling Commission's Scientific Committee at the IWC's 60th Annual Meeting, Santiago,

Chile, June 2008.

- Vanderlaan, A.S.M. y Taggart, C.T. 2007. Vessel Collisions with Whales: The Probability of Lethal Injury Based on Vessel Speed. *Mar. Mamm. Sci.* 23:144–156.
- Verborgh, P., de Stephanis, R., Gauffier, P., García Tiscar, S., Esteban, R., Minvielle-Sebastia, L., Ridoux, V., Dabin, W., Llavona, A., Marcos Ipiña, E., Monteiro, S., Ferreira, M., Monaghan, N.T., Berrow, S., Fossi, M.C., Marsili, L., Laran, S., Praca, E., Cañadas, A.,
- Sagarminaga, R., Murcia, J.L. y García P. (2010) Population structure of long-finned pilot whales in Europe. Oral presentation at the 24th Ann. Meeting European Cetacean Society, Stralsund, Germany 22-24 March 2010.
- Verborgh, P., de Stephanis, R., Pérez, S., Jaget, Y., Barbraud C., Guinet, C. 2009. Survival rate, abundance, and residency of long-finned pilot whales between 1999 and 2005 in the Strait of Gibraltar. *Marine Mammal Science*, 25(3): 523–536.
- Viale, D. (1985) Cetaceans in the northwestern Mediterranean: their place in the ecosystem. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 23, 491–571.
- Villar, S., Salazar, J.M., Esteban, R., de Stephanis, R. Y Carbó-Peche, M. (2007) Cetacean distribution in the strait of Gibraltar and analysis of the most observed species from whale watching platforms. 21st Conference of the European Cetacean Society, April 2007. San Sebastian (Spain).
- Visser, I. K. G., Van Bressem, M.E., De Swart, R. L., Van De Bildt, M. W. G., Vos, H. W., Van Der Heijden, R. W. J., Saliki, J. T., Orvell, C., Kitching, P., Kuiken, T., Barrett, T. y Osterhaus, A. D. M. E. (1993) Characterization of morbilliviruses isolated from dolphins and porpoises in Europe. *Journal of General Virology* 74, 631-641.
- Vos, J.G. and Luster, M. I. (1989) Immune alterations. In: Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products. R.D. Kimbrough and A.A. Jensen (eds) Elsevier Scientific Publications, Amsterdam. Pp: 295-324.
- Wada, S. 1988. Genetic differentiation between two forms of short-finned pilot whales off the Pacific coast of Japan. *Scientific reports of the Whale Research Institute* 39: 91-101.
- Wade, P.R. (1998) Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Marine Mammal Science* 14(1):1-37.
- Wade, P.R. and R.P. Angliss. 1997. Guidelines for assessing marine mammal stocks: Report of the GAMMS Workshop April 3-5, 1996, Seattle, Washington. NOAA Tech. Memo. NMFS-OPR-12. 93 pp.
- Wafo, E; Sarrazin, L; Diana, C; Dhermain, F; Schembri, T; Lagadec, V; Pecchia, M. and Rebouillon, P. 2005. Accumulation and distribution of organochlorines (PCBs and DDTs) in various organs of *Stenella caeruleoalba* and a *Tursiops truncatus* from Mediterranean littoral environment (France). *Science Total Environment*. 348: 115-127.

- Wakefield, E.D. (2001). The vocal behaviour and distribution of the short-beaked common dolphin *Delphinus delphis* L. (1785) in the Celtic Sea and adjacent waters, with particular reference to the effects of seismic surveying. MSc Thesis. School of Ocean Sciences, University of Wales, Bangor.
- Waring, G.T., P. Gerrior, P.M. Payne, B.L. Parry and J.R. Nicolas 1990. Incidental take of marine mammals in foreign fishery activities off the northeast United States, 1977-1988. Fish. Bull. 88(2): 347-360.
- Warner, N., S.L. Mesnick y J. Straley. 2005. Sperm whale depredation on demersal longlines worldwide. Working Paper CARP/HI/9 at the Cachalot Assessment Research Planning (CARP) Workshop, 1-3 March 2005, Woods Hole, MA.
- Watkins, W.A., K.E. Moore, and P. Tyack. 1985. Sperm whale acoustic behaviors in the southeast Caribbean. Cetology 49:1-15.
- Watkins, W.A., K.E. Moore, D. Wartzok, y J.H. Johnson (1981) Radio tracking of finback (*Balaenoptera physalus*) and humpback (*Megaptera novaeangliae*) whales in Prince William Sound, Alaska. Deep-Sea Research 28A:577-588.
- Weinrich, M.T. 2004. A review of worldwide collisions between whales and fast ferries. Paper SC/56/BC9 presented to the IWC Scientific Committee, July 2004, Sorrento, Italy, 8pp.
- Weller, D.W. 2008. Predation on Marine Mammals, en Encyclopedia of Marine Mammals, Second edition. Edited by William F. Perrin, Bernd Würsig and J.G.M. Thewissen. Academic Press 1355p.
- Whitehead, H. 2002. Estimates of the current global population size and historical trajectory for sperm whales. Mar. Ecol. Prog. Ser. 242: 295-304 .
- Whitehead, H. 2003. Sperm Whales: Social Evolution in the Ocean. University of Chicago Press, Chicago. 431 p.
- Whitehead, H. 2008. Sperm whale (*Physeter macrocephalus*). pp. 1091-1097. En Encyclopedia of marine mammals, Eds. Perrin, W.F.; Würsig, B. y J.G.M. Thewissen. Academic Press, 2nd Edition. 1382 p.
- Wigley, S.E. and Serchuk, F.M. (1992) Spatial and temporal distribution of juvenile cod *Gadus morhua* in the Georges Bank-Southern New England region. Fish. Bull. US, 90: 599-606.
- Williams, R., Trites, A.W. y Bain D. E. 2002a. Behavioural responses of killer whales (*Orcinus orca*) to whale-watching boats: opportunistic observations and experimental approaches. Journal of Zoology (London) 256:255-270.
- Williams, R., Bain, D. E. Ford, J. K. B. y Trites, A.W. 2002b. Behavioural responses of male killer whales to a 'leapfrogging' vessel. Journal of Cetacean Research and Management 4:305-310.
- Wilson, J.; Rotterman, L. & Epperson, D. 2006: Minerals Management Service overview of seismic survey mitigation and monitoring on the US outer continental shelf. 13pp. – IWC SC/58/E8.
- Winsor, M.H. y Mate, B.R. 2006. Seismic survey activity and the proximity of satellite-

tagged sperm whales. 8pp. – IWC SC/58/E16.

- Würsig, B. y Richardson W. J. (2002) Noise, effects of. In: Encyclopedia of Marine Mammals (Perrin WF, Würsig B, Thewissen JGM, eds.) Academic press, San Diego. 794-801.
- Würsig, B., Reeves, R.R. y Ortega-Ortiz, J.G. (2002) Global climate change and marine mammals. pp. 589–608. En Marine mammals: biology and conservation, Eds. Evans P.G.H. y Raga, J.A. Kluwer Academic/Plenum Publishers, Nueva York. 626 p.
- Wurtz, M.y Marrale, D. (1991) On the stomach contents of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba* Meyen 1933) from the Ligurian coast, central Mediterranean Sea. European Research on Cetaceans, 5, 62–64.
- WWF/ATRT S.L., 2006, The plunder of bluefin tuna in the Mediterranean and East Atlantic in 2004 and 2005 Uncovering the real story. The collapse of fisheries management An independent study conducted by ATRT, S.L. for WWF.
- Yeung, C. 1999. Revised mortality estimates of marine mammal bycatch by the U.S. Atlantic pelagic longline fleet in 1992-1997 based on serious injury guidelines. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-429, 23p.
- Ylitalo, G.M., Matkin, C.O., Buzitis, J., Krahn, M.M., Jones, L.L. y Rowles, T., 2001. Influence of lifehistory parameters on organochlorine concentrations in free-ranging killer whales (*Orcinus orca*) from Prince William Sound, AK. Sci Total Environ 17:183–203.
- Yonezawa, M., Nakamine, H., Tanaka, T. y Miyaji, T. 1989. Hodgkin's disease in a killer whale (*Orcinus orca*). Journal of Comparative Pathology 100:203-207.
- Zaitsev, Y.y Mamaev, V. (1997) Marine Biological Diversity in the Black Sea: A Study of Change and Decline. United Nations Publications, New York.
- Zimmer, W.M.X. (2003) Sonar systems and stranding of beaked whales. - Document AC10/Doc. 44 (S) presented to ASCOBANS 10th Advisory Committee Meeting, Bonn, Germany, 9 -11 April 2003.