

Análisis de la distribución y estado de la población del cachalote (*Physeter macrocephalus*) así como sobre sus presiones y amenazas en el Estrecho

Noviembre 2023

LIFE IP INTEMARES

Gestión integrada, innovadora participativa de la Red Natura 2000 en el medio marino español

LIFE15 IP ES012 – INTEMARES

Acción 2.4 Mejora del conocimiento para la gestión LIFE15 IP ES012 – INTEMARES

Autoría: Dr. Renaud de Stephanis.



Coordinación y revisión: Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

Edita:

El proyecto LIFE INTEMARES avanza hacia el objetivo de lograr una gestión eficaz de los espacios marinos de la Red Natura 2000, con la participación de los sectores implicados y con la investigación como herramientas básicas.

La Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico coordina el proyecto. Participan como socios el propio ministerio, a través de la Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación; la Junta de Andalucía, a través de la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible, así como de la Agencia de Medio Ambiente y Agua; el Instituto Español de Oceanografía; AZTI; la Universidad de Alicante; la Universidad Politécnica de Valencia; la Confederación Española de Pesca, SEO/BirdLife y WWF-España. Cuenta con la contribución del Programa LIFE de la Unión Europea.



Coordina



Socios



Fecha de edición:

Noviembre 2023

INDICE

| | |
|--|-----------|
| 1. Resúmenes..... | 4 |
| 1.1 Resumen ejecutivo..... | 4 |
| 1.2 Executive summary | 4 |
| 2. Introducción..... | 6 |
| 2.1 Descripción de la especie | 7 |
| 2.2 Taxonomía de la especie..... | 8 |
| 2.3 Límites geográficos..... | 9 |
| 2.4 Distribución mundial..... | 9 |
| 2.5 Distribución en el Mediterráneo | 11 |
| 2.6 Distribución en el Mediterráneo español..... | 12 |
| 2.7 Abundancia..... | 14 |
| 2.8 Dieta..... | 14 |
| 2.9 Reproducción y crecimiento | 15 |
| 2.10 Comportamiento acústico | 16 |
| 2.11 Comportamiento y estructura social..... | 18 |
| 3. Presiones y Amenazas..... | 19 |
| 3.1 Amenazas a la conservación de la especie en el área de estudio..... | 20 |
| 3.2 Interacciones con pesquerías..... | 21 |
| 3.3 Interacciones con embarcaciones..... | 22 |
| 3.4 Colisión con embarcaciones | 22 |
| 3.5 Efecto del avistamiento recreativo de cetáceos | 24 |
| 3.6 Contaminación | 26 |
| 3.7 Efecto de la contaminación química..... | 27 |
| 3.8 Efectos de la contaminación física: Macrocontaminación y basuras marinas | 27 |
| 3.9 Efecto de la contaminación acústica..... | 28 |
| 3.10 Investigación..... | 30 |
| 3.11 Depredación y mortalidad natural..... | 31 |
| 3.12 Caza ballenera | 32 |
| 3.13 Cambio climático y del ecosistema..... | 34 |
| 3.14 Varamientos..... | 34 |
| 4. Estado de protección y conservación..... | 35 |
| 5. Bibliografía consultada..... | 37 |

1. Resúmenes

1.1 Resumen ejecutivo

En este informe se detalla la información recopilada en el marco del proyecto "Análisis de la distribución y estado de la población del cachalote (*Physeter macrocephalus*) así como sobre sus presiones y amenazas en el Estrecho, en el marco del proyecto LIFE-IP-PAF INTEMARES (LIFE15 IPE ES 012) Gestión integrada, innovadora y participativa de la Red Natura 2000 en el medio marino español". Los aspectos más importantes obtenidos en el estudio se detallan a continuación:

Distribución: El cachalote, con distribución mundial amplia, realiza migraciones estacionales desde los polos en verano hasta aguas tropicales en invierno. En el Mediterráneo, su presencia abarca desde el estrecho de Gibraltar hasta la parte oriental, concentrándose más en el oeste. Las áreas clave incluyen el mar Tirreno, mar de Liguria y las Islas Baleares, donde se observan grupos sociales, indicando importancia para la reproducción. En el Mediterráneo español, se distribuye desde el estrecho de Gibraltar hasta la cuenca oriental, preferentemente en hábitats de aguas profundas. El estrecho de Gibraltar es considerado crítico para la conservación de la especie, según los planes en desarrollo. Muestran migraciones estacionales hacia polos en verano y aguas tropicales en invierno.

Abundancia: La población mundial de cachalotes se estima en 360,000 individuos, extrapolando datos de estudios que cubren el 24% de su hábitat. En el Mar Mediterráneo, la distribución bimodal se asocia con singularidades topográficas y frentes térmicos. El archipiélago de las Baleares en España es reconocido como un área importante, con observaciones regulares de hembras, crías y machos solitarios. Estudios recientes sugieren una abundancia de 586 cachalotes en la parte sur de la cuenca occidental del mar Mediterráneo.

Comportamiento social: Los cachalotes presentan dos comportamientos principales: alimentación a grandes profundidades y socialización/descanso en la superficie. Durante la alimentación, pasan más del 72% del tiempo bajo el agua, con inmersiones de 40-50 minutos y emiten chasquidos para la ecolocalización. En la superficie, forman "clusters" con comportamientos coordinados, emitiendo vocalizaciones como las codas para mantener la cohesión social. La estructura social incluye grupos familiares estables, grupos de machos solteros y machos adultos solitarios, con una función social importante en la unión del grupo familiar. En el Mediterráneo, los avistamientos suelen ser de individuos solitarios o grupos pequeños, con un promedio de 1,5 individuos por grupo.

Estado de protección: El cachalote, a pesar de la intensa caza comercial en el siglo XX que redujo su población en un tercio, es el cetáceo más abundante. La especie ahora está protegida y su conservación se aborda en acuerdos internacionales como ACCOBAMS. Clasificado como "Vulnerable" por la UICN a nivel mundial y "En Peligro de Extinción" en el Mar Mediterráneo, está incluido en varios apéndices de convenios internacionales y en la lista de especies amenazadas en España. La estrategia de conservación se basa en tratados, directivas europeas y políticas nacionales que abarcan la protección de hábitats, comercio internacional y medidas específicas de conservación.

Presiones y amenazas: El cachalote en el Mediterráneo enfrenta amenazas significativas, como el enmalle en redes de pesca de atún, colisiones con embarcaciones, tráfico marítimo y ruido submarino. Las redes ilegales, las perturbaciones por tráfico marítimo intenso y colisiones, junto con el ruido de actividades humanas bajo el agua, representan riesgos significativos para la supervivencia de la especie. Además, la actividad de avistamiento recreativo de cetáceos, si no está regulada adecuadamente, puede perturbar y dañar a los cachalotes y sus poblaciones.

1.2 Executive summary

This report details the information gathered in the framework of the project "Analysis of the distribution and population status of the sperm whale (*Physeter macrocephalus*) as well as its pressures and threats in the Strait, within the framework of the LIFE-IP-PAF INTEMARES project (LIFE15 IPE ES 012) Integrated, innovative and participatory management of the Natura 2000 Network in the Spanish marine environment". The most important aspects obtained in the study are detailed below:

Distribution: The sperm whale, with a wide global distribution, makes seasonal migrations from the poles in summer to tropical waters in winter. In the Mediterranean, its presence ranges from the Strait of Gibraltar to the eastern part, concentrating more in the west. . Key areas include the Tyrrhenian Sea, Ligurian Sea and the Balearic Islands, where social groups are observed, indicating importance for breeding. In the Spanish Mediterranean, it is distributed from the Strait of Gibraltar to the eastern basin, preferably in deep water habitats. The Strait of Gibraltar is considered critical for the conservation of the species, according to developing plans. They show seasonal migrations towards the poles in summer and tropical waters in winter.

Abundance: The world population of sperm whales is estimated at 360,000 individuals, extrapolating from surveys covering 24% of their habitat. In the Mediterranean Sea, the bimodal distribution is associated with topographic singularities and thermal fronts. The Balearic archipelago in Spain is recognised as an important area, with regular observations of females, young and single males. Recent surveys suggest an abundance of 586 sperm whales in the southern part of the western basin of the Mediterranean Sea.

Social behaviour: Sperm whales exhibit two main behaviours: feeding at great depths and socialising/resting at the surface. During feeding, they spend more than 72% of their time underwater, with dives of 40-50 minutes, and emit clicks for echolocation. At the surface, they form "clusters" with coordinated behaviour, emitting vocalisations such as codas to maintain social cohesion. The social structure includes stable family groups, single male groups and solitary adult males, with an important social function in family group bonding. In the Mediterranean, sightings are usually of solitary individuals or small groups, with an average of 1.5 individuals per group.

Protected status: The sperm whale, despite intense commercial hunting in the 20th century that reduced its population by a third, is the most abundant cetacean. The species is now protected and its conservation is addressed in international agreements such as ACCOBAMS. Classified as "Vulnerable" by the IUCN worldwide and "Endangered" in the Mediterranean Sea, it is included in several appendices of international conventions and in the list of endangered species in Spain. The conservation strategy is based on treaties, European directives and national policies covering habitat protection, international trade and specific conservation measures.

Pressures and threats: The sperm whale in the Mediterranean faces significant threats, such as gillnetting in tuna fishing nets, collisions with vessels, maritime traffic and underwater noise. Illegal nets, disturbance from heavy maritime traffic and collisions, together with noise from human activities underwater, represent significant risks to the survival of the species. In addition, recreational whale watching activities, if not properly regulated, can disturb and harm sperm whales and their populations.

2. Introducción

El presente informe representa una compilación exhaustiva de los conocimientos científicos más recientes acerca de la presencia y comportamiento de cachalotes en el estrecho de Gibraltar. Este documento se integra dentro del marco más amplio del proyecto "Campañas de fotoidentificación de la población de cachalotes (*Physeter macrocephalus*) en el Estrecho de Gibraltar", que abarca el marcado satelital de 12 ejemplares y su seguimiento detallado, en el contexto del proyecto LIFE15 IPE ES 012 INTEMARES "Gestión integrada, innovadora y participativa de la Red Natura 2000 en el medio marino español" – Acciones MITECO.

El objetivo principal de este informe es analizar a fondo el estado de conservación de los cachalotes en la región del Estrecho, abarcando la totalidad de la información recopilada sobre la especie en esta área geográfica. Este análisis se inscribe en el compromiso general del proyecto de vida marina, buscando comprender y abordar las diversas presiones y amenazas que afectan a estos mamíferos marinos. La recolección y evaluación de datos específicos proporcionará una visión integral de la situación actual de los cachalotes en Estrecho y el Mediterráneo, contribuyendo así a la gestión sostenible de estos entornos marinos cruciales.



Figura 1. Cachalote (*Physeter macrocephalus*) realizando la inmersión en el Estrecho de Gibraltar.
Fuente: Circe

2.1 Descripción de la especie

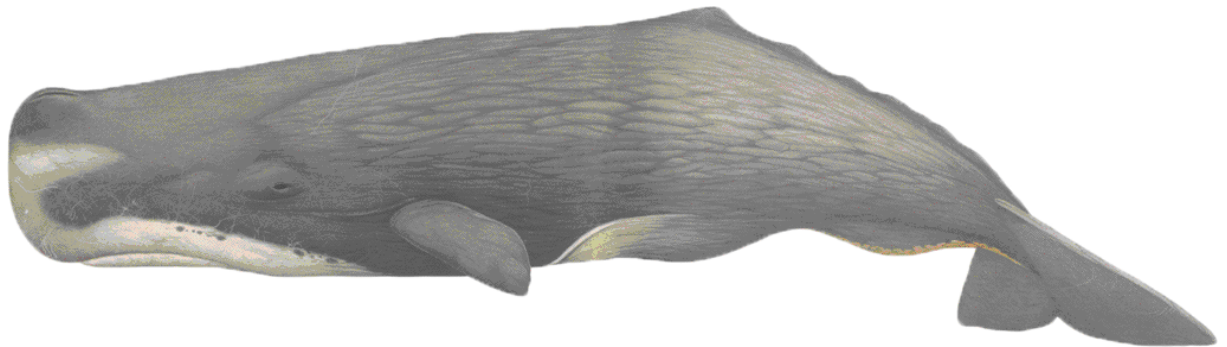


Figura 2. Cachalote (Fuente: <http://www.whales.org.au>)

El cachalote es el odontoceto de mayor tamaño conocido (Whitehead 2003). Es fácil de identificar por su soplado, ya que la situación del espiráculo (en el extremo final izquierdo de la cabeza) hace que sea característico, bajo y dirigido hacia delante y hacia la izquierda en un ángulo de 45°C. La coloración es generalmente oscura, y varía desde el marrón hasta el gris pizarra, con tonos más claros en los individuos jóvenes. A menudo presentan áreas blanquecinas en el vientre, la cabeza y alrededor de la mandíbula inferior. Prácticamente no se conocen ejemplares albinos.

Presenta un dimorfismo sexual muy acentuado, siendo los machos adultos mucho más grandes que las hembras. Los machos llegan a medir hasta 18 metros y pesar unas 45 toneladas, mientras las hembras no superan los 12 m de longitud y 24 toneladas de peso (Rice 1989). Destaca su gran cabeza, de forma cuadrangular, que representa entre un cuarto y un tercio de la longitud total del animal (Whitehead 2003). Como todos los odontocetos posee un único espiráculo, que se sitúa en el extremo terminal izquierdo de la cabeza en forma de S.

El gran tamaño de la cabeza oculta en parte la mandíbula inferior, bastante estrecha y que no alcanza el extremo de la mandíbula superior. Tiene el cerebro más grande del planeta, con una media de 7,8 kg de peso y un máximo de 9,2 kg para un macho adulto (Kojima 1951). Sólo aparecen dientes en la mandíbula inferior, de 20 a 26 pares de dientes gruesos, cónicos y de gran tamaño (Whitehead 2008), en los machos adultos pueden alcanzar los 25 cm de altura y los 500 g de peso; las hembras tienen un número menor y son más pequeños. Al cerrar la boca, los dientes encajan perfectamente en unos alvéolos presentes en la mandíbula superior. En la garganta se encuentran de 2 a 10 surcos cortos y profundos.

El resto del cuerpo es grande y robusto, algo comprimido lateralmente, la piel está arrugada irregularmente en toda su superficie. La aleta dorsal, pequeña y de forma triangular, con el vértice redondeado, es en general poco definida y está situada hacia la parte posterior del cuerpo, tras ésta aparecen una serie de 4 o 5 pequeñas jorobas que terminan en el pedúnculo caudal. En la parte inferior de este pedúnculo aparece a menudo una quilla gruesa. La aleta caudal es muy larga (25-28 % de la longitud total del cuerpo), y tiene una muesca bien marcada que separa dos lóbulos muy anchos y de forma triangular. Las aletas pectorales son más bien cortas (9-10 % de la longitud total) y con forma de paleta.

El cachalote presenta algunas características anatómicas y fisiológicas particulares; en el interior de la cabeza se encuentra una cavidad enorme que alberga una estructura alargada que ocupa la mayor parte del cráneo. Se trata del órgano de espermaceti, que contiene hasta 2.000 litros de aceite de espermaceti, una sustancia muy particular compuesta de moléculas formadas por lípidos ligeros y ésteres (Morris 1973). Cuando entra en contacto con el aire (al abrirle la cabeza), el aceite se solidifica parcialmente, cambiando a un color blanco que le da la apariencia del líquido espermático (Carrier *et al.* 2002). Por esta razón, se llamó aceite de “espermaceti” al pensar los cazadores que era el esperma saliendo del testículo del cachalote, y en inglés, el cachalote se llama *sperm whale*, literalmente traducido por “ballena de esperma”.

Aunque no existe consenso absoluto sobre la función de este órgano, las hipótesis concluyen que podría estar relacionado con la flotabilidad y el sentido de ecolocalización. Respecto al primero, se cree que el cachalote calienta o enfría a voluntad el aceite de espermaceti, aumentando o disminuyendo su densidad lo que le facilitaría la ascensión a superficie o la inmersión hacia zonas profundas (Clarke 1978). En la ecolocalización, el órgano actuaría como caja de resonancia en la producción de sonidos (p. ej. Cranford 1999; Madsen 2002). La composición tridimensional de los lípidos de la cera y aceite del espermaceti es heterogénea, lo que le confiere muy buenas propiedades para la emisión y recepción de ultrasonidos (Morris 1975, Morris 1973).

Ámbar gris

Es una concreción muy olorosa, de consistencia cerosa, que se forma exclusivamente en el intestino grueso de algunos ejemplares (menos del 5%), mediante un mecanismo desconocido (Rice 1989). La masa de ámbar gris, en general de menos de 10 Kg, tiene aspecto globoso de color gris oscuro, y a menudo contiene picos de calamares. El análisis del ámbar gris mostró la composición siguiente química: ambreina 25–45%; epicoprosterol 30–40%; coprosterol 1–5%; coprostanone 3–4%; colesterol 0,1%; pristane 2–4%; ketone 3–4%; ácidos libres 5–8%; residuos insolubles en éter 10–16% (Berzin 1971). La ambreina (C₂₃H₃₉OH) es la sustancia que da al ámbar gris sus propiedades y olor peculiares (Gilmore 1951). Se trata de una sustancia que era muy valorada y apreciada como espasmolítico y estabilizador de fragancias.

2.2 Taxonomía de la especie

Reino: Metazoa

Subreino: Eumetazoa

Rama: Bilateria

Grado: Coelomata

Serie: Deuterostomia

Phylum: Chordata

Subphylum: Gnathostomata

Superclase: Tetrapoda

Clase: Mammalia

Subclase: Eutheria

Orden: Cetacea

Suborden: Odontoceti

Familia: Physeteridae

Género: *Physeter*

Especie: *Physeter macrocephalus* (a veces *Physeter catodon*)

Desde el punto de vista sistemático sigue existiendo cierta controversia en cuanto a su nombre específico. Aunque algunos autores sostienen que el epíteto específico correcto es *catodon* (que significa presencia de dientes en la mandíbula inferior), la mayoría acepta el actual de *macrocephalus* (literalmente, cabeza grande) (Nortabartolo di Sciara y Birkun 2010).

Nombre común:

Cachalote (castellano y gallego), katxalotea (euskera), catxalot (catalán).

2.3 Límites geográficos

Los cachalotes se distribuyen ampliamente, de hecho, se encuentran en todos los océanos del mundo, pero prefieren las aguas no congeladas, con una profundidad de hasta 1000 o 2000m. y las zonas aledañas a pendientes y cañones submarinos. Está presente en el mar Mediterráneo, pero no en el mar Negro.

2.4 Distribución mundial

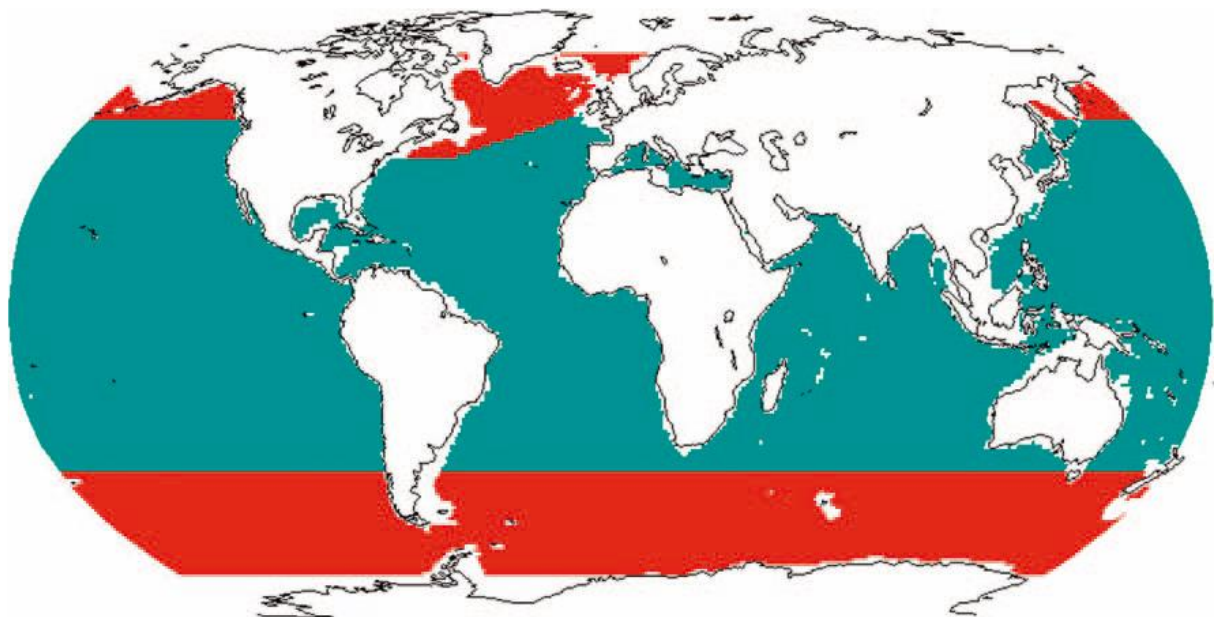


Figura 3. Mapa del rango de distribución mundial, en verde hembras, machos y juveniles, en rojo solo machos adultos (Whitehead 2008)

El cachalote es uno de los cetáceos con distribución más amplia por todos los mares de todo el mundo, sólo superado en este punto por la orca, *Orcinus orca* (Whitehead 2008). Posee un rango de distribución muy extenso, ocupando las aguas de todos los océanos, desde el ecuador hasta las aguas polares (Rice 1989). El cachalote, al igual que los grandes misticetos, muestra una tendencia general estacional a realizar migraciones latitudinales: en verano hacia los polos, en invierno hacia aguas tropicales (Best 1979). En el interior de la amplia zona de distribución del cachalote, existen zonas más restringidas, donde la especie es particularmente abundante. En estas zonas, llamadas *sperm whales grounds* ("campos de cachalotes) por los balleneros americanos del siglo XIX, la presencia de cachalotes está relacionada con la abundancia de

alimentos sobre todo en zonas muy productivas como afloramientos, aunque también existen *grounds* en zonas poco productivas como el mar de los Sargazos (Jaquet *et al.* 1996, Jaquet 1996).

Cada sexo posee una distribución diferente (Gulland 1974), ocupando los machos adultos la totalidad del área de distribución, mientras que las hembras y los inmaduros se localizan solamente en aguas templado-tropicales. La temperatura marca la frontera de la distribución de las hembras y crías, que se encuentran restringidas a áreas con una temperatura superficial superior a los 15 °C, lo que corresponde aproximadamente a los 40º latitudinales (50 °N en el Pacífico Norte) (Rice 1989, Whitehead 2003). Los machos juveniles abandonan su grupo familiar desde los 4 a los 21 años, y se asocian temporalmente con otros machos de misma edad y tamaño aproximadamente formando *bachelor schools* o “grupos de machos solteros” (Best 1979). Al envejecer y crecer, los machos migran hacia latitudes más altas y los grupos se hacen más pequeños, hasta que se encuentren los machos adultos solitarios cerca de los polos, especialmente los adultos más longevos, llegando a aguas con temperaturas de casi 0 °C (Rice 1989). Los machos maduros permanecen en aguas polares durante el verano para la alimentación, pero migran de vez en cuando hacia aguas tropicales durante el invierno, reuniéndose con los grupos familiares para la cría (Whitehead 2003). El cachalote es la única especie de cetáceo en la que se conoce una diferencia tan obvia en el comportamiento migratorio de machos y hembras.

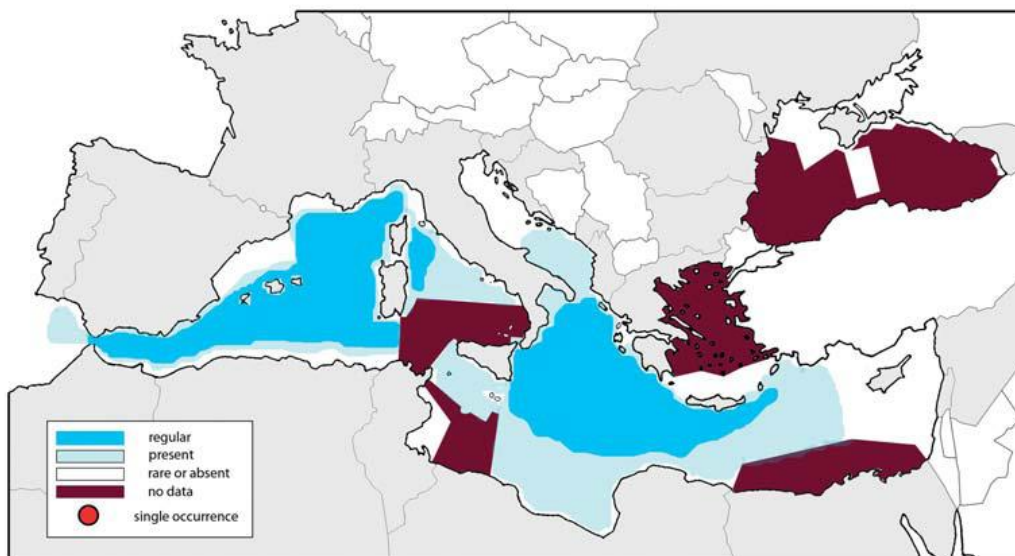


Figura 4. Distribución supuesta de cachalotes en la zona de ACCOBAMS, Azul oscuro: habitual, Azul claro presente, Blanco: escaso o ausente, Granate: sin datos (Notarbartolo di Sciara y Birkun 2010)

Los estudios de marcaje y el análisis de los datos de caza ballenera han aportado información sobre los movimientos de los cachalotes a larga distancia. Por ejemplo, una marca colocada en un cachalote macho en las aguas de Nueva Escocia en 1966 fue encontrada en un animal capturado en Galicia en 1973 (Mitchell 1975). Esta observación demuestra el movimiento de los machos a través del Atlántico Norte. Por otro lado, arpones o piezas de arpones de Azores fueron encontrados en cachalotes capturados en Islandia o en Galicia, indicando también la existencia de movimientos dentro del Atlántico Noreste (Martin 1982; Sigurjónsson 1985; Aguilar 1985). Asimismo, el marcaje de algunos animales sugiere que los cachalotes migran latitudinalmente sobre el ecuador (Ivashin 1967).

2.5 Distribución en el Mediterráneo

En el mar Mediterráneo el cachalote se distribuye por toda su cuenca, desde el estrecho de Gibraltar hasta la parte más oriental. Aun así, parece que habría más individuos en la parte occidental, sobre todo en el mar de Liguria, Estrecho de Gibraltar, mar Tirreno, Golf de León y en las Islas Baleares, que, en la parte oriental, especialmente en los mares Jónico y Egeo (Gannier et al., 2002; Frantzis et al., 2003; Reeves and Notarbartolo di Sciara, 2006; Lewis et al., 2007 & Notarbartolo di Sciara and Birkun, 2010). Son áreas de especial interés para la especie el estrecho de Gibraltar, las Islas Baleares, el mar de Liguria y el Arco Helénico, donde se encontrarían poblaciones estables de esta especie (Frantzis et al., 2014; Carpinelli et al., 2014 & Rendell et al., 2014). A pesar de que no se ha estudiado en profundidad, el mar Tirreno es potencialmente una zona importante para el cachalote (Aïssi et al., 2014; Mussi et al., 2014 & Pace et al., 2014). Aunque se han visto movimientos migratorios en el Mediterráneo, no se cree que haya largas migraciones hacia fuera de la cuenca, considerando la población del Mediterráneo como aislada genéticamente de la del Atlántico (Drouot et al., 2004; Engelhaupt et al., 2009 & Notarbartolo Di Sciara, 2014). Sí que se han documentado migraciones entre el mar de Liguria y las Islas Baleares, entre el estrecho de Gibraltar y las Islas Baleares, entre el estrecho de Gibraltar y el mar de Liguria, entre el mar de Liguria y el mar Tirreno o entre la cuenca oriental y la occidental en el caso de los machos, pero no en el de las hembras (Drouot et al., 2004; Frantzis et al., 2011; Carpinelli et al., 2014; Mussi et al., 2014 & Rendell et al., 2014). Se han producido re-avistamientos de machos en años posteriores en áreas como entre el estrecho de Gibraltar o el mar Liguria, y de hembras en la cuenca oriental. Este hecho sugiere la posibilidad de que los cachalotes del Mediterráneo muestren fidelidad geográfica (Frantzis et al., 2011; Mussi et al., 2014 & Pace et al., 2014).

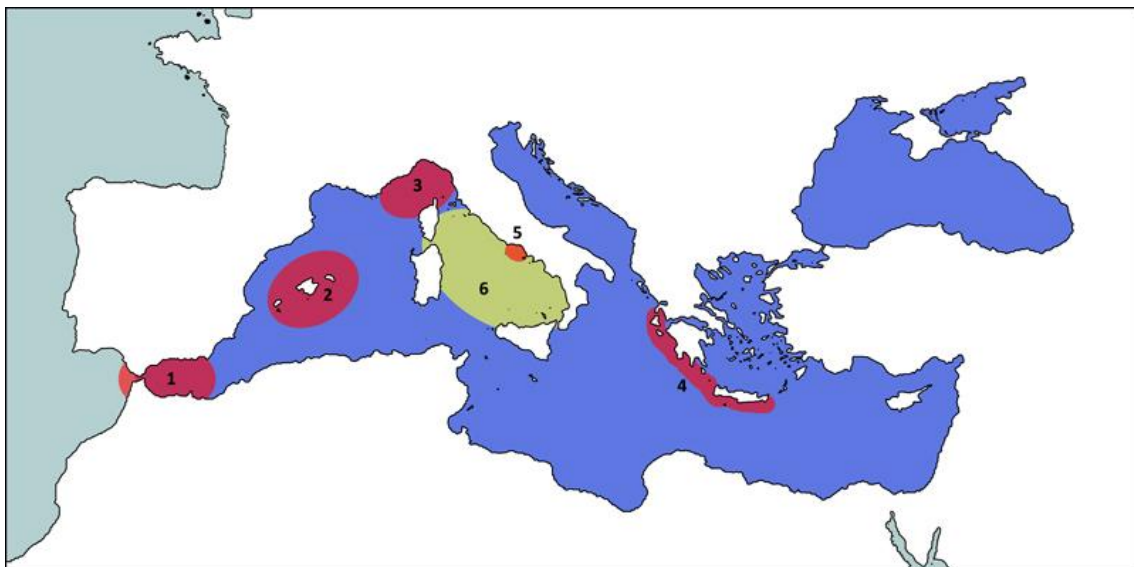


Figura 5. Distribución y movimientos migratorios de cachalote (*Physeter macrocephalus*) en el Mar Mediterraneo. (Frantzis et al., 2011; Mussi et al., 2014 & Pace et al., 2014).

La estructura social de los cachalotes incluye grupos sociales de hembras con individuos inmaduros y machos adultos que se separan de las hembras. En la cuenca occidental, los machos se reúnen en verano en el Norte (aproximadamente al norte del 41 °N), mientras los grupos sociales permanecen en el Sur (Drouot et al. 2004b), aunque estos últimos pueden encontrarse ocasionalmente en el Norte también (Moulin y Würtz 2005, Di Meglio y David 2008, Pierantonio et al. 2008). En el Mediterráneo, estos grupos sociales suelen contar con unos 7-12 individuos,

incluyendo por lo menos 1-2 crías (Gannier *et al.* 2002). Se piensa que los cachalotes se alimentan en toda su área de distribución (Notarbartolo di Sciara y Birkun 2010).

Algunos individuos identificados en el Estrecho de Gibraltar fueron observados en aguas de la Región de Murcia y en el Mar de Liguria (a una distancia recta de unos 1600 km) pero ninguno fue observado en el Océano Atlántico (Carpinelli *et al.* 2011), confirmando el aislamiento de la población mediterránea a nivel genético sugerido por Engelhaupt *et al.* (2009) y Drouot *et al.* (2004a).

2.6 Distribución en el Mediterráneo español

En el Mediterráneo, el cachalote está distribuido desde el estrecho de Gibraltar hasta la cuenca oriental (Notarbartolo di Sciara y Birkun 2010). El hábitat preferido del cachalote en el Mediterráneo consiste en aguas profundas del talud, entre 1.500 y 2.000 m donde sus presas favoritas, los cefalópodos mesopelágicos, son más abundantes (Azzellino *et al.* 2008, Praca y Gannier 2008). También están presentes en las aguas oceánicas más profundas, pero probablemente en un grado menor (Praca y Gannier 2008). En el Mediterráneo, debido a su alimentación oportunista, los cachalotes se encuentran en zonas de alta productividad desde los 500 a más de 2.000 m de profundidad, tanto en el talud continental, donde su distribución se relaciona con las características batimétricas, como en las aguas oceánicas más profundas, donde su hábitat preferido corresponde a zonas de frente de corrientes y zonas de orografía de fondo abrupta (Gannier y Praca 2007; Pirotta *et al.* 2011; Cañadas *et al.* 2002). Su presencia fue confirmada por estudios visuales y acústicos 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 los meses de agosto, octubre y noviembre, sobre todo en aguas profundas de más de 2.000 m (Lewis *et al.* 2007; Boisseau *et al.* 2010; Lewis *et al.* in prep).

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).

Un proyecto de la Universitat de Barcelona (1994) ha estudiado la distribución del cachalote en el Mediterráneo ibérico, de norte a sur. En general, los cachalotes se distribuyen por toda la cuenca occidental mediterránea, mostrando preferencias por hábitats con aguas de profundidades superiores a los 1.000 metros, en especial entre los 1.500 y 2.000 m. Parte de estos hábitats corresponde a zonas de talud continental muy pronunciado, donde las condiciones oceanográficas favorecen la proliferación de cefalópodos y otras presas de profundidad que constituyen la dieta principal de los cachalotes. En el norte de Cataluña y golfo de León, el cachalote es habitual, sobre todo en las aguas profundas del talud continental; en la mayor parte de Cataluña y Baleares se encuentra desde el talud continental hasta aguas profundas superiores a los 2.000 metros; así como en el canal del mar Balear, canal de Ibiza y canal de Mallorca. 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.

Junto con aguas de Creta (Frantzis *et al.* 2003), el mar Tirreno, (Drouot *et al.* 2004b) y el mar de Liguria (Moullins y Würtz 2005; Di Meglio y David 2008; Pierantonio *et al.* 2008), las Islas Baleares son una de las zonas del Mediterráneo, y la única del Mediterráneo ibérico, donde se pueden observar grupos sociales con hembras y crías, así como machos maduros, lo que sugiere una

zona importante para la reproducción (Universitat de Barcelona 1994; Gannier *et al.* 2002; Drouot-Dulau y Gannier 2007). Pirotta *et al.* (2011) demostraron que los cachalotes se distribuyen en las aguas del sur, del este y del nordeste de las Islas Baleares, pero no de manera uniforme. Durante los veranos 2003 a 2008, no avistaron ningún individuo en la parte oeste y norte de las Islas. Sin embargo, Gannier *et al.* 2007 observaron grupos sociales al norte de Menorca.

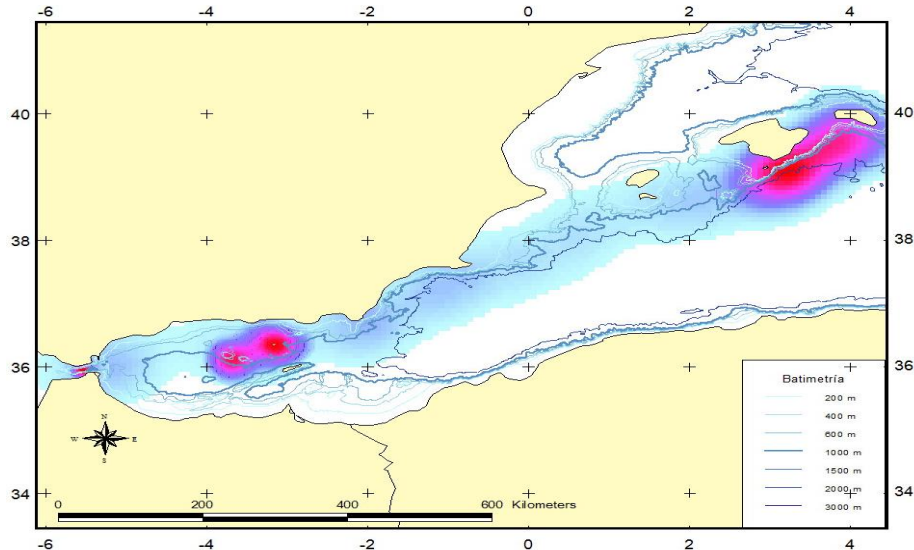


Figura 6. Vista ampliada del Mediterráneo español (CIRCE-EBD-CSIC, datos no publicados).

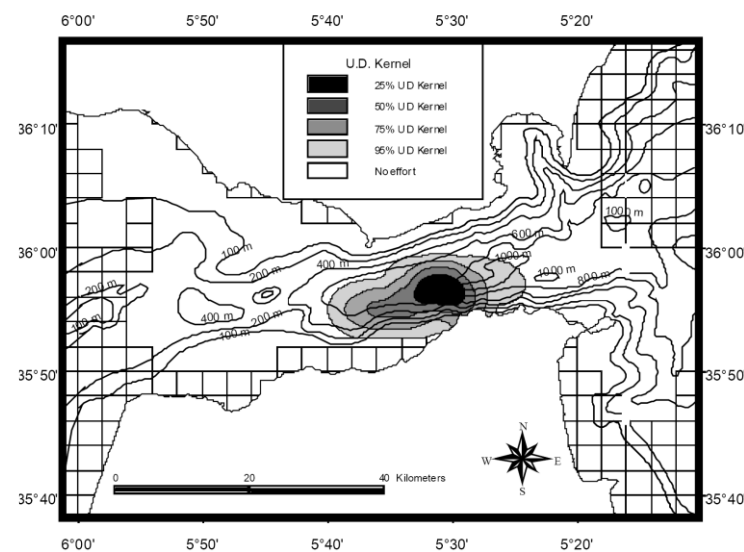


Figura 7. Distribución espacial de los cachalotes en primavera-verano (1999-2006) en el Estrecho de Gibraltar (de Stephanis 2008).

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, sobre todo en aguas profundas en el canal principal del Estrecho (de Stephanis *et al.* 2008). Se cree que podrían estar presentes el resto del año, pero no se han realizado estudios hasta la fecha que lo confirme.

Según el plan de conservación de los cetáceos de buceo profundo (documento en elaboración en el momento de redacción de este informe), se incluye el estrecho de Gibraltar como área crítica para la conservación de la especie.

2.7 Abundancia

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.

Las poblaciones del *Physeter macrocephalus* son más densas cerca de los cañones y de las plataformas continentales. No obstante, son ocasionalmente avistados cerca de la costa, en zonas donde la plataforma continental es pequeña, cayendo repentinamente a profundidades entre 310 y 920 metros.

La distribución y abundancia del cachalote en el Mar Mediterráneo han sido objeto de varios estudios. Estudios anteriores han identificado una distribución bimodal en el Mediterráneo, caracterizada por la asociación con singularidades topográficas cercanas a la costa y frentes térmicos en áreas mar adentro (Azzellino et al., 2012; Frantzis et al., 2014; Gannier y Praca, 2007; Pirotta et al., 2011; Praca et al., 2009; Tepsich et al., 2014).

El archipiélago de las Baleares, en España, ha sido identificado como un área importante para los cachalotes en el Mediterráneo, donde se observa regularmente a hembras y crías, así como a machos solitarios (Rendell y Frantzis, 2016). Esta región ha sido reconocida como un Área Importante para los Mamíferos Marinos (IMMA) debido a la presencia regular de estos animales. Además, en el área de las Baleares, se ha observado que los grupos de hembras y los machos solitarios tienden a segregarse a una escala espacial fina (Jones et al., 2016).

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. (2020) 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 Sardinio-Balear y el Estrecho.

2.8 Dieta

En general los cachalotes comen cefalópodos mesopelágicos (Whitehead 2008). El carácter gelatinoso de estas presas hace complicado el estudio de su dieta a partir de contenidos estomacales y heces debido a la rápida digestión de los materiales frescos y los sesgos asociados al análisis de los picos (Whitehead 2003). La dieta de los cachalotes es variada (Clarke 1980), cambia mucho entre áreas (Whitehead 2003), en el tiempo dentro de la misma área (Kawakami 1980; Smith y Whitehead 2000) y entre individuos (p. ej. Clarke et al. 1993). Los cachalotes se alimentan “picoteando” continuamente, en vez de capturar una sola comida, pasando el 75% de su tiempo en busca de alimentos (Best 1999; Whitehead y Weilgart 1991).

Las hembras comen principalmente calamares de 0,1-10 kg, de los taxones *Ommastrephidae*, *Onychoteuthidae*, *Gonatidae*, *Pholidoteuthidae*, *Octopoteuthidae*, *Histioteuthidae* y *Cranchiidae* (Kawakami 1980). De éstos, sus presas preferidas en muchos estudios parecen ser los *Histioteuthidae*, cefalopodos mesopelágicos gelatinosos pesando entre 0,1-1 kg (p. ej. Clarke *et al.* 1976; Smith y Whitehead 2000), lo que también se verifica en el Mediterráneo (Roberts 2003). Sin embargo, pueden comer presas más grandes, como los calamares gigantes *Architeuthis* spp. y las potas *Dosidicus* spp., así como peces demersales y mesopelágicos (Whitehead 2003). Los machos comen las mismas especies que las hembras, pero tienden a capturar individuos más grandes, ya que, al aumentar el tamaño de los machos también lo hace el de las presas que capturan (Clarke 1980; Clarke *et al.* 1993; Best 1999). Asimismo, Clarke (1980) estima que las hembras capturan 750 calamares al día, y los machos 450. Además de las especies citadas, los machos se alimentan de algunas especies que viven únicamente en latitudes altas como el calamar colosal o cranquiluria antártica *Mesonychoteuthis hamiltoni* (Clarke 1987), considerado como la especie más grande de calamar alcanzando más de 10 m de longitud. Los machos son también consumidores de peces demersales, sobre todo gádidos, rayas o tiburones, en mayor cantidad que las hembras. En aguas subpolares boreales (cerca de Islandia o Alaska), los peces superan los calamares en la dieta de los grandes machos adultos, a veces el 90% del total (p. ej. Martin y Clarke 1986). Astruc y Beaubrun (2005) encontraron más de 90% de *Histioteuthis bonnellii* (calamar paraguas) en el estómago de un cachalote varado en la costa francesa mediterránea. Estudios de isótopos estables demostraron también que en el Mediterráneo y en el estrecho de Gibraltar, los cachalotes se alimentan de cefalópodos, pero también de peces (Capelli *et al.* 2008; de Stephanis 2008; Praca *et al.* 2011).

2.9 Reproducción y crecimiento

El cachalote es el ejemplo tipo de la especie de tipo K, que ha evolucionado frente a competencias para los recursos entre miembros de su propia especie (Whitehead 2003). Tiene una tasa de natalidad baja, un crecimiento y una madurez lentos y una alta tasa de supervivencia (Whitehead 2008). La estación reproductora de esta especie es prolongada: desde mitad del invierno a mitad del verano, y los apareamientos suelen tener lugar en aguas tropicales. La gestación dura de 14 a 16 meses, produciendo una única cría en primavera-verano, que pesa alrededor de una tonelada y mide de 3,5 a 4,5 m de longitud (Best *et al.* 1984). La hembra tardará unos 5 años en parir de nuevo, aunque el intervalo de natalidad varía entre áreas o en diferentes periodos de explotación humana (Whitehead 2008). La cría es amamantada generalmente en aguas templadas tropicales durante varios años, pese a que comienzan a tomar alimentos sólidos antes de cumplir el primer año de vida (Whitehead 2008). Después del destete el pequeño puede continuar tomando leche, las hembras hasta los 7 años y los machos hasta los 13. Las hembras alcanzan la madurez sexual alrededor de los 9 años, cuando miden unos 9 m (Best *et al.* 1984). Las capacidades reproductivas de las hembras disminuyen con la edad, y hay pocos nacimientos después de los 40 años; alcanzan la madurez física a los 30 años cuando dejan de crecer y miden unos 10,6 m (Whitehead 2008).

Los machos, sin embargo, aunque alcancen la madurez a los entre los 10 y 20 años, no empiezan a reproducirse hasta los 20 o 21 años de edad (Best 1979). Crecen mucho hasta los 30 años y alcanzan la madurez física a los 50 años, cuando miden unos 16-18 m (Whitehead 2008).

Durante el período de celo los machos reproductores emplean cierto tiempo en buscar grupos sociales con hembras en celo, pero sólo se quedan unos minutos o unas horas con cada grupo (Whitehead 2003). Se desconocen los procesos de apareamiento, pero durante este período los machos, ocasionalmente, pueden competir entre sí por grupos de hembras (Whitehead 2008).

2.10 Comportamiento acústico

El sonido se propaga en el aire a una velocidad de 340 m/s y en el agua a 1500 m/s (casi cinco veces más rápido). Los cetáceos aprovechan esta circunstancia y utilizan el sonido tanto para comunicarse como para orientarse gracias a la ecolocalización. Éste es el sentido que más utilizan, pues la visibilidad en el medio acuático suele ser muy reducida, sobre todo a partir de cierta profundidad, con lo que el sentido de la vista no es tan útil para los cetáceos como para los mamíferos terrestres.

Para poder producir y recibir sonidos, los cetáceos han modificado su anatomía interna, y en especial el aparato respiratorio, desplazando las fosas nasales a la parte superior de la cabeza y formando un complejo sistema de sacos aéreos. Aún no están suficientemente claros todos los aspectos relacionados con la emisión y recepción de sonidos.

Varios autores han sugerido diferentes funciones para el órgano del espermaceti y las estructuras accesorias que se encuentran en la cabeza del cachalote (Carrier *et al.* 2002; Clarke 1978b). La función más aceptada en la actualidad es que funcionan a modo de productor sonoro, haciendo a los animales capaces de producir chasquidos de ecolocalización de frecuencias más bajas que las que se esperarían para un animal de su tamaño (Møhl *et al.* 2001, 2003a, 2003b, Madsen 2002, Madsen *et al.* 2002b, 2002c, 2003). La función principal del órgano del espermaceti y las estructuras asociadas (el “junk”, los sacos y vías aéreas, y los denominados “labios de mono” o en francés “*museau de singe*”, que rodean el canal nasal derecho, en el extremo distal del órgano) es la de posibilitar la formación, ampliación y orientación de los chasquidos del cachalote, convirtiéndolo en un sistema muy potente de ecolocalización y de comunicación (Cranford 1999; Møhl *et al.* 2000).

La mayoría de las vocalizaciones de los cachalotes están constituidas por chasquidos de ecolocalización (en inglés “*click*”), que consisten en pulsos de energía altamente direccionales con frecuencias medias de emisión que se encuentran entre los 5 y 25 kHz y que pueden ser extremadamente potentes, hasta los 223 dB re1 μ Pa @ 1m (Møhl *et al.* 2000, 2003a). Estos chasquidos son el sonido biológico más potente que se ha podido registrar hasta la fecha, equivalente a la intensidad del ruido producido por un avión a reacción, concentrado en unos milisegundos (Madsen *et al.* 2002b), lo que ha llevado a algunos autores a sugerir su posible uso para aturdir presas (Møhl *et al.* 2000; Miller *et al.* 2004).

El cachalote produce también dos tipos de pulsos omnidireccionales: los chasquidos lentos (en inglés “*slow clicks*” o “*clangs*”), producidos sólo por los machos solitarios y que podrían servir como señalización de su tamaño a larga distancia (Madsen *et al.*, 2002b), y series rítmicas de chasquidos, o “*codas*”, que se producen mayoritariamente en grupos de hembras con crías y que parecen tener funciones relacionadas con el mantenimiento de la cohesión de los mismos (Watkins y Schevill, 1977; Gordon, 1987; Weilgard y Whitehead 1993; Watwood *et al.* 2006). El cachalote produce también ocasionalmente “ráfagas de pulsos” (burst-pulses) (Goold, 1999; Weir *et al.*, 2007) y sonidos tipo “trompeta” (“*trumpet*”) (Teloni *et al.* 2005) de función desconocida.

Los cachalotes emiten habitualmente varios tipos de vocalizaciones, según parece en función de la actividad que estén realizando, y se denominan “*clicks*”, “*creaks*”, “*rapid clicks*”, “*chirrup*s” y “*codas*”. Los “*chirrup*s” son series breves y chirriantes de sucesiones de *clicks*.

Cranford (1999) y Madsen (2002) han descrito cómo funciona el melón para formar los chasquidos. Unos esfínteres musculares propulsan el aire a través de los labios de mono por el conducto nasal izquierdo permitiendo la producción los chasquidos. Debido a la presencia del saco nasal distal, situado justo por delante de los labios de mono, este chasquido es reflejado hacia atrás, propagándose por el espermaceti. Una segunda reflexión contra el saco nasal frontal envía el nuevo clic hacia delante, proyectando el sonido amplificado y focalizado a través de las masas grasas del *junk*, hacia el medio externo.

Los sonidos con los que los cachalotes obtienen información sobre el medio que les rodea, y también de sus posibles presas, abarcan una amplia banda de pulsos de sonido de rango ultrasónico (habitualmente de 0,1 a 30 kHz, con picos de 2 a 8 kHz).

El repertorio vocal del cachalote no es muy variado y consiste esencialmente en una serie de sonidos por impulsos, parecidos al golpeo de un martillo sobre un trozo de madera.

Al principio de la era de la exploración acústica subacuática, desarrollada sobre todo entre las dos grandes guerras mundiales, la vocalización del cachalote era atribuida a un hipotético y desconocido “pez carpintero”. Estos sonidos se emiten sobre todo durante las inmersiones; los cachalotes en superficie son generalmente silenciosos. Cada pulsación, que en buenas condiciones de escucha puede registrarse en una distancia de hasta más de 10 Km, está compuesto por una serie de impulsos (de 1 a 9), de 2 a 30 mseg de duración.

La banda de frecuencia de la pulsación es bastante ancha: desde 200 Hz hasta 32 KHz. Las pulsaciones se producen en secuencias rítmicas regulares, con intervalos que van desde 0,01 a 10 segundos. Pueden durar más de 20 minutos, emitiendo de 1,5 a 3 pulsos por ráfaga, cada una de ellas de 2 a 30, o más, milisegundos de duración, aunque varía de 1, cada 5 segundos, a 60 o más por segundos.

El aire sobrante de la producción de sonidos es reciclado y, al contrario de lo que se podría pensar, raramente expulsado en forma de burbujas. El cachalote puede estar sumergido una hora o más, y en este tiempo llega a reducir 100 veces el volumen de gas, así que el aire que posee debe preservarlo lo más posible.

Para poder recibir los sonidos, y puesto que los cetáceos carecen de oído externo (por motivos de hidrodinámica), la morfología interna del oído ha tenido que sufrir varias adaptaciones. Los odontocetos poseen una membrana acústica en el esqueleto, que actúa como una ligera lámina y posibilita que el sonido pase y se dirija a través de una sustancia grasa, situada en la mandíbula inferior, hasta los huesos que forman el oído interno. De esta forma, los sonidos viajan por la mandíbula inferior hasta la bula o hueso temporal, que está suspendido por unos ligamentos y rodeado por una mucosa. Esta circunstancia ayuda a aislar el oído interno y mejora su funcionalidad. Los odontocetos poseen la mayor sensibilidad a los sonidos a 30- 50 dB, con un rango de frecuencias de 500 Hz a 100 KHz, y discriminan diferentes frecuencias en un menor intervalo de tiempo que el ser humano, cuyo rango de sensibilidad se sitúa entre los 20 Hz y 20 KHz.

Los chasquidos llamados “clicks” son utilizados para localizar las presas. Una vez encontrada la presa, el cachalote emite chasquidos a mayor velocidad (con un intervalo entre chasquidos reducido) según se acerca a ella, y en los momentos previos a su captura emiten un sonido denominado zumbido (en inglés, “*creak*”), que están formados por una sucesión muy rápida de

chasquidos. Estos zumbidos le permiten al cachalote obtener más información por unidad de tiempo, previniendo posibles reacciones de huida de las presas (Madsen *et al.* 2002a). Estos autores estiman que los chasquidos usuales se pueden escuchar a unos 16 km y los zumbidos a 6 km. Por otro lado, los chasquidos lentos (“*slow click*” o “*clang*”), emitidos en series repetitivas cada 6-8 segundos, se pueden escuchar a más de 60 km y probablemente sirven para la comunicación a larga distancia con otros individuos o grupos (Weilgart y Whitehead 1988; Madsen *et al.* 2002d).

2.11 Comportamiento y estructura social

Presentan dos tipos de comportamiento general: alimentación a grandes profundidades y socialización/descanso en superficie (Whitehead y Weilgart 1991). Los períodos de alimentación constituyen el 75% del comportamiento normal de la especie, dispersándose en un rango de 1-2 km (Whitehead 1989). Recientemente, se han realizado las primeras descripciones preliminares del comportamiento de buceo y de alimentación, utilizando marcas digitales DTAG (Johnson y Tyack 2003), que permiten la obtención de datos de movimiento en las tres dimensiones y del comportamiento acústico simultáneamente. Utilizando esta tecnología se ha observado una tendencia a que los cachalotes pasen más del 72% de su tiempo bajo el agua, con una duración media de inmersión de 40-50 minutos. Durante estas inmersiones producen un tipo de vocalización denominada chasquido, que mediante la ecolocalización les permite localizar las presas de las que se alimenta.

Los momentos de socialización/descansando en superficie se caracterizan porque los grupos forman conjuntos que muestran un comportamiento coordinado, denominados “clusters” (Whitehead 2003). Pueden permanecer flotando en superficie, aparentemente descansando; o ser muy activos. Durante estos períodos su comportamiento acústico también varía, pudiendo permanecer en silencio o realizar un tipo de vocalización denominada coda que, como se ha explicado anteriormente, consisten en patrones cortos de series rítmicas de chasquidos que parecen jugar un papel importante en el mantenimiento de la cohesión social. Existen repertorios de codas distintivos de diferentes grupos que permiten su clasificación en clanes vocales (Weilgart y Whitehead 1997; Madsen 2002).

El cachalote no es un gran nadador en superficie. Generalmente se mueve en superficie a una velocidad no superior a los 4 nudos (7,4 Km / h), y sólo durante breves recorridos se le ve superar los 15 nudos. Por otra parte, a menudo se le encuentra parado descansando, especialmente cuando el mar está completamente en calma. El comportamiento en superficie del cachalote es muy diferente al de los balaenoptéridos (rorcuales), pues cuando se encuentra en superficie, el cachalote permanece generalmente visible todo el tiempo, respirando regularmente (5-6 soplos por minuto). La duración de la permanencia en superficie está en estrecha relación con la duración de la inmersión precedente. Tras una inmersión profunda suelen permanecer bastante tiempo en superficie, respirando hasta 50-60 veces durante 10-15 minutos. Esta característica ya había sido observada por los antiguos balleneros, según los cuales el cachalote emite un “chorro de agua” por cada minuto pasado bajo el agua. Al final de una secuencia respiratoria, el cachalote saca verticalmente la cola del agua (quizás en un movimiento que le ayude a empujar su gran y pesada cabeza) y se sumerge. El cachalote es capaz de realizar inmersiones a profundidades superiores a 1500m (sobre todo los machos adultos), o quizás incluso más, gracias a ciertas adaptaciones fisiológicas exclusivas de su organismo. En ellas pueden emplear alrededor de hora y media. Lo normal, no obstante, es que la mayoría de las inmersiones se realicen a 600-700 m y que duren unos 35-45 minutos aproximadamente. Las

inmersiones nocturnas son generalmente más largas que las diurnas. La velocidad de bajada es de 120 m/minuto de media, pero puede alcanzar durante breves recorridos, los 600m por minuto.

Por otro lado, el cachalote, al igual que los grandes misticetos, muestra una tendencia general estacional a realizar migraciones latitudinales: en verano hacia los polos, en invierno hacia aguas tropicales. Como se ha señalado en apartados anteriores, durante las migraciones estivales los dos sexos se separan, las hembras adultas con sus crías no van más allá de los 40^o-50^o de latitud, mientras que los machos adultos van hasta las aguas de los márgenes polares. El cachalote es además capaz de realizar notables desplazamientos longitudinales que asegurarían el mantenimiento de la uniformidad genética entre las diferentes poblaciones del globo terráqueo.

Como ya se ha descrito previamente en este documento, el cachalote posee distintos grados de asociación social: forma grupos familiares de hembras relacionadas genéticamente entre sí con sus crías, que permanecen estables a lo largo de los años (Christal y Whitehead 2001; Whitehead 1999; Mesnick 2001); los machos al alcanzar los 15-20 años abandonan los grupos familiares y forman grupos de solteros, permaneciendo las hembras en los mismos; y los machos adultos tienden a ser solitarios (Whitehead 2003).

Es posible encontrar varios tipos de grupos: hembras adultas con sus crías, machos jóvenes expulsados de sus núcleos familiares, y también machos adultos que viajan en solitario y que en la época de celo se rodean de las hembras y sus crías en unos grupos que algunos autores denominan «harenes». El grupo familiar, compuesto por hembras adultas y sus pequeños de ambos sexos, está formado generalmente por una veintena de ejemplares. Las hembras, por lo que parece, permanecen en el grupo de nacimiento durante toda la vida. Los machos, sin embargo, cuando alcanzan la madurez sexual (entre los 15 y los 21 años de edad), abandonan el grupo familiar para ir a formar un grupo constituido únicamente por individuos de su mismo sexo, generalmente ejemplares de tamaño y edad similares. El número de individuos de los que se compone este tipo de grupos disminuye con el aumento de las dimensiones de los mismos. En otras palabras, los grupos de jóvenes pueden estar formados por hasta 50 ejemplares, mientras que los grandes adultos son solitarios, o van en grupos de 2 a 5. Son estos grupos (los de los machos más grandes), los que acompañan a los grupos familiares durante la estación reproductora invernal. La fusión entre los dos grupos parece que se realiza sólo durante algunas horas, y después los machos abandonarían a las hembras para ir a buscar otras. Es muy importante la función social de unión del grupo familiar, en el que las relaciones entre los individuos son extremadamente estables, y en el que la larguísima dependencia por parte de la prole hacia los adultos crea óptimas condiciones para distintas formas de aprendizaje. No se puede tampoco excluir que en tales grupos se hayan desarrollado niveles extremos de cooperación: por ejemplo, la cría de los pequeños y el amamantamiento puede llegar a ser una tarea común.

En el Mediterráneo es difícil avistar grupos muy numerosos, tratándose en la mayoría de los casos de individuos solitarios o grupos de hasta siete ejemplares. El número medio de individuos por grupo es de sólo 1,5.

3. Presiones y Amenazas

A pesar de la intensa caza comercial a la que se sometió a esta especie, que durante el siglo XX vio reducida su población en cerca de un tercio, el cachalote es, de todos los grandes cetáceos,

el más abundante. Según las estimaciones de Whitehead (2002), se estima que hay alrededor de 360,000 cachalotes en los mares del mundo. Actualmente el cachalote no es una especie que sea capturada, al menos de forma regular, ya que además está protegida.

Debido a las considerables lacras que para las distintas poblaciones de cachalote tuvo la persecución con intereses comerciales, hoy día la conservación de esta especie está contemplada en distintos acuerdos y tratados internacionales, entre los que destaca el ratificado ACCOBAMS (Acuerdo sobre la Conservación de los Cetáceos del Mar Negro, el Mar Mediterráneo y la Zona Atlántica Contigua).

También se halla incluida en la lista de especies en peligro o amenazadas, del protocolo sobre las zonas especialmente protegidas y la diversidad biológica en el Mediterráneo.

Tanto la UICN, a nivel mundial, como el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, a nivel estatal, consideran a esta especie como amenazadas de extinción, y le asignan la categoría de «Vulnerable».

3.1 Amenazas a la conservación de la especie en el área de estudio.

El artículo 52.3 de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (Ley 42/2007) establece la prohibición de dar muerte, dañar, molestar o inquietar intencionadamente a los animales silvestres, especialmente los incluidos en alguna de las categorías del Catálogo de Especies Amenazadas (CEEAA), como es el caso de los cetáceos, y entre ellos del cachalote, que se encuentra incluido dentro del citado catálogo en el Listado de Especies en Régimen de Protección Especial (LSRPE) dentro de la categoría “Vulnerable”.

Las amenazas principales de los cachalotes en el Mediterráneo son el enmalle en redes a la deriva y las colisiones con embarcaciones (Notarbartolo di Sciara y Birkun 2010).

1. El enmalle en redes a la deriva en mar abierto de pesca de atún y pez espada ha causado mortalidades importantes y no sostenibles desde mediados de los años 80 (Notarbartolo di Sciara 1990, IWC 1994), y todavía sigue ocurriendo (Tudela *et al.* 2003, ACCOBAMS 2003, Pace *et al.* 2008). A pesar de las regulaciones nacionales e internacionales prohibiendo el uso de redes a la deriva en el Mediterráneo, redes ilegales o no reglamentarias siguen existiendo en la cuenca occidental (e.g. en Italia y Marruecos (Oceana 2008), lo que sigue amenazando la supervivencia de la especie en la región.
2. Además de las capturas accidentales en redes a la deriva, las perturbaciones causadas por el tráfico marítimo intenso y las colisiones con embarcaciones (e.g. cargueros, petroleros, fast-ferries, de Stephanis *et al.* 2005), pueden ser una causa importante de mortalidad (Pesante *et al.* 2000).
3. El ruido submarino procedente de prospecciones sísmicas, ejercicios militares, y la pesca ilegal con dinamita son otros problemas que les afecta (Notarbartolo di Sciara y Gordon 1997, Frantzis *et al.* 2003).
4. Mención especial merece otro tipo de actividad, whale-watching o avistamiento recreativo de cetáceos. En ella, el público contempla y disfruta de cerca de los distintos grupos de cetáceos que es posible avistar en libertad. Esta posibilidad que se ofrece a cualquier tipo de personas es ideal para aprender a proteger y conservar a estos mamíferos y su medio. Sin embargo, una actividad descontrolada y masiva puede llegar a perturbar a los cetáceos, e incluso dañar a los individuos y a sus poblaciones. Por esta razón, son varios los países que ya cuentan con una reglamentación al respecto. En el caso de España, existe desde 2007 el

Real Decreto 1727/2007 de 21 de diciembre, por el que se establecen medidas de protección de los cetáceos.

A continuación, se detallan cada una de las amenazas potenciales.

3.2 Interacciones con pesquerías.

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 de 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 de deriva en todo el Mediterráneo, a principios de los años 90, la flota 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 de 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). Sin embargo, el impacto de estas interacciones es difícil de evaluar debido a que ocurren en aguas pelágicas y son difíciles de observar.

Por otro lado, 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 acarrearán 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. No parece ser que actualmente sea un problema, pero es algo a tener en cuenta, máxime con las pesquerías existentes en el Mediterráneo español.



Figura 8. Dos cabezas de *Dissostichus eleginoides* en aguas subantárticas después de ser capturados por cachalotes (fuente de Stephanis).

3.3 Interacciones con embarcaciones.

3.4 Colisión con embarcaciones

Laist *et al.* (2001), Jensen y Silber (2004), Weinreich *et al.* (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 (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 cetáceos por colisión (Laist *et al.* 2001). Si bien este estudio tiene un problema y es que no se tomaba en cuenta la Energía cinética de las embarcaciones, y debía existir un problema de sesgo de supervivencia.

Los cachalotes pasan largos periodos flotando en superficie (en general unos 10 minutos (Jacquet *et al.* 1998; Drouot *et al.* 2004c) 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-ferri 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.



Figura 9. Colisión de un ferri con un cachalote en el Estrecho de Gibraltar en 2006 observado por el equipo de CIRCE

El estrecho de Gibraltar ha sido descrito como la primera zona crítica en relación con el 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 ferris en el 2010 (datos de la APBA de Algeciras). Varias compañías de ferris y fast-ferris 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 ferri 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).

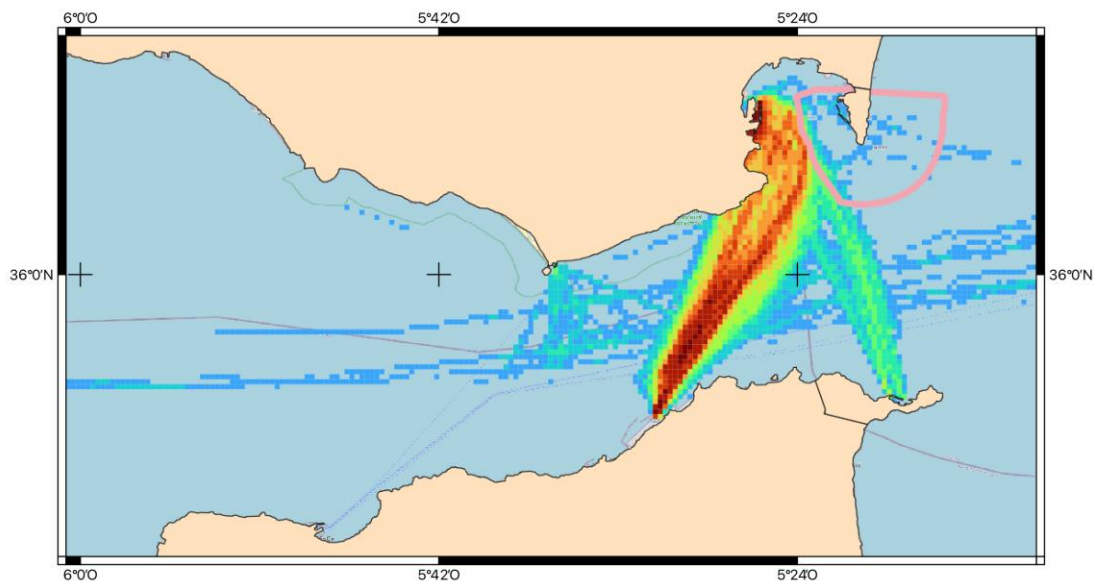


Figura 10. Tráfico marítimo de ferris y fast ferris en el Estrecho de Gibraltar a lo largo del mes de septiembre de 2022

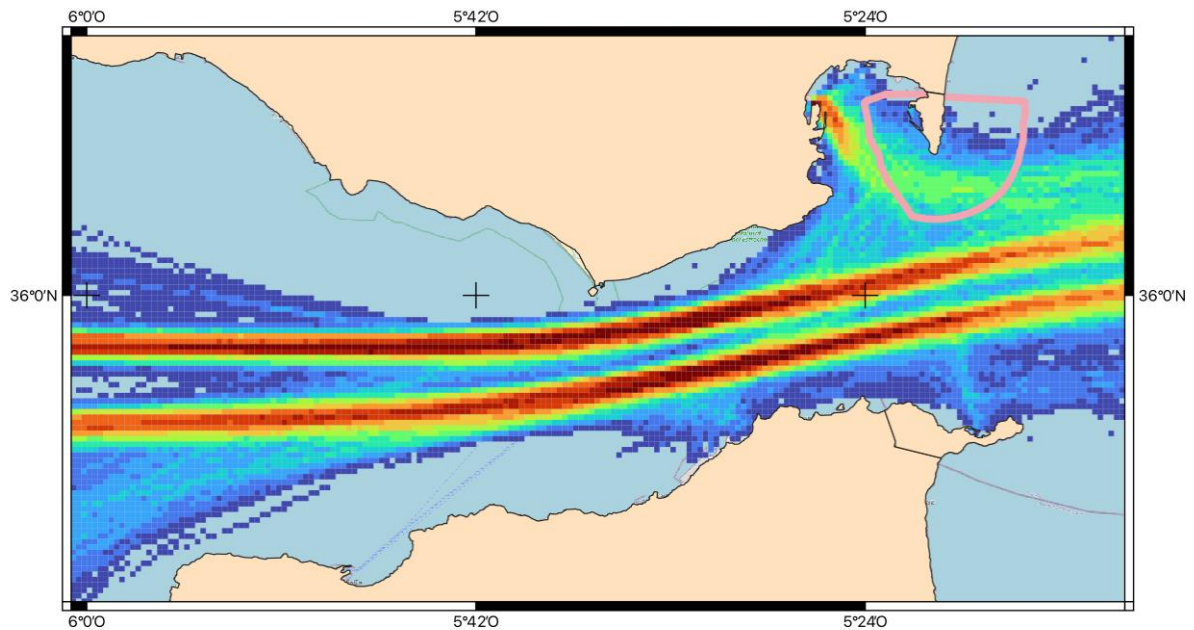


Figura 11. Tráfico marítimo de mercantes y petroleros en el Estrecho de Gibraltar a lo largo del mes de septiembre de 2022

3.5 Efecto del avistamiento recreativo de cetáceos

La actividad de observación/avistamiento de cetáceos o *whale watching* se define como “la observación de cetáceos en su hábitat natural desde una plataforma de observación en tierra, mar o aire” (Hoyt 2001). 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). 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 concienciación de la población sobre los mamíferos marinos y los problemas ambientales a los que se enfrentan (Tilt 1986, Duffus y Deardon de 1993, Lien 2001). En la actualidad, la observación de cetáceos en su medio natural constituye una actividad turística, económica, científica y recreativa de excepcional importancia, a través de la cual se puede desempeñar una importante labor de investigación y de educación ambiental e incluso de conservación, siempre y cuando se realice de acuerdo con los principios de protección ambiental y de uso sostenible de los recursos naturales, principios que inspiran y se expresan en la Estrategia Española para la Conservación y el Uso Sostenible de la Diversidad Biológica. En 2007 se ratificó el Real Decreto 1727/2007, de 21 de diciembre (RD 1727/2007), 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 (Ley 42/2007)*. Pero hasta la fecha, no se han realizado actividades de control de la actividad. 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 (Catálogo Español de Especies Amenazadas) o en los anexos de la Ley 42/2007 y RD 1727/2007, estará sujeta a la autorización previa, que otorgará el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

Por otro lado, 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.g. Watkins *et al.* 1981; Jahoda *et al.* 2003). Además, el transporte marítimo puede llegar a producir efectos adversos sobre las poblaciones y su hábitat, tanto por colisión con individuos, especialmente las embarcaciones rápidas o las dedicadas al turismo de observación de cetáceos, como por afectar a su comunicación y dañar su sistema auditivo.

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).

Un caso claro de esto se observó en el Estrecho de Gibraltar durante 42 embarques en verano 2007 (en ejecución la recopilación de datos más recientes en el marco del proyecto LIFE INTEMARES para el estudio de capacidad de carga de la actividad recreativa de observación de cetáceos en el Estrecho). 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).

En la siguiente figura se recogen las áreas de mayor frecuentación de la actividad en el Estrecho:

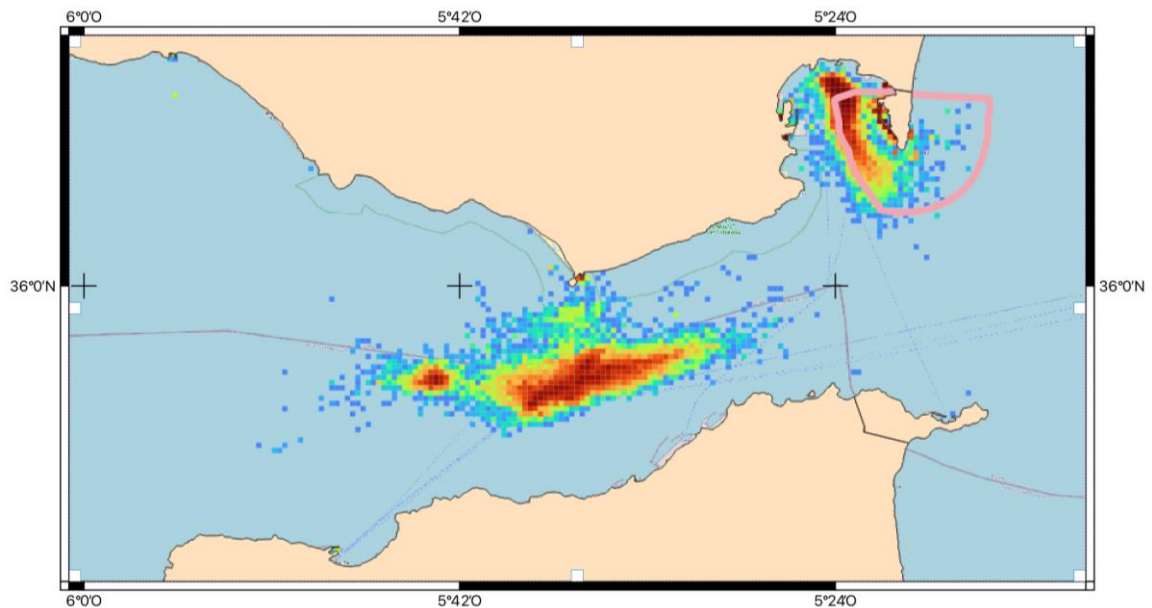


Figura 12. Áreas de avistamiento de cetáceos en el estrecho de Gibraltar. Se ven claramente 3 zonas de avistamiento de cetáceos diferenciadas. La zona central sería la relacionada con el avistamiento de cachalotes. Mapa realizado planteando presencia de barcos de avistamiento entre 2012 y 2022 a velocidades de menos de 3 nudos, indicando la presencia de cetáceos.

Fuente: CIRCE

En el momento de elaboración del presente informe y en el marco del proyecto LIFE INTEMARES, se están llevando a cabo los pertinentes estudios que apoyen una regulación de la actividad en base a la capacidad de carga de la misma en la zona, con el fin de evitar una afección sobre la especie.

3.6 Contaminación

A menudo se habla del papel de los cetáceos como bioindicadores de la contaminación del medio marino. Éstos, por su condición de predadores finales en la cadena trófica, son testigos fieles de los altos niveles de contaminantes que los mares y océanos albergan y que llegan a ellos a través de sus presas.

Los pesticidas y organoclorados se encuentran entre las sustancias halladas con más frecuencia en los ejemplares que aparecen muertos en la costa, pudiendo estar de alguna manera relacionado. También la infección por agentes víricos parece ser responsable de muchas de estas muertes.

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, entendiéndose 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”.

3.7 Efecto de la contaminación química.

- Contaminantes orgánicos

Borrell (1993) sugiere que los cachalotes tienen niveles de organoclorinas intermedios, más altos que los de los mysticetos, 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 meso pelágicos, 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 $107,81 \pm 108,72 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{lw}$ y de tDDT de $107,81 \pm 108,72 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{lw}$ 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 mercurio (2.421 lg/l) y de cadmio (31.100 lg/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 del Estrecho, se desconoce cuáles serían los posibles efectos a largo plazo y entre generaciones de la exposición a contaminantes químicos.

- 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. Geraci (1990) propone que, si ocurre un vertido de petróleo en una zona de presencia de cachalotes, podría resultar en contactos del petróleo con la piel, ingestión de compuesto, problemas respiratorios por la inhalación del humo tóxico, contaminación de las presas y desplazamiento de las áreas de alimentación, y más probablemente irritación de las membranas respiratorias y absorción de hidrocarburos en la sangre. Los efectos reales dependerán del tamaño de la zona afectada y de la duración del contacto, así como de las características del petróleo derramado, pero nunca se ha podido evaluar hasta la fecha.

3.8 Efectos de la contaminación física: Macrocontaminación y basuras marinas

Los hábitos alimenticios meso pelágicos 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).

3.9 Efecto de la contaminación acústica.

El hombre realiza muchas actividades que producen ruido bajo el agua en el medio marino, algunas intencionadamente como la exploración geofísica o las maniobras militares y otras colateralmente, como el tráfico marítimo comercial o la pesca. Los diferentes tipos de ruido producen dos tipos de contaminantes acústicos, unos de alta intensidad e impacto agudo como la exploración geofísica marina y otros de baja o moderada intensidad, pero crónico como el tráfico marítimo (Hildebrand 2005), los cuales pueden tener un efecto sobre el ecosistema marino local o contribuir al ruido ambiente en una zona muy extensa (Curtis *et al.* 1999; Andrew *et al.* 2002; McDonald *et al.* 2006, 2008; Castellote *et al.* 2010). Hildebrand (2005) calculó un patrón anual de energía de origen antropogénico radiada al medio marino incluyendo todos los tipos de fuentes de ruido conocidas:

- 1) las explosiones nucleares submarinas,
- 2) la exploración geofísica,
- 3) el sonar táctico de media frecuencia militar,
- 4) tráfico marítimo de superpetroleros,
- 5) las explosiones de prueba de resistencia de buques militares,
- 6) el sonar táctico de baja frecuencia militar y
- 7) el resto de buques comerciales.

Los diferentes tipos de perturbaciones generadas por este contaminante en los mamíferos marinos están siendo cada vez mejor documentadas y la literatura disponible sobre este problema es cada vez más abundante, como por ejemplo la reducción del área de comunicación por efecto de enmascaramiento (Richardson *et al.* 1995, Clark *et al.* 2009), daños fisiológicos, provocando una pérdida permanente de audición o una pérdida temporal de la sensibilidad auditiva en función de la intensidad y tiempo de exposición (Ketten 2004), una disminución de la disponibilidad de las presas o un aumento de la vulnerabilidad frente a ciertos peligros (Richardson *et al.* 1995). La exposición a sonidos de la suficiente intensidad causa una reducción en la sensibilidad acústica (cambio del umbral de detección), bien de forma temporal y recuperable en minutos u horas (TTS, "temporal threshold shift"), bien de forma permanente (PTS). La acumulación de daños temporales en el sistema auditivo puede llegar a causar daños permanentes (Melnick 1991). La presión sonora recibida y la repetición y duración de los sonidos marcarán el grado de desgaste celular de las células auditivas (agotamiento metabólico) o la afección anatómica a los esteréocilios de la cóclea (Gordon *et al.* 1998b; McCauley *et al.* 2000). Pero la manera en la que el ruido generado por actividades humanas está afectando a las poblaciones de los mamíferos marinos sigue siendo desconocida (NRC 2005). 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, pero en el medio marino ninguna de estas tareas es fácil (Tyack *et al.* 2004).

A) Tráfico marítimo

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

1.000 Hz por encima de los 100 dB (Ross 2005, Castellote 2009). 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 hace que el ruido ambiente sea más elevado aquí que en otras cuencas marinas (Abdulla y Linden 2008). Además, de las áreas del mar Mediterráneo, la del estrecho de Gibraltar es la de mayores niveles de ruido ambiente con un valor medio de 112,5 dB re 1 μ Pa, coincidiendo con niveles extremos de tráfico marítimo (Castellote *et al.* 2010). Un estudio preliminar del Golfo de México indica que los cachalotes pueden ser afectados por el ruido de los barcos ya que se ha notado una disminución de los chasquidos de ecolocalización y de las observaciones de animales después del paso del barco (Ioup *et al.* 2005).

B) Prospecciones sísmicas

Existe una creciente preocupación sobre el efecto de la contaminación acústica de las prospecciones sísmicas sobre el ecosistema marino, principalmente sobre los cetáceos, por su dependencia del sonido para las funciones de alimentación, reproducción, comunicación y orientación (Richardson *et al.* 1995). Los odontocetos, o cetáceos con dientes (delfines, calderones, cachalotes, zifios, etc), emiten a frecuencias medias y altas, por lo que se han considerado tradicionalmente libres del impacto acústico de las prospecciones sísmicas. Sin embargo, hay dos razones que indican que los odontocetos también pueden ser objeto de impacto de los sonidos sísmicos: i) se ha demostrado que los pulsos sísmicos, transmitidos cerca de la superficie, contienen energía en frecuencias que coinciden con los rangos de emisión de muchas especies de odontocetos (Goold y Fish 1998; McCauley *et al.* 2000; Madsen *et al.* 2006, DeRuiter *et al.* 2006); ii) es posible que un sonido de muy alta intensidad sea perjudicial, aunque no coincida con las frecuencias de las vocalizaciones de la especie.

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 sureste 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).

Según modelos de transmisión esférica, la intensidad sonora pierde 6 dB cada vez que se duplica la distancia, de modo que, las intensidades a las que se han observado comportamientos de alarma y evitación en cetáceos, tortugas, peces y cefalópodos (145-195 dB re 1 μ Pa, Richardson *et al.* 1995; Malme *et al.* 1984; McCauley *et al.* 2000) se alcanzarían a distancias que varían dependiendo de las frecuencias de emisión entre los 100 m y más de 1.000 km de la fuente de emisión. Madsen *et al.* (2006) midieron los mismos niveles (162 dB_{max} re 1 μ Pa) a 2 y 12 km de distancia de un barco de emisión sísmica. El efecto detectado por Castellote *et al.* (2010), aproximadamente a 285 km de distancia de la zona donde se encontraban los rorcuales comunes, hace inviable la sola presencia de observadores de mamíferos marinos (MMOs) para limitar estos impactos¹. Asimismo, el área de impacto acústico de campañas comerciales puede ser superior en varios ordenes de magnitud a las campañas científicas, por ejemplo, radios de 2.500 km (Gedamke *et al.* 2009).

C) Ejercicios militares

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 sónares 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). 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).

3.10 Investigación.

Los cachalotes son difíciles de estudiar por varias razones; se encuentran en un hábitat marino, su gran tamaño corporal, su amplio rango geográfico, y una esperanza de vida prolongada. Sin

¹ 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)

embargo, los estudios son necesarios para determinar su biología, ecología, estado poblacional así como posibles impactos derivados de las presiones a las que se enfrentan. 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.g. 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 han respetado. Asimismo, Giménez y coautores (2011) demostraron que las heridas causadas por biopsias cicatrizan rápidamente y no suponen un peligro para los animales. Gracias al muestreo por biopsia y el despliegue de marcas satélite se han podido averiguar estructuras poblacionales (p.ej. Drouot *et al.* 2004a, Verborgh *et al.* 2010), ecología alimenticia (p. ej. de Stephanis *et al.* 2008, García-Tiscar 2010), niveles de contaminantes (p. ej. Fossi *et al.* 2010) y movimientos migratorios de cetáceos (p. ej. Mate 2010, Andrews *et al.* 2008, CIRCE-EBD-CSIC datos no publicados). Por esas razones ambas técnicas han sido recomendadas por la Comisión Ballenera Internacional para el estudio de los cetáceos (IWC 1991, 2009b).

3.11 Depredación y mortalidad natural.

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 las causas de estos varamientos, aunque 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).

Clarke (1987) y Whitehead (2003) sugieren que los cachalotes dominan el ecosistema oceánico mesopelágico, en término de biomasa capturada. Sin embargo, 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). Por otro lado, 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 (*Globicephala melas*), y calderón tropical (*G. macrorhyncus*) (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 (*Grampus griseus*) y delfines mulares en el Mediterráneo (Praca *et al.* 2011) y en el Estrecho de Gibraltar (de Stephanis 2008).

En cuando a interacciones directas negativas con otras especies, 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).

En lo relativo a enfermedades, 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 %); β -haemolytic streptococci (15 %); *Streptococci spp.* (15 %) y *Brucella spp.* (5 %). También en algunos se encontraron evidencia de *Haemophilus influenzae*; *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 viceversa, sobre todo para *Mycobacteria* y β -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).

3.12 Caza ballenera

A) A nivel mundial

Whitehead (2008) recopiló la información sobre la caza ballenera. A principios del siglo XVIII la caza de cachalotes empezó en las orillas de Nueva Inglaterra. A lo largo del siglo XVIII y XIX, la caza aumentó a nivel mundial hasta ser una industria muy importante. Fueron explotados en unos niveles muy altos desde 1876 en Noruega, Islandia, las Islas Feroe y las Islas Británicas. Se extendió a España, Groenlandia y Canadá. En los años 1830, se capturaban unos 5.000 cachalotes al año, sobre todo en Estados Unidos, y el aceite producido gracias a la grasa de los cetáceos ayudó a lanzar la revolución industrial (Starbuck 1878). Si se le molesta seriamente (como ocurría cuando se les disparaba con arpones), el cachalote puede atacar las embarcaciones. Es célebre el hundimiento de la nave ballenera *Essex* por parte de un gran ejemplar (Carrier *et al.* 2002), sucedido en el Pacífico el 20 de noviembre de 1820. Más tarde, la industria declinó durante la segunda parte del siglo XIX, debido al descubrimiento de productos alternativos al aceite de cachalote.

Después de la segunda guerra mundial, y tras 50 años de pausa, las poblaciones de cachalotes fueron otra vez el objetivo de la caza. Los barcos, mucho más veloces entonces, usaban sonar y arpones explosivos y lograron capturar hasta 30.000 cachalotes al año en el mundo. La caza moderna no sólo estaba interesada en el aceite, sino que se usaba todo el animal, y preferían los machos. Entonces la mayoría de las capturas estaban reguladas por la Comisión Ballenera Internacional (CBI). Las poblaciones de cachalotes, y sobre todo los machos, fueron reducidas drásticamente. Declinaron las actividades comerciales en los años 1970-1980 y se abandonó la caza ballenera con la Moratoria de la CBI firmada en 1982 e implementado a partir de 1985/86.

Hasta 1988, Japón no firmó la Moratoria y capturó 388 cachalotes²). Entre 2000-2009, Japón capturó 47 cachalotes con un permiso especial para “fines científicos”³ . Hoy en día, sigue existiendo una pequeña caza muy artesanal en la Isla de Lamalera, Indonesia, con barquitas de madera.

B) España y Península Ibérica

El número mínimo de cachalotes capturados por las balleneras entre 1862-1889 al sur de la Península (sobre todo el Golfo de Cádiz) era de 237, teniendo en cuenta los cetáceos arponeados que se escaparon (Aguilar y Borrell 2007).

Sanpera y Aguilar (1992) recopilaron información sobre la caza ballenera al sur y oeste de la Península Ibérica. Los autores informan que 826 cachalotes fueron capturados en las zonas adyacentes al Estrecho de Gibraltar en los periodos 1921-1926 y 1933-1954, 8.079 en Galicia entre 1924 y 1980 y 1.227 en Portugal entre 1925 y 1951 (ver Figura 13). Los cachalotes, como los rorcuales comunes, eran capturados del lado atlántico y los que se llevaban a las factorías de Getares y Benzú se encontraban al suroeste del Estrecho. Aunque en estas factorías al principio las capturas de rorcuales eran económicamente más interesantes, durante el segundo periodo de caza ballenera, entre 1933 y 1954, los beneficios se sacaban sobre todo de las capturas de cachalotes. Sin embargo, en Galicia, entre 1951 y el principio de los años 1970, las capturas de cachalotes eran mayoritarias, representando el 70%, cuando los rorcuales comunes sólo contaban con el 26%. Asimismo, desde 1970 hasta 1979, la industria se reorientó hacia los rorcuales comunes hasta llegar al 80% de las capturas. Después del año 1980 se abandonó la caza de los cachalotes en Galicia, y en 1985 se declaró la Moratoria para todas las especies por la CBI.

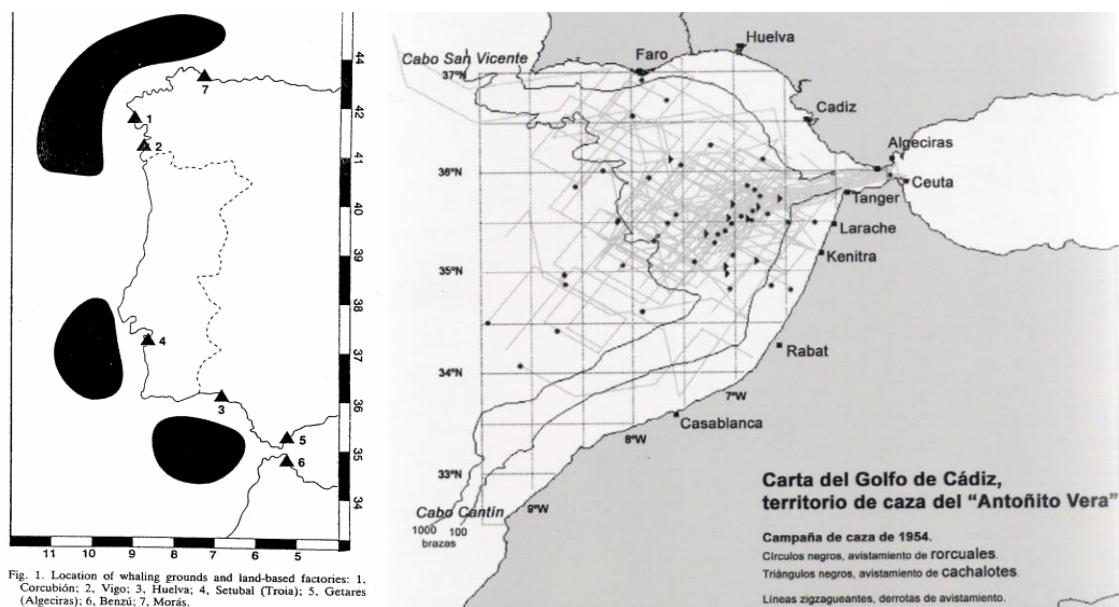


Figura 13. Izqda. Zonas y estaciones de caza ballenera en el siglo XX (Sanpera y Aguilar 1992). Dcha. Territorio de caza del Antoñito Vera en 1954 (Vargas 2005).

² Más información en: http://www.iwcoffice.org/conservation/table_objection.htm

³ Más información en: http://www.iwcoffice.org/conservation/table_permit.htm

C) Mediterráneo

No existen evidencias de una actividad ballenera importante en el Mediterráneo durante el siglo XX.

3.13 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 temperatura sobre numerosos factores ecológicos incluyendo cambios en la composición del fitoplancton y sus periodos 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 cachalote. Los cachalotes 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.

3.14 Varamientos.

En España, y en especial alrededor de las Islas Baleares y Canarias, se ha registrado numerosos varamientos de cachalotes, varios de los cuales presentaban signos indudables de haber muerto debido a las redes de deriva y a alguna colisión con ferris o fast-ferris.

En el caso del Mediterráneo, y a título ilustrativo, se presentan los datos de la base de datos mediterránea de varamientos de cetáceos (MEDACES, www.uv.medaces.es), que contiene 69 casos de cachalote para España, 63 (45 de sexo desconocido, 6 hembras y 12 machos) en la costa Mediterránea desde el 1991 al 2010. A nivel de Comunidades Autónomas, los varamientos no se reparten uniformemente, la mayoría se encontraron en la zona del levante español, con 30 (48 %) en las Islas Baleares y 13 (21 %) en la Comunitat Valenciana, 12 (19 %) en Andalucía y Ceuta, 13 (22 %), 4 (6 %) en Cataluña y 4 (6%) en Murcia. Los registros de varamientos más recientes en el Estrecho de Gibraltar son: uno en Motril avistado en 2006 por CIRCE (Figura 9) y otro en la costa de Marruecos, recogido en Masski & de Stephanis, 2015. Desafortunadamente, no se precisan las causas posibles de muerte de los animales dentro de la misma base de datos.

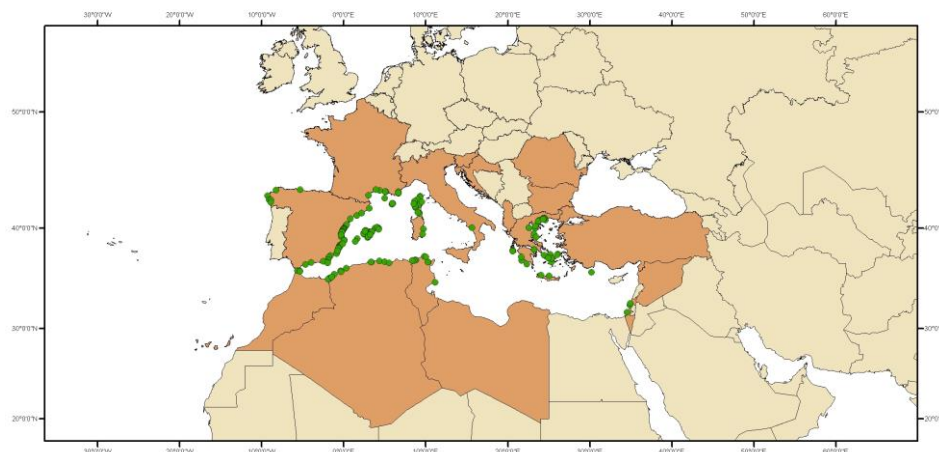


Figura 14. Figura 1.2: Localización de los varamientos de *Physeter macrocephalus* registrados en MEDACES para la costa mediterránea española (www.uv.medaces.es)

Los datos de varamientos de cachalote recogidos por la Universidad de Valencia en la Comunitat Valenciana entre 1990-2009 indican 21 individuos, de los cuales 1 (5 %) tenía evidencias de colisión con embarcaciones (Gozalbes *et al.* 2010).

4. Estado de protección y conservación

Los temas relativos a las especies migratorias en el territorio del Estado español y en las aguas marítimas bajo soberanía o jurisdicción española, incluyendo la zona económica exclusiva y la plataforma continental, y son tratados en el Comité de Flora y Fauna Silvestres dependiente de la Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza (Real Decreto 2488/1994). Dicho Comité es un órgano consultivo y de cooperación entre el Estado y las Comunidades Autónomas.

La población de cachalotes del mar Mediterráneo está protegida por varios acuerdos internacionales.

La especie se considera una especie amenazada y de alta prioridad según:

- la UICN: Unión Internacional de la Conservación de la Naturaleza, que la cataloga dentro de la categoría “Vulnerable”.

- ACCOBAMS: Acuerdo para la Conservación de los Cetáceos del Mediterráneo, Mar Negro y Atlántico Contiguo, que considera la especie como “Amenazada” en el Mediterráneo

- Pelagos: 1999 Santuario marino internacional (3 países, Francia, Italia, Mónaco); 2002 Zona Especialmente Protegida de Importancia para el Mediterráneo (ZEPIM).

Está incluida en los siguientes acuerdos, convenios y directivas internacionales:

- el Apéndice I del Convenio de Bonn sobre la conservación de especies migratorias de animales silvestres (CMS), que incluye las especies estrictamente protegidas, especies migratorias amenazadas de extinción en la totalidad o en una proporción significativa de su área de distribución. (Seventh Meeting of the Conference of the Parties (COP7) Bonn, 18-24 September 2002), apareciendo bajo la categoría de especies migratorias en peligro.

- el Apéndice II del Convenio de Bonn sobre la conservación de especies migratorias de animales silvestres (CMS), que incluye las especies migratorias cuyo estado de conservación sea desfavorable y que necesiten que se concluyan acuerdos internacionales para su conservación, cuidado y aprovechamiento, así como aquellas cuyo estado de conservación se beneficiaría considerablemente de la cooperación internacional resultante de un acuerdo internacional. (Seventh Meeting of the Conference of the Parties (COP7) Bonn, 18-24 September 2002), en la que aparece bajo la categoría de especies migratorias que deben ser objeto de acuerdo.

- el Apéndice I de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres, que incluye las especies en peligro de extinción, que pueden ser afectadas por el comercio internacional. El comercio de esta especie tiene que ser sujeto a regulaciones especialmente estrictas para no poner más en peligro su supervivencia y solo se autorizará en circunstancias especiales, en el cual se considera como especie en peligro de extinción

- el Apéndice II del Convenio de Berna relativo a la Conservación de la Vida Silvestre y del Medio Natural en Europa, que incluye las especies de fauna estrictamente protegidas.

- el Apéndice II del Protocolo sobre zonas especialmente protegidas y la diversidad biológica del Convenio de Barcelona para la protección del medio marino y de la región costera del Mediterráneo, que incluye la lista de especies en peligro o amenazadas.

- el Anexo IV de la Directiva 92/43/CEE o Directiva Hábitat de 21 de mayo del Consejo Europeo relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y la flora silvestres, que incluye las especies animales y vegetales de interés comunitario que requieren una protección estricta.

- la Directiva 2008/56/CE o Directiva marco sobre la estrategia marina del Parlamento europeo y del Consejo de 17 de junio de 2008 por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino, establece un marco en el que los Estados miembros deberán adoptar las medidas necesarias para lograr o mantener un buen estado medioambiental del medio marino a más tardar en el año 2020.

También 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 Listado de Especies en Régimen de Protección Especial 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., Anexo V

- el Real Decreto 1727/2007, de 21 de diciembre, por el que se establecen medidas de protección de los cetáceos.

- Estrategia Española para la Conservación y el Uso Sostenible de la Diversidad Biológica (1998).

Estado Nivel mundial (UICN):

VULNERABLE desde 2001

Estado Nivel Mar Mediterráneo (UICN/ACCOBAMS):

AMENAZADO C2aii desde el 2006

Estado Nivel nacional España:

VULNERABLE desde 2011

(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)

Libro Rojo de Vertebrados amenazados de España "Vulnerable" según criterios A1ce en 1992

Estado Andalucía:

Estado autonómico (VULNERABLE)

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

Libro Rojo de Vertebrados amenazados de Andalucía “Vulnerable” según criterios A1ce en 2003

Estado Islas Canarias

Estado autonómico (VULNERABLE)

(Anexo II de la Ley 7L/PPL-0011, del 9 de septiembre de 2009, Del Catálogo Canario de Especies Protegidas)

Estado Comunidad Valenciana

Estado autonómico (VULNERABLE)

(Decreto 32/2004, de 27 de febrero, del Consell de la Generalitat, por el que se crea y regula el Catálogo Valenciano de Especies de Fauna Amenazadas, y se establecen categorías y normas para su protección. DOGV número 4705 de 4 de Marzo de 2004)

Estado Cataluña

Estado autonómicos (Especies protegidas de la fauna salvaje autóctona)

(Decreto legislativo 2/2008, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de protección de los animales)

Estado Islas Baleares

Estado autonómico (VULNERABLE)

(Decreto 75/2005, de 8 de julio, por el cual se crea el Catálogo Balear de Especies amenazadas y de Especial Protección, las Áreas Biológicas Críticas y el Consejo Asesor de Fauna y Flora de les Illes Balears. BOCAIB de 16 de julio de 2005)

Libro Rojo de Vertebrados amenazados de las Baleares “Vulnerable” según la 3ª edición en 2006

5. Bibliografía consultada

Aguilar A, Lens S (1981) Preliminary report on spanish whaling activities. Rep Int Whal Commn 31:639-643.

Akamatsu, T., Hatakeyama, Y. and Takatsu, N. (1993) Effect of Pulse Sounds on Escape Behaviour of False Killer Whales.

Akamatsu, T., Hatakeyaman Y., Kojima, T. and Soeda, H. 1994. Echolocation rates of two harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). Marine Mammal Science 10: 401-411.

ALNITAK (2001) Proyecto de identificación de áreas de especial interés para la conservación de cetáceos en el Mediterráneo español, Grupo de Investigación de Cetáceos de la UAM.

Aloncle H (1964) Premières observations sur les petits Cétacés des côtes marocaines. Bull Inst Pech Maroc 12:21-42.

Amundin, M. (1991). Sound production in odontocetes with emphasis on the harbour porpoise, *Phocoena phocoena*. Doctoral Dissertation, Department of Zoology, Division of Functional Morphology, University of Stockholm.

Andersen, S. (1970). Auditory sensitivity of the harbour porpoise *Phocoena phocoena*. In: G. Pilleri (ed.). Investigations on Cetacea, Vol II. - Institute of Brain Anatomy, Bern, 255-259.

Anderson, D. R. and Burnham, K. P. (1999) Understanding information criterion for selection among capture-recapture or ring recovery models. Bird Study, 46: 14-21.

- André, M. and Degollada, E. 2003 Effects of shipping noise on sperm whale populations. Poster presented at the European Cetacean Society Conference, Las Palmas de Gran Canaria, March 2003.
- Anónimo (2001) San Francisco–Oakland Bay Bridge, East Span Seismic Safety Project, Pile Installation Demonstration Project, Fisheries Impact Assessment. PIDP EA 01208, Caltrans contract 04A0148, Task Order 205.10.90, PIDP 04-ALA-80–0.0/0.5, p 1–32
- Anónimo (2001), “Proyecto de "Identificación de las áreas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español” ”, Dirección General para la Conservación de la Naturaleza.
- Anónimo (2002) Horns Reef—noise in the sea during piledriving of a turbine foundation. Report from Tech-Wise A/S, Fredericia, p 1–49 (in Danish)
- Anónimo (2002). Informe de las actuaciones del centro de recuperación de especies marinas amenazadas (C.R.E.M.A.) durante el año 2002. 10pp
- Anónimo (2003). Informe de las actuaciones del centro de recuperación de especies marinas amenazadas (C.R.E.M.A.) durante el año 2003. 14pp
- Anónimo. 1990. Decline of the Sea Turtles. Causes and Prevention. National Academy Press. Washinton, D.C. 259 pp.
- Argano, R., & F. Baldari. 1983. Status of western Mediterranean sea turtles. Rapport et Proces Verbaux des réunions de la Commission Internationale pour l’Exploitation Scientifique de la Méditerranée, 28(5): 233-235.
- Arveson PT, Vendittis DJ (2000) Radiated noise characteristics of a modern cargo ship. J Acoust Soc Am 107:118–129 293.
- Au WWL, Ford JK, Horne JK, Allman KAN (2004) Echolocation signals of free-ranging killer whales (*Orcinus orca*) and modeling of foraging for Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). J Acoust Soc Am 115:901–909.
- Au WWL, Moore PWB (1990) Critical ratio and critical bandwidth for the Atlantic bottlenose dolphin. J Acoust Soc Am 88:1635–1638.
- Au, W.W.L. 1993. The sonar of dolphins. Springer-Verlag, New York. 277pp.
- Au, W.W.L., Floyd, R.W., Penner, R.H. and Murchison, A.E. 1974. Measurement of echolocation signals of the Atlantic bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus* Montagu, in open waters. Journal of the Acoustical Society of America 56: 1280-1290.
- Au, W.W.L., Nachtigall, P.E. and Pawloski, J.L. 1997. Acoustic effects of the ATOC signal (75Hz; 195 dB) on dolphins and whales. Journal of the Acoustical Society of America 104: 2273-2275.
- Awbrey, F.T., Thomas, J.A. and Kastelein, R.A. 1988. Low frequency underwater hearing sensitivity in belugas; *Delphinapterus leucas*. Journal of the Acoustical Society of America 84: 2273-2275.
- Awbrey, F.T., Thomas, J.A., Evans, W.E. and Leatherwood, S. 1982. Ross Sea killer whale vocalizations: Preliminary description and comparison with those of some Northern Hemisphere killer whales. Reports of the International Whaling Commission 32: 667-670.
- Backus, R.H. and Schevill, W.E. 1966. Physeter clicks. In Whales, Dolphins and Porpoises (ed. K.S. Norris), pp. 510- 527. University of California Press, Berkeley, California.

- Banner, P.J. and Hyatt, M. 1973. Effects of noise on eggs and larvae of two estuarine fishes. *Transactions of the American Fisheries Society* 108: 134-6.
- Baran, I. 1988. Marine turtles in Turkey. Status survey 1988 and recommendations for conservation and management. W.W.F. for Nature. Gland. 24 pp.
- Barret-Lennard, L.G (2000). Population structure and mating strategies patterns of killer whales (*Orcinus orca*) as revealed by DNA analysis. *Zoology*. Vancouver, British Columbia, Univeristy of British Columbia : 97.
- Basso, R. 1996. Primi documentati casi di schiusa sull litorale del Mare Adriatico di tartaruga comune (*Caretta caretta*) con l'auxilio di unità cinofile. In *Atti del Convegno sulla fauna degli Iblei*, 153-157. Noto, Italy: Ente Fauna Siciliana.
- Bayed A, Beaubrun PC (1987) Les mammifères marins du Maroc: Inventaire préliminaire. *Mammalia* 51(3):437-446.
- Best. P.B. and Underhill, L.G. (1990). Estimating population size in southern right whales (*Eubalaena australis*) using naturally marked animals. *Report of the International Whaling Commission* 12: 183-190.
- Betke, K., Schultz-von Glahn, M. and Matuschek, R. (2004). Underwater noise emissions from offshore wind turbines. Paper presented on CFA/DAGA 2004, 2 pp. (<http://www.itap.de/Itap.htm>)
- Bjorndal, K.A, A. B. Bolten, J. Gordon & J.A. Camiñas. 1994. *Caretta caretta* (Loggerhead) growth and pelagic movements. *Herpetological Review*, 25(1): 23-24.
- Blackwell SB, Lawson JW, Williams JT (2004) Tolerance by ringed seals (*Phoca hispida*) to impact pipe-driving and construction sounds at an oil production island. *J Acoust Soc Am* 115:2346–2357.
- Bolten, A., H. Martins, K.A. Bjorndal, M. Cocco, & G. Gerosa. 1992. *Caretta caretta* (Loggerhead) pelagic movement and growth. *Herpetological Review*, 23(4): 116.
- Bowen, W.B., J.C. Avise, J.I. Richardson, A.B. Meylan, D. Margaritoulis & S.R. Hopkins-Murphy. 1993. Population structure of Loggerhead Turtles (*Caretta caretta*) in the Northwestern Atlantic Ocean and Mediterranean Witherington. Washington D.C., Smithsonian Institution Books. *Sea. Conservation Biology*, 7 (4): 834-844.
- Bradai, M.N. 1995. Nidification de la caouanne *Caretta caretta* sur les plages surest de la Tunisie. *Rapport et Proces Verbaux des réunions de la Commission Internationale pour l'Exploitation Scientifique de la Méditerranée* 34:237.
- Broderick , A.C.& B.J. Goodley, 1996. Population and nesting ecology of the green turtle, *Chelonia mydas*, and the loggerhead turtle, *Caretta caretta*, in Northern Cyprus. *Zoology In The Middle East*, 13:27-46.
- Broderick , A.C., B.J. Goodley, A. Kelly & A.McGowan. 1997. Glasgow University turtle conservation expedition to northern Cyprus 1995. Expedition report. Swansea: Marine Turtles Research Group, University of Wales. 37 pp.
- Brodie, D.A. and Hanson, H.M. 1960. A study of the factors involved in the production of gastric ulcers by the restraint technique. *Gastroenterology* 38: 353-360.
- Brongersma, L.D. 1972. European Atlantic Turtles. *Zoologische Verhandlingen*, 121:318.

- Bryden, M.M. and Molyneux, G.S. 1986. Ultrastructure of encapsulated mechanoreceptor organs in the region of the nares. In *Research on Dolphins* (ed. M.M. Bryden and R. Harrison), pp. 99-107. Clarendon Press, Oxford.
- Buisson L. (2004). Evaluation des effectifs, de la distribution spatiale et de l'organisation sociale de l'orque (*Orcinus orca*) dans la région du détroit de Gibraltar. DEA Thesis, Université de Strasbourg, France.
- Busnel, R.-G. and Dziedic, A. 1966. Acoustic signals of the pilot whale *Globicephala melaena* and of the porpoises *Delphinus delphis* and *Phocoena phocoena*. In *Whales, dolphins and porpoises* (ed. K.S. Norris), pp. 607-646. University of California Press, Berkeley.
- Busnel, R.G., Dziedic, A. and Andersen, S. 1965. Rôle de l'impédance d'une cible dans le seuil de sa détection par le système sonar du marsouin *P. phocaena*. C.R. Séances Soc. Biol. 159: 69-74.
- Caldwell, D.K., Caldwell, M.C. and Miller, J.F. 1969. Three brief narrow-band sound emissions by a captive male Risso's dolphin, *Grampus griseus*. Los Angeles County Museum Natural History Foundation Technical Report 5. 6pp.
- Caldwell, M.C. and Caldwell, D.K. 1967. Intraspecific transfer of information via pulsed sound in captive odontocete cetaceans. In *Animal Sonar Systems: Biology and Bionics II* (ed. R.-G. Busnel), pp. 879-937. Laboratoire de Physiologie Acoustique, Jouy-en-Josas, France.
- Caldwell, M.C. and Caldwell, D.K. 1968. Vocalizations of native captive dolphins in small groups. *Science* 159: 1121-1123.
- Caldwell, M.C., Caldwell, D.K., and Tyack, P.L. 1990. Review of the signature-whistle hypothesis for the Atlantic bottlenose dolphin. In *The Bottlenose Dolphin* (ed. S. Leatherwood and R.R. Reeves), pp. 199-234. San Diego: Academic Press. 653pp.
- Camiñas J.A., (2005), Biología y comportamiento migratorio de la tortuga boba (*Caretta caretta* Linnaeus, 1758) en el Mediterráneo occidental. Análisis de las interacciones con las flotas pesqueras españolas y propuestas para mejorar la gestión de la especie. Tesis doctoral, Universidad Complutense de Madrid, 267pp.
- Camiñas, J.A. & J. Valeiras. 2000. Datos preliminares sobre la captura accidental de tortugas marinas en las pesquerías de palangre de superficie en el Mediterráneo occidental en 1999. Libro de Resúmenes del VI Congreso Luso-Español y X Congreso Español de Herpetología. Universidad de Valencia. 160
- Camiñas, J.A. & J.M. de la Serna. 1995a. The loggerhead distribution in the western Mediterranean Sea as deduced from captures by the Spanish long line fishery. In Llorente et al. (Eds.). *Scientia Herpetologica* 1995: 316-323.
- Camiñas, J.A. 1992. Hipotesis migratoria de la Tortuga Boba (*Caretta caretta*) en el Mediterráneo occidental a partir de datos procedentes de pesquerías de superficie. Actas del 1er Congreso Nacional de Reptiles Marinos. Bagur (Gerona). 22-23 Octubre de 1992.
- Camiñas, J.A. 1995a. The loggerhead *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) pelagic movements through the Gibraltar Strait. Rapport et Proces Verbaux des réunions de la Commission Internationale pour l'Exploitation Scientifique de la Méditerranée, 34:238.
- Camiñas, J.A. 2004b. Tortuga Boba recuperada en Cuba tras ser marcada en el Mediterráneo. *Quercus*, 219:14-15.

- Camiñas, J.A., J. Valeiras & J.P. del Árbol, 2003a. Epibiontic occurrence on Loggerhead turtle (*Caretta caretta*) in the western Mediterranean and applications on biogeography. In Margaritoulis D. & A. Demetropoulos (editors), 2003. Proceedings of the First Mediterranean Conference on Marine Turtles. Barcelona Convention – Bern Convention – Bonn Convention (CMS). Nicosia, Cyprus, 270pp.:87
- Camiñas, J.A., J. Valeiras, & J. M. de la Serna. 2003b. Spanish surface longline gear types and effects on marine turtles in the western Mediterranean sea. In Margaritoulis D. & A. Demetropoulos (editors), 2003. Proceedings of the First Mediterranean Conference on Marine Turtles. Barcelona Convention – Bern Convention – Bonn Convention (CMS). Nicosia, Cyprus, :88-93.
- Cañadas A, Fernández Casado M, De Stephanis R, Sagarminaga R (2000) Sperm whales (*Physeter macrocephalus*) at the gates of the Mediterranean Sea. 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 320-322
- Cañadas, A., R. Sagarminaga, R. de Stephanis, E. Urquiola, P.S. Hammond 2003, Habitat selection models as a conservation tool: proposal of marine protected areas for cetaceans in southern Spain, Biological Conservation Submitted.
- Cañadas, A., Sagarminaga, R., De Stephanis, R. Urquiola, E. and Hammond, P.S. (2005). Habitat preference modelling as a conservation tool: proposals for marine protected areas for cetaceans in southern Spanish waters. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 15: 495–521.
- Carr, A.F. 1987. New perspectives on the pelagic stages of sea turtle development. Conservation Biology, 1(2): 103-121.
- Carr, A.F., M.H. Carr & A.B. Meylan. 1978. The ecology and migrations of sea turtles, 7. The west Caribbean green turtle colony. Bulletin of the American Museum of Natural History, 162:1-46.
- Chao, A. (1989). Estimating population size for sparse data in capture-recapture experiments. Biometrics, 45: 427-438.
- Chao, A., Lee, S.M. and Jeng, S.L. (1992). Estimating population size for capture-recapture data when capture probabilities vary by time and individual animal. Biometrics, 48: 201-216.
- Charlesworth, B. (1980). Evolution in age structured populations. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom.
- Choquet R., Reboulet A.-M., Pradel R., Gimenez O. and Lebreton J.D. (2003). U-care version 2.0 user's guide. Mimeographed document, CEFE-CNRS, Montpellier, France.
- Clark, C.W. 1990. Acoustic behavior of mysticete whales. In Sensory Abilities of Cetaceans. Laboratory and Field Evidence (ed. J.A. Thomas and R.A. Kastelein), pp. 571-584. Plenum Press, New York. 710pp.
- Clarke, M, A.C. Campbell, W.S. Hameis, & S. Ghoneim. 2000. Preliminary report on the status of marine turtles nesting populations on the Mediterranean coasts of Egypt. Biological Conservation, 94:363-371.
- Clusa, M., Carreras, C., Pascual, M., Gaughran, S. J., Piovano, S., Giacoma, C., ... & Cardona, L. (2014). Fine-scale distribution of juvenile Atlantic and Mediterranean loggerhead turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea. Marine biology, 161(3), 509-519.

- Cocco, M. & G. Gerosa, 1990. Progetto tartarughe marine. Rapporto attività 1990. WWF-Italy. Rome: Dipartimento di Biologia Animal e dell'Uomo; Università La Sapienza. Unpublished report
- Cohn, L.A. 1991. The influence of corticosteroids on host defence mechanisms. *Journal of Veterinary Internal Medicine* 5: 95-104.
- Conesa Fernandez-Vitoria (1995): Guía Metodológica para la Evaluación de Impacto Ambiental. Ed. Mundiprensa. Madrid.
- Corbett, K. 1989. Conservation of European Reptiles and Amphibians. Christopher Helm. London. 274pp.
- CREMA. 2002. Seguimiento, vigilancia y estudio del primer nido de tortuga boba (*Caretta caretta*) registrado en las costas de Andalucía. En: Informe de varamientos de tortugas marinas en el litoral andaluz. Año 2001, 12pp.
- Cummings, J. (2003). Seismic Surveys: What we don't know may hurt – Report prepared for Greenpeace. Acoustic Ecology Institute Santa Fe, USA.
- Cummings, W.C. and Thompson, P.O. 1994. Characteristics and seasons of blue and finback whale sounds along the U.S. west coast as recorded at SOSUS stations. *Journal of the Acoustical Society of America* 95: 2853.
- Cummings, W.C., Thompson, P.O. and Ha, S.J. 1986. Sounds from Bryde's, *Balaenoptera edeni*, and finback, *Balaenoptera physalus*, whales in the Gulf of California. *Fishery Bulletin* 84: 359-370.
- Dalen, J. and Knutson, G.M. 1986. Scaring effects in fish and harmful effects on eggs, larvae and fry by offshore seismic explorations. In *Progress in Underwater Acoustics* (ed. H.M. Merklinger), pp. 93-102. London: Plenum Press. 835 pp.
- Dalheim, M.E. and Ljungblad, D.K. 1990. Preliminary hearing study on gray whales *Eschrichtius robustus* in the field. In *Sensory Abilities of Cetaceans. Laboratory and Field Evidence* (ed. J.A. Thomas and R.A. Kastelein), pp. 335-346. Plenum Press, New York. 710pp.
- Darroch, J.N. (1958). The multiple recapture census: I. Estimation of a closed population. *Biometrika* 45(3/4): 336-351.
- David, J.A. (2006). Likely sensitivity of bottlenose dolphins to pile-driving noise. *Water and Environment*
- De Stephanis R, Fernández Casado M, Gonzalbez Aparicio P, Ocaña O, Salazar Sierra JM, Perez Gimeno N, De los Ríos y los Huertos A (2001a) Consultoría y asistencia técnica relativa al estudio de las poblaciones de cetáceos y de tortugas marinas de las aguas adyacentes al litoral de la ciudad autónoma de Ceuta, Biosfera XXI. Estudios Ambientales, S.L.
- De Stephanis R, Perez Gimeno N, Salazar Sierra J, Poncelet E, Guinet C (2002) Interactions between killer whales (*Orcinus orca*) and red tuna (*Thunnus thynnus*) fishery in the Strait of Gibraltar Fourth International Orca Symposium and Workshop, France, p 138-142.
- De Stephanis R., Perez Gimeno N., Salazar Sierra J.M., Fernández Casado M., Guinet C., (2003) Summer spatial distribution of cetaceans in the strait of Gibraltar in relation to the oceanographic context, *Marine Ecology Progress Series*, Submitted.
- De Stephanis, Cañadas, Villalba, Perez-Gimeno, Sagarminaga, Segura, Fernández-Casado, Guinet, (2001b) "Fin whale (*Balaenoptera physalus*) migration through the strait of

- Gibraltar?”, In European Research on Cetaceans 15. Proc. 15 th Ann. Meeting European Cetacean Society, Roma, Italia 6-10 May 2001.
- Degn U (2000) Offshore wind turbines—VVM, underwater noise measurements, analysis, and predictions. Ødegaard & Danneskiold-Samsøe A/S, Rep No 00-792 rev. 1. p 1–230 (also available at: <http://uk.nystedhavmoellepark.dk>)
- Demetropoulos, A. & M. Hadjichristophorou. 1989. Sea Turtles Conservation in Cyprus. Marine Turtle Newsletter, 44:4-6.
- Di Palma, M.G. 1978. Notizie sulle tartarughe marine in Sicilia. Naturalista Siciliano, ser. 4, 2 (1-2):1-6.
- Diercks, K.J. 1972. Biological sonar systems: A bionics survey. Applied Research Laboratories, ARL-TR-72-34. University of Texas, Austin, Texas.
- Diercks, K.J., Trochta, R.T., Greenlaw, C.F. and Evans, W.E. 1971. Recording and analysis of dolphin echolocation signals. Journal of the Acoustical Society of America 49: 1729-1732.
- Dodd, C. K, 1988. Synopsis of the biological data on the Loggerhead Sea Turtle *Caretta caretta* (Linnaeus 1758). U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report, 88(14), 1-110.
- Douglas-Hamilton, I.1973. On the ecology and behaviour of the Lake Manyara elephants. E.Afr.Wildl.J. 11:401-3.
- Edds, P.L. 1988. Characteristics of finback *Balaenoptera physalus* vocalizations in the St. Lawrence Estuary. Bioacoustics 1: 131-149.
- Edrén, S.M.C., Teilmann, J., Dietz, R. and Carstensen, J. (2004). Effects from the construction of Nysted Offshore Wind Farm on seals in Rødsand seal sanctuary based on remote video monitoring. Report request. Commissioned by ENERGI E2 A/S. National Environmental Research Institute. 31 p.
- Engas, A., Lokkeborg, S., Ona, E. and Soldal, A.V. 1993. Effects of seismic shooting on catch and catch availability of cod and haddock. Fiskenog Havet 9: 117.
- Erbe, C. (2002). Underwater noise of whale-watching boats and potential effects on killer whales (*Orcinus orca*), based on an acoustic impact model. Mar. Mamm. Sci. 18, 394-419.
- Erk'arkan, F. 1993. Nesting biology of loggerhead turtles *Caretta caretta* L. on Dalyan Beach, Mugla-Turkey. Biological Conservation, 66 (1): 1-4.
- Evans, W.E. 1973. Echolocation by marine delphinids and one species of freshwater dolphin. Journal of the Acoustica Society of America 54: 191-199.
- Evans, W.E. and Prescott, J.H. 1962. Observations of the sound production capabilities of the bottlenose porpoise: a study of whistles and clicks. Zoologica 47: 121-128.
- Fernández Casado M, De Stephanis R, Perez Gimeno N (2000)b Cetacean populations in the Strait of Gibraltar: a first approach. In: Evans PGH, Pitt-Aiken R, Rogan E (eds) European Research on Cetacenas 14: Fourteenth annual conference of the European Cetacean Society, Cork, Ireland, p 324-328
- Fernández Casado M, Fernández EJ, García E, Mons JL (1999) Record of stranded cetaceans on the Andalusian coast (southern Iberian Peninsula), Ceuta and Melilla (northern Africa) during the period (1996-1998). In: Evans PGH, Cruz J, Raga JA (eds) European Research on Cetacenas 13: Thirteenth annual conference of the European Cetacean Society, Valencia, Spain, p 201-205

- Fernández Casado M, Ploner R, Vargas F, De Stephanis R (2000) Aproximación al estudio de las poblaciones de las diferentes especies de cetáceos en el estrecho de Gibraltar: Resultados preliminares IV Jornadas de Flora, Fauna y Ecología del Campo de Gibraltar. Almoraima- Revista de Estudios Campogibaltareños, Tarifa, p 209-218
- Fernández, A., Edwards, J.F., Rodríguez, F., Espinosa de los Monteros, A., Herráez, P., Castro, P., Jaber, J.R., Martín, V., & Arbelo, M. (2005) "Gas and fat embolic syndrome" involving a mass stranding of beaked whales (Family Ziphiidae) exposed to antropogenic sonar signals. *Vet Pathol*, 42, 446-457.
- Filella i Subirá, E. & I. Esteban-Guinea. 1992. ¿Cría *Caretta caretta* en las costas Mediterráneo españolas?. II Congreso Luso Español y VI Congreso Español de Herpetología. Poster. Granada.
- Fisher, W., M.L. Bauchot, & M. Schneider (rédacteurs). 1987. Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. (Révision 1). Méditerranée et mer Noir. Zone de pêche 37. Volume II. Vertébrés. Publication préparée par la FAO, résultat d'un accord entre la FAO et la Commission des Communautés Européennes (Project GCP/INT/422/EEC) financée conjointement par ces deux organizations. Rome, FAO, Vol. 2: 761-1530.
- Ford, J.K.B. and Fisher, H.D. 1983. Group-specific dialects of killer whales (*Orcinus orca*) in British Columbia. In *Communication and Behaviour of Whales* (ed. R. Payne), pp. 129-161. AAAS Selected Symposia 76. Westview Press, Boulder, Colorado. 643pp.
- Frantzis A (1998) Does acoustic testing strand whales? *Nature* 392:29
- Freggi, D. 1997. Tartarughe marine a Lampedusa: Osservazione sulle stagioni riproduttive 1994-1996. In *Fauna del Mediterraneo: Immagini e note di ecologia marina*, 12-48. Quaderni dell'Acquario di Livorno 3. Livorno, Italy: Acquario di Livorno.
- Geldiay, R., T. Koray, & S. Balik. 1982. Status of sea turtle population (*Caretta caretta* and *Chelonia mydas*) in the northern Mediterranean sea, Turkey. In: *Biology and conservation of sea turtles*. Bjorndal, K. (ed.) pp. 425-433. Smithsonian Institutions Press, Washington D.C.
- Georges, A., C.J. Limpus, & R. Stontjesdijk. 1994. Hatchling sex in the marine turtle *Caretta caretta* is determined by proportion of development at temperature, net daily duration of exposure. *Journal of Experimental Zoology*, 270: 432.
- Gordon and Tyack 2001 *Sound and cetaceans* In: *Marine mammals: biology and conservation* (Ed by P.G.H Evans and J.A. Raga), pp 139-197, Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York
- Gordon, J., Gillespie, D., Potter, J., Frantzis, A., Simmons, M., Swift, R. and Thompson, D. (2004). A review of the effects of seismic surveys on marine mammals. *Marine Technology Society Journal* 37, 16-34.
- Gramentz, D. 1989. Marine turtles in the central Mediterranean Sea. *Centro* 1:4-56.
- Guinet C., Mate B., Bentaleb I., André J.-M., Mayzaud P., de Stephanis R. 2005. Where are the Mediterranean fin whales when the Summer is over? Abstracts, 19th Annual Conference of the European Cetacean Society, La Rochelle, France, 2-7 April 2005:24
- Haddoud, D.A. & H. El Gomati. 1997. The coast survey of marine turtle activity along the coast of Libya. Phase 2. Between Sirte and Misratah. Deuxieme Journées Maghrébienes des Sciences de la Mer. Aghezdis, Agadir, Morocco: ISTPM. Unpublished report.

- Hammond, P.S (1990). Heterogeneity in the Gulf of Maine? Estimating humpback whale population size when capture probabilities are not equal. Report of the International Whaling Commission 12: 135-140.
- Henriksen OD, Teilmann J, Carstensen J (2003) Effects of the Nysted offshore wind farm construction on harbour porpoises the 2002 annual status report for the acoustic TPOD monitoring programme. National Environmental Research Institute, Roskilde
- Hirth, H.F. & L. Hollingworth. 1973. Report to the Government of the People's Democratic Republic of Yemen on marine turtles management. United Nations Development Program nº TA3178. FAO, Rome. 12 pp.
- Hooge PN, Eichenlaub B, (2000) Animal movement extension to Arcview, ver 2.0. Alaska Science Center - Biological Science Office, U.S. Geological Survey, Anchorage, AK, USA (<http://www.absc.usgs.gov/giba/gistools/index.htm#ANIMAL MOVEMENT>)
- Hughes, G.R. 1974. The Sea turtles of South-East Africa I. Status, morphology and distributions. II. The biology of the Tongaland loggerhead turtle *Caretta L.* with comments on the leatherback *Dermochelys coriacea L.* and the green turtles *Chelonia mydas L.* in the study region. Oceanographical Research Institute (2 West Street, Durban, South Africa), Investigational Reports: 35 and 36.
- Hurvich, C.M. and Tsai, C.-L. (1989). Regression and time series model selection in small samples. *Biometrika* 76:297-307.
- Ingemansson Technology AB (2003) Utgrunden offshore wind farm measurements of underwater noise. Report 11-00329-03012700. Ingemansson Technology A/S, Gothenburg
- Ingram. S (2000). The Ecology and Conservation of Bottlenose Dolphins in the Shannon Estuary, Ireland. PhD Thesis, University College Cork. 170 pp.
- International Whaling Commission (2001). Report of the Workshop on Status and Trends of Western North Atlantic Right Whales. *Journal of Cetacean Research and Management* 2:61-87.
- ITAP – Institut für technische und angewandte Physik GmbH (2005). Ermittlung der Schalldruck-Spitzenpegel aus Messungen der Unterwassergeräusche von Offshore-WEA und Offshore- Rammarbeiten. Report commissioned by biola (biologisch-landschaftsökologische Arbeitsgemeinschaft)
- Jepson, P.D., Arbelo, M., Deaville, R., Patterson, I.A.P., Castro, P., Barkers, J.R., Degollada, E., Ross, H.M., Herráez, P., Pocknell, A.M., Rodriguez, F., Howie, F.E., Espinosa, A., Reid, R.J., Jabert, J.R., Martin, V., Cunningham, A.A., & Fernández, A. (2003) Gas-bubble lesions in stranded cetaceans. *Nature*, 425.
- Johnson CS (1967) Sound detection thresholds in marine mammals. In: Tavalga WN (ed) *Marine Bioacoustics II*. Pergamon, Oxford, p 247–260
- Johnson CS, McManus MW, Skaar D (1989) Masked tonal hearing thresholds in the beluga whale. *J Acoust Soc Am* 85:2651–2654
- Kamminga, C. and Wiersma, H. 1981. Acoustical similarities and differences in odontocete sonar signals. *Aquatic Mammals* 8: 41-62.
- Kaska, Y., R. Downie, R. Tippet & R.W. Furness. 1998. Natural temperature regimes for loggerhead and green turtle nests in the eastern Mediterranean. *Canadian Journal of Zoology*,: 76:723-729.

- Kasperek, M. 1993. Marine Turtles Conservation in the Mediterranean. Marine Turtles in Egypt. Phase I, Survey on the Mediterranean coast between Alexandria and El-Salum. Report founded by MEDASET, RAC/SPA and NIOF (Egypt), London U.K.
- Kasperek, M. 1995. The nesting of marine turtles on the coast of Syria. *Zoology in the Middle East*, 11:52-62.
- Kastak D, Schusterman RJ (1999) Underwater temporary threshold shift induced by octave-band noise in three species of pinniped. *J Acoust Soc Am* 106:1142–1148
- Kastak, D. and Schusterman, R.J. (1998). Low–frequency amphibious hearing in pinnipeds: methods, measurements, noise and ecology. *J. Acoust. Soc. Am.* 103, 2216-2228.
- Kastelein RA, Bunskoek P, Hagedoorn M, Au WWL, de Haan D (2002) Audiogram of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) measured with narrow-band frequency modulated signals. *J Acoust Soc Am* 112:334–344
- Kastelein, R.A., Hagedoorn, M., Au, W.W.L. and de Haan, D. (2003). Audiogram of a striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*). *J. Acoust. Soc. Am.* 113, 1130-1137.
- Kastelein, R.A., Nieuwstraten, S.H., Stall, C., van Ligtenberg, C.L. and Versteegh, D. 1997. Low-frequency aerial hearing of a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*). In *The Biology of the Harbour Porpoise* (ed. A.J. Read et al.). De Spil Publishing, Woerden, The Netherlands.
- Kastelein, R.A., van der Heul, S., Verboom, W.C., Triesscheijn, R.J.V. and Jennings, N. (2006). The influence of underwater data transmission sounds on the displacement behaviour of captive harbour seals (*Phoca vitulina*). *Mar. Env. Res.* 61, 19-39.
- Kastelein, R.A., Verboom, W.C., Muijsers, M., Jennings, N.V. and van der Heul, S. (2005). The influence of acoustic emissions for underwater data transmission on the behaviour of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in a floating pen. *Mar. Env. Res.* 59, 287-307.
- Katona, S., Baxter, B., Brazier, O., Kraus, S., Perkins, J. and Whitehead, H. 1979. Identification of humpback whales by fluke photographs. Pp 33-44. In: H.E Winn and B.L.Olla (eds.), *Behavior of Marine Mammals, Vol. 3: Cetaceans*. Plenum Press, New York, London. 438 pp.
- Knust R, Dalhoff P, Gabriel J, Heuers J, Hüppop O, Wendelin H (2004) Untersuchungen zur Vermeidung und Verminderung von Belastungen der Meeresumwelt durch Offshore-Windenergieanlagen in küstenfernen Bereich der Nord- und Ostsee. 62/03. Umweltbundesamt, Büsum
- Kolchin, S.P. and Bel'kovich, V.M. 1973. Tactile sensitivity in *Delphinus delphis*. *Zoologicheskij zhurnal* 52: 620-622.
- Koschinski S, Culik BM, Henriksen OD, Tregenza N, Ellis G, Jansen C, Kathe C (2003) Behavioural reactions of free-ranging porpoises and seals to the noise of a simulated 2 MW windpower generator. *Mar Ecol Prog Ser* 265:263–273
- Krahn, M.M., Wade, P.R., Kalinowski, S.T., Dahlheim, M.E., Taylor, B.L., Hanson, M.B., Ylitalo, G.M., Angliss, R.P., Stein, J.E. and Waples, R.S. (2002). Status review of Southern Resident killer whales (*Orcinus orca*) under the Endangered Species Act. U.S. Dept. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-NWFSC-54, 133 p.
- Kuller, Z. 1999. Current status and conservation of marine turtles on the Mediterranean coasts of Israel. *Marine Turtle Newsletter*, 86:3-5.

- Lagadere, J.P. 1982. Effects of noise on growth and production of shrimp (*Crangon crangon*) in rearing tanks. *Marine Biology* 71: 177-185.
- Laurent, L. 1990a . L'origine des tortues Caouannes *Caretta caretta* de Méditerranée occidentale. Rapport et Procès Verbaux des réunions de la Commission Internationale pour l'Exploitation Scientifique de la Méditerranée, 32(1):240.
- Laurent, L. 1990b. Les tortues marines en Algérie et au Maroc (Méditerranée). *Bulletin Societé Herpetologique France*, 55: 1-23.
- Laurent, L., M.N. Bradai, D.A. Hadoud, & H.E. El Gomati. 1995. Marine turtle nesting activity assesment on Libyan coast. Phase 1: survey of the coasts between the Egyptian border and Sirte. Joint project of (in alphabetical order): Marine Biology Research Centre (Tajura, Lybia), MEDASSET, RAC/SPA (MAP-UNED), Technical Centre for Environment Protection (TCEP, Tripoli), WWF International Programme. 35 pp.
- Laurent, L., M.N. Bradai, D.A. Hadoud, H.E. El Gomati & A.A. Hamza. 1999. Marine turtles nesting activity assessment on Libyan coasts. Phase 3. Survy of the coast between the Tunisian border and Misratah. Tunis :RAC/SPA (UNEP).
- Laurent, L., P. Casale, M.N. Bradai, B.J. Godle y, G. Gerosa, A.C. Broderick, W. Schoth, B. Schierwater, A.M. Levy, D. Freggi, E.M. Abd El-Mawla, D.A.Hadoud, H.E. Gomati, M. Domingo, M. Hadjichristophorou, L. Kornaraky, F. Demirayak & Ch. Gautier. 1998. Molecular resolution of marine turtles stock composition in fishery by-catch: A case study in the Mediterranean. *Molecular Ecology* 7:1529-1542.
- Lebreton, J.D., Burnham, K.P., Clobert, J. and Anderson, D.R. (1992). Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecological Monographs* 62: 67-118.
- Levenson, C. 1974. Source level and bistatic target strength of the sperm whale *Physeter catodon* measured from an oceanographic aircraft. *Journal of the Acoustical Society of America* 55: 1100-1103.
- Lien, J., Todd, S., Stevick, P., Marques, F. and Ketten, D. 1993. The reaction of humpback whales to underwater explosions: orientation; movements and behaviour. *Journal of the Acoustical Society of America* 94: 1849.
- Lilly, J.C. and Miller, A.M. 1961. Sounds emitted by the bottlenose dolphin. *Science* 133: 1689-1693.
- Limpus, C.J. 1992. Estimating of tag loss in marine turtle research. *Wildlife Research*, 19: 457-469.
- Ljungblad, D.K., B. Würsig, S.L. Swartz, and J.M. Keene. 1988. Observations on the behavioral responses of bowhead whales (*Balaena mysticetus*) to active geophysical vessels in the Alaskan Beaufort Sea. *Arctic* 41: 183-194.
- Lutz, P. L. & J.A. Musick (Eds.). 1996. *The Biology of Sea Turtles*. CRC Marine Science Series. London. 448 pp.
- MacLeod, P.J. 1986. Observations during the stranding of one individual from a pod of pilot whales, *Globicephala melaena*, in Newfoundland. *Canadian Field Naturalist* 100: 137-139.
- Madsen, P.T., Wahlberg, M., Tougaard, J., Lucke, K. and Tyack, P. (2006). Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 309, 279-295.

- Manzella, S.A, C.T. Fontaine & B.A. Schroeder. 1988. Loggerhead sea turtle travels from Padre Island, Texas to the mouth of the Adriatic Sea. *Marine Turtles Newsletter*, 42:7.
- Margaritoulis, D. & D. Dimopoulos, 1993. The loggerhead *Caretta caretta* on Zakynthos. An update of monitoring and conservation work. Athens: Sea Turtle Protection Society.
- Margaritoulis, D. & T. Arapis. 1990. Monitoring and conservation of the Loggerhead sea turtle *Caretta caretta* in Greece. Report to WWF International on project 3825. Athens: Sea Turtle Protection Society. 26 pp.
- Margaritoulis, D. 1982. Observations on loggerhead sea turtles *Caretta caretta* activity during three nesting seasons (1977-1979) in Zakynthos, Greece. *Biological Conservation*, 24: 193-204.
- Margaritoulis, D. 1983. The inter-nesting interval of Zakynthos loggerheads. In: Adaptations to terrestrial environments. Edited by Margaris, N.S. Arianoutsou-Faragitaki, M. and Reiter, R.J. Plenum Press, New York, pp. 135-144.
- Margaritoulis, D. 1987. Nesting activity and factors affecting breeding of the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* (L.) in Greece. Report to the EEC on project ENV-790-GR. Athens: Ministry of Environment. Unpublished.
- Margaritoulis, D. 1988. Nesting activity of the Loggerhead turtle in Zakynthos island during 1986 and 1987 nesting seasons. Athens, Ministry of Environment.
- Margaritoulis, D., A.F. Rees, M. Michalopoulos & Y. Dracopoulos. 1999. Monitoring and conservation of the loggerhead nesting population in southern Kyparissia Bay during 1998. Athens: Sea Turtle Protection Society. Unpublished.
- Margaritoulis, D., R. Argano, I. Baran, F. Bentivegna, M. N. Bradaj, J. A. Camiñas, P. Casale, G. De Metrio, A. Demetropoulos, G. Gerosa, B. J. Godley, D. A. Haddoud, J. Houghton, L. Laurent, & B. Lazar. 2003. Loggerhead turtles in the Mediterranean Sea: Present knowledge and conservation perspectives. *Loggerhead Sea Turtles*, edited by A. B. Bolten and B. E. Witherington. Washington D.C., Smithsonian Institution Books. Chapter 11: 175-198.
- Márquez, M.R. 1990. FAO Species Catalogue. Vol. 11: Sea turtles of the world. An annotated and illustrated catalogue of sea turtles species know to date. FAO Fisheries Synopsis Nº 125, Vol. 11. Rome, FAO. 81 pp.
- McCauley, R.D., Fewtrell, J., Duncan, A.J., Jenner, C., Jenner, M.-N., Penrose, J.D., Prince, R.I.T., Adhitya, A., Murdoch, J. and McCabe, C. (2000). Marine Seismic Surveys: Analysis and Propagation of Air Gun Signals; and Effects of Air-Gun Exposure on Humpback Whales, Sea Turtles, Fishes and Squid. Report on research conducted for The Australian Petroleum Production and Exploration Association.
- Meininger L., P.A. Wolf, D.A. Hadoud & M.F. Essghaier. 1994. Ornithological survey of the coast of Libya, July 1993. Repport 46. Zeist, The Netherlands: WIWO Report Series, 46:70 pp
- Meylan, A.B. & P.A. Meylan, 1999. Introduction to the evolution, life history and biology of sea turtles. In K. L. Eckert, K. A. Bjorndal, F. A. Abreu-Grovois & M. Donnelly (Editors). Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication Nº 4: 3-5.
- Miller, J.D. 1997. Reproduction in sea turtles. In Lutz & Musick (Edit.) *The Biology of Sea Turtles*. CRC Marine Science Series. London:51-81.

- Moberg, G.P. 1985. Influence of stress on reproduction: a measure of well-being. In *Animal Stress* (ed. G.P. Moberg), pp 245-268. American Physiological Society, Bethesda.
- Monzón-Argüello, C., Rico, C., Carreras, C., Calabuig, P., Marco, A., & López-Jurado, L. F. (2009). Variation in spatial distribution of juvenile loggerhead turtles in the eastern Atlantic and western Mediterranean Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 373(2), 79-86.
- Møhl B, Andersen S (1973) Echolocation: high-frequency component in the click of the harbour porpoise (*Phocoena ph. L.*). *J Acoust Soc Am* 54:1368–1372
- Moore, S.E. and Ridgeway, S.H. 1995. Whistles produced by common dolphins from the southern California Bight. *Aquatic Mammals* 21: 55-63.
- Moore, S.E., Francine, J.K., Bowles, A.E. and Ford, J.K.B. 1988. Analysis of calls of killer whales, *Orcinus orca*, from Iceland and Norway. *Rit Fisk.* 11: 225-2250.
- Morton, A.B., Gale, J.C. and Prince, R.C. 1986. Sound and behavioral correlations in captive *Orcinus orca*. In *Behavioral Ecology of Killer Whales* (ed. B.C. Kirkeveld and J.S. Lockard), pp. 303-333. Alan R. Liss, New York. 457pp.
- Musick, J.A. & C.J. Limpus. 1996. Habitat utilization and migration in juvenile sea turtle. In P.L. Lutz and J.A. Musick (eds.) *The biology of sea turtles*, 137-163. Boca Raton, Fla.; CRC Press.
- Mussi, B., Miragliuolo, A., and Díaz López, B. (2000). Social structure and male parental care in a long finned pilot whale (*Globicephala melas*) pod off Ventotene Island (southern Tyrrhenian Sea, Italy). *European Research on Cetaceans* 14: Fourteenth annual conference of the European Cetacean Society, Cork, Ireland, 141-145.
- Nachtigall PE, Pawloski JL, Au WWL (2003) Temporary threshold shifts and recovery following noise exposure in the Atlantic bottlenosed dolphin (*Tursiops truncatus*). *J Acoust Soc Am* 113:3425–3429
- Nachtigall, P.E., Au, W.W.L., Lemonds, D. and Roitblat, H.L. 1998. Hearing and noise in odontocetes. In *Abstracts of the world marine Mammal Conference, Monaco, 20-24 January 1998*. p. 96. Society for Marine Mammalogy/European Cetacean Society, La Rochelle, France. 160pp.
- Nachtigall, P.E., Au, W.W.L., Pawlowski, J.L. and Moore, P.W.B. (1995). Risso's dolphin (*Grampus griseus*) hearing thresholds in Kaneohe Bay, Hawaii. In Kastelein, R.A., Thomas, J.A. and Nachtigall, P.E. (eds.), *Sensory systems of aquatic mammals*. De Spil Publ., Woerden, Netherlands, 49-53.
- Nachtigall, P.E., Supin, A.Y., Pawlowski, J.L. and Au, W.W.L. (2004). Temporary threshold shifts after noise exposure in the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) measured using evoked auditory potentials. *Mar. Mamm. Sci.* 20, 673-687.
- Natoli A, Cañadas A, Vaquero C, Politi E, Fernandez Piqueras J, A.R. H (2001) Phylogeography of mediterranean and north atlantic common dolphin populations 15th Annual Conference of the European Cetacean Society, Rome, Italy
- Nedwell JD, Langworthy J, Howell D (2003a) Assessment of subsea acoustic noise and vibration from offshore wind turbines and its impact on marine life. *Cowrie Rep* 544 R 0424:1–68
- NMFS (National Marine Fisheries Service) (2003) Taking marine mammals incidental to conducting oil and gas exploration activities in the Gulf of Mexico. *Fedl Register* 68:9991–9996

- NRC (National Research Council) (2000) Marine mammals and low-frequency sound. National Academy Press, Washington, DC
- NRC (National Research Council) (2003) Ocean noise and marine mammals. Ocean Study Board, National Academy Press, Washington, DC
- Otis, D.L., Burnham, K.P., White, G.C. and Anderson, D.R. (1978). Statistical inference from capture data on closed animal populations. Wildlife Monographs 62: 1-135.
- Palka, D.L. and Hammond, P.S. (2001). Accounting for response movement in line transect estimates of abundance. Can. J. Fish. Aqua. Sci. 58, 777-787.
- Palmer, E. and Weddell, G. 1964. The relationship between structure, innervation and skin of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). Proceedings of the Zoological Society of London 143: 553-568.
- Payne R, Webb D (1971) Orientation by means of long range acoustic signaling in baleen whales. Ann NY Acad Sci 188:110–141
- Pollock, K.H., Nichols, J.D., Brownie, C. and Hines, J.E. (1990). Statistical inference for capture-recapture experiments. Wildlife Monographs 107: 1-97.
- Popper, A. N. (1980), Sound emission and detection by delphinids. In: Cetacean behavior mechanism and functions. (Ed. By L. Herman) pp1-52. Wiley Interscience, New York.
- Pritchard, P.C.H. 1989. Biological synopses of the species: A summary of the distribution and biology of sea turtles in the western Atlantic. In: Proceeding of the Second Western Atlantic Turtle Symposium, October 12-16 1987. Mayaguez, Puerto Rico. NOAA Technical Memorandum:17-32.
- Radcliffe, H.L., Luginbuhl, H., Schnarr, W.R. and Chacko, K. 1969. Coronary arteriosclerosis in swine: evidence of a relation in behaviour. Journal of Comparative Physiological Psychology 68: 385-398.
- Ragonese, S & P. Jereb, 1992. On a nesting Loggerhead turtle (*Caretta caretta* L. 1758) along the southern coast of Sicily (Mediterranean Sea). Rapport et Proces Verbaux des réunions de la Commission Internationale pour l'Exploitation Scientifique de la Méditerranée 33:305.
- 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. Disponible en: http://www.iucn.org/places/medoffice/documentos/status_distr_cet_blac_med.pdf
- Richardson WJ, Miller GW, Greene CR (1999) Displacement of migrating bowhead whales by sounds from seismic surveys in shallow waters of the Beaufort Sea. J Acoust Soc Am 106:2281
- Richardson WJ, Wursig B, Greene CR Jr (1986) Reactions of bowhead whales, *Balaena mysticetus*, to seismic exploration in the Canadian Beaufort Sea. J Acoust Soc Am 79: 1117–1128
- Richardson, W. J. 1997. Marine Mammals and Man-made Noise: Current Issues. Proceedings of the Institute of Acoustics 19(9): 39-50.
- Richardson, W.J. and Wursig, B. (1996) Influences of Man-Made Noise and Other Human Actions on Cetacean Behaviour. Marine Fresh Behav. Physiol., 29, 183–209.

- Richardson, W.J., Greene, C.R. Jnr, Malme, C.I., and Thomson, D.H., with Moore, S.E. and Würsig, B. 1991. Effects of noise on marine mammals. OCS Study MMS 90-0093. Report form LGL Ecological Research Associates Inc., Bryan, Texas.
- Richardson, W.J., Greene, C.R.G. jr., Malme, C.I. and Thomson, D.H. (1995). Marine Mammals and Noise. Academic Press, San Diego, 576 pp.
- Ridgway, S. H. and Carder, D. (2001). Assessing hearing and sound production in cetacean species not available for behavioral audiograms: experience with *Physeter*, *Kogia* and *Eschrichtius*. *Aquat. Mammals* 27, 267–276.
- Ridgway, S., Carder, D., Smith, R., Kamolnick, T. and Elsberry, W. 1997. First audiogram for marine mammals in the open ocean and at depth: hearing and whistling by two white whales down to 30 atmospheres. *Journal of the Acoustical Society of America* 101: 3136.
- Ridgway, S.H. 1986. Physiological observations on dolphin brains. In *Dolphin Cognition and Behaviour: A Comparative Approach* (ed. R. Shusterman, J. Thomas and F. Wood), pp. 31-59. Plenum Press, New York.
- Rodkin RB, Reyff JA (2004) Underwater sound pressures from marine pile-driving. *J Acoust Soc Am* 116:2648.
- Roussel E, (1999) Les cétacés dans la partie orientale du Déroit de Gibraltar au printemps: indications d'écologie. Master thesis. Ecole Pratique des Hautes Etudes, Montpellier, France
- Saayman, G.S., Bower, D., Tayler, C. K. 1972. Observations on inshore and pelagic dolphins on the south-eastern Cape Coast of South Africa. *Koedoe*, 15, 1-24.
- Salazar Sierra J., De Stephanis R., Cañadas A., Verborgh P., Perez-Gimeno N., Sagarminaga, R., Guinet C. (2004). Evidences of exchanges of fin whales through the Strait of Gibraltar. Poster at the ECS Congress in Kolmarden, Sweden
- Sanpera C, Aguilar A (1992) Modern Whaling off the Iberian Peninsula during the 20th Century. *Rep Int Whal Commn* 42: 723-730
- Schevill, W.E. and Watkins, W.A. 1966. Sound structure and directionality in *Orcinus orca* (killer whale). *Zoologica (N.Y.)* 51: 71-76.
- Schevill, W.E. and Watkins, W.A. 1972. Intense low frequency sounds from an Antarctic minke whale, *Balaenoptera acutorostrata*. *Breviora* 388: 1-8.
- Schevill, W.E., Watkins, W.A. and Ray, C. 1969. Click structure in the porpoise, *Phocoena phocoena*. *Journal of Mammalogy* 50: 721-728.
- Schleight, H.H. 1987. Contributions to the herpetology of Kouf National Park (NE Libya) and adjacent area. *Spixiana*, 10:37-80.
- Schlundt, C.E., Finneran, J.J., Carder, D.A. and Ridgway, S.H. (2000). Temporary shift in masked hearing thresholds of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, and white whales, *Delphinapteras leucas*, after exposure to intense tones. *J. Acoust. Soc. Am.* 107, 3496-3505.
- Schultz, K.W. and Corkeron, P.J. 1994. Interspecific differences in whistles produced in inshore dolphins in Moreton Bay, Queensland, Australia. *Canadian Journal of Zoology* 72: 1061-1068.

- Schultz, K.W., Cato, D.H., Corkeron, P.J. and Bryden, M.M. 1995. Low frequency narrow-band sounds produced by bottlenose dolphins. *Marine Mammal Science* 11: 503-509.
- SEC. Sociedad Española de cetáceos, (1999) Recopilación, Análisis, Valoración y Elaboración de Protocolos sobre las Labores de Observación, Asistencia a Varamientos y Recuperación de Mamíferos y Tortugas Marinas de las Aguas Españolas. Ministerio de Medio Ambiente Español. Secretaria General de Medio Ambiente, Technical Report Sociedad Española de Cetáceos Available from SEC, Nalón 16, E-28240 Hoyo de Manzanares, Madrid, Spain.
- Sella, I. 1982. Sea turtles in the eastern mediterranean and the northern Red Sea. In K.A. Bjorndal (ed.). *Biology and Conservation of Sea Turtles*, 417-423. Washington D.C.; Smithsonian Institution Press.
- Seyle, H. 1973. The evolution of the stress concept. *American Scientist* 61: 692-699.
- Silvani, L., M. Gazo and A Aguilar. (1999). Spanish driftnet fishing and incidental catches in the western Mediterranean. *Biological Conservation* 90: 79-85
- Simmonds M & Dolman S, 1999. A note on the vulnerability of cetacean to acoustic disturbance. International Whaling Commission meeting, SC/51/E15.
- Skalski, J.R., Pearson, W.H. and Malme, C.I. 1992. Effects of sounds from a geophysical survey device on catch-per-unit effort in a hook-and-line-fishery for rockfish (*Sebastes* spp.). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 49: 1357-1365.
- Skov, H., Carstensen, J., Teilmann, J. & Henriksen, O.D. 2002: Investigations of harbour porpoises at the planned site for wind turbines at Horns Reef. Status report: 1/1 2001 – 1/4 2002. Technical report for Tech-wise A/S. Ornis Consult. 45 pp.
- Skov, H., Tougaard, S & Kinze, C.C. 2000. Environmental Impact Assessment. Investigation of marine mammals in relation to the establishment of a marine wind farm on Horns Reef. Fisheries and Maritime Museum, Esbjerg, Ornis Consult A/S and Zoological Museum, University of Copenhagen.
- Small, R.J. and DeMaster, D.P. 1995. Survival of five species of captive marine mammals. *Marine Mammal Science* 11: 209-226.
- Smith, J.A. and Boyd, K.M. (eds.) 1991. *Lives in the Balance: The Ethics of Using Animals in Biomedical Research*. Oxford University Press, Oxford.
- Smyth, P. 1994. Temporal patterns of vocalisation in Mediterranean striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*). MSc. Thesis. Oxford University.
- St Aubin, D.J. and Geraci, J.R. 1988. Capture and handling stress suppresses circulating levels of thyroxine (T4) and triiodothyronine (T3) in beluga whales *Delphinapterus leucas*. *Physiological Zoology* 61: 170-5.
- Stearns, S.C. (1976). Life history tactics: a review of ideas. *Quarterly Review of Biology* 51: 3-47.
- Steiner, W.W. 1981. Species-specific differences in pure tonal whistle vocalisations of five western North Atlantic dolphin species. *Behavioural Ecology and Sociobiology* 9: 241-246.
- Steiner, W.W., Hain, J.H., Winn, H.E. and Perkins, P.J. 1979. Vocalizations and feeding behavior of the killer whale (*Orcinus orca*). *Journal of Mammalogy* 60: 823-827.
- Stevick, P.T., Palsbøll, P.J., Smith, T.D., Bravington, M.V. and Hammond, P.S. (2001). Errors in identification using natural markings: rates, sources, and effects on capture-

recapture estimates of abundance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 58: 1861–1870

- Stonerburner, D.L. & J.I. Richardson. 1981. Observations on the role of temperature in loghead nest site selection. *Copeia*, 1981: 238-241.
- Szymanski, M.D., Bain, D.E., Kiehl, K., Pennington, S., Wong, S. and Henry, K.R. (1999). Killer whale (*Orcinus orca*) hearing: Auditory brainstem response and behavioural audiograms. *J. Acoust. Soc. Am.* 106, 1134-1141.
- Taruski, A.G. 1979 "The whistle repertoire of the North Atlantic pilot whale (*Globicephala melaena*) and its relationship to behavior and environment", in Winn, H.E. and Olla, B.L. (eds.), *Behavior of Marine Animals*, Vol. 3: Cetaceans, Plenum Press, New York, NY, pp. 345-68.
- Teilmann J, Carstensen J, Dietz, R, Edrén SME (2004) Effect on seals at Rødsand seal sanctuary from the construction of Nysted offshore wind farm based on aerial surveys. Technical report to Energy E2 A/S. National Environmental Research Institute, Roskilde (also available at: <http://uk.nystedhavmoellepark.dk>)
- Teilmann, J., Damsgaard Henriksen, O. & Carstensen, J. 2001. Status report of the pilot project: Porpoise detectors (PODs) as a tool to study potential effects of offshore windfarm on harbour porpoises at Rødsand. Rapport til SEAS: 39 pp.
- Teilmann, J., Henriksen, O.D., Carstensen, J. and Skov, H. (2002). Monitoring effects of offshore windfarms on harbour porpoises using PODs (porpoise detectors). Technical report from National Environmental Research Institute, Roskilde. 95 pp.
- Teilmann, J., Miller, L.A. Kirketerp, T., Kastelein, R.A., Madsen, P.T. Nielsen, B.K. and Au, W.W.L. (2002). Characteristics of echolocation signals used by a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in a target detection experiment. *Aquatic Mammals* 28, 275-284.
- Teilmann, Tougaard, Miller, Kirketerp, Hansen1 Brando, (2006), Reactions Of Captive Harbor Porpoises (*Phocoena Phocoena*) To Pinger-Like Sounds, *Marine Mammal Science*, 22(2): 240–260
- Terhune, J. and S. Turnbull (1995). Variation in the psychometric functions and hearing thresholds of a harbour seal. In Kastelein, R.A., Thomas, J.A. and Nachtigall, P.E. (eds.), *Sensory systems of aquatic mammals*. De Spil Publ., Woerden, Netherlands, 81-93
- Thiele, R. (2002). Propagation loss values for the North Sea. Handout Fachgespräch: Offshore-Windmillssound emissions and marine mammals. FTZ-Büsum, 15.01.2002.
- Thomas, J.A., Kastelein, R.A. and Awbrey, F.T. 1990. Behaviour and blood catecholamines of captive belugas during playbacks of noise from an oil drilling platform. *Zoo Biology* 9: 393-402.
- Thompson, T.J., Winn, H.E. and Perkins, P.J. 1979. Mysticete sounds, In *Behavior of Marine Animals, Current Perspectives in Research*, Vol. 3 (ed. H.E. Winn and B.L. Olla), pp. 403-431. Plenum Press, New York.
- Thomsen, F, Betke, K, Schultz-Von Glahn, M. And Piper, W. 2006 Noise during offshore wind turbine construction and it's effects on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). Oral presentation at the ECS Congress in Gdynia, Poland
- Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R. and Piper, W. (2006). Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish, biola, Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd.

- Thomson, C.A. and Geraci, J.R. 1986. Cortisol, aldosterone, and leucocytes in the stress response of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 1010-1016.
- Todd, S., Stevick, P., Lien, J., Marques, F. and Ketten, D. 1996. Behavioural effects of exposure to underwater explosions in humpback whales (*Megaptera novaeangliae*). *Can. J. Zool.* 74: 1661-1672.
- Tougaard J, Carstensen J, Teilmann J, Bech NI (2005a) Effects on the Nysted Offshore wind farm on harbour porpoises. Technical Report to Energi E2 A/S. NERI, Roskilde (Also available at <http://uk.nystedhavmoellepark.dk>)
- Tougaard J, Carstensen J, Wisch MS, Teilmann J, Bech N, Skov H, Henriksen OD (2005b) Harbour porpoises on Horns reef—effects of the Horns Reef Wind farm. Annual Status Report 2004 to Elsam. NERI, Roskilde (Also available at: www.hornsrev.dk)
- Tougaard, J., Carstensen, J., Henriksen, O.H., Skov, H. and Teilmann, J. (2003a). Short-term effects of the construction of wind turbines on harbour porpoises at Horns Reef. Technical report to Techwise A/S. Hedeselskabet.
- Tougaard, J., Ebbesen, I., Tougaard, S., Jensen, T. and Teilmann, J. (2003b). Satellite tracking of Harbour Seals on Horns Reef. Use of the Horns Reef wind farm area and the North Sea. Report request. Commissioned by Tech-wise A/S. Fisheries and Maritime Museum, Esbjerg. 42 pp.
- Türkozan, O. & I. Baran. 1996a. Nesting activity of the loggerhead turtle, *Caretta caretta*, on Fethiye Beach, Turkey, in 1994. *Chelonian Conservation and Biology*; 1996, 2(1):93-96.
- Turkozan O. & I. Baran. 1996b. Research on the loggerhead turtle, *Caretta caretta*, of Fethiye Beach. *Tr. Journal of Zoology*, 20: 183-188.
- Turl, C.W. 1993. Low-frequency sound detection by a bottlenose dolphin. *Journal of the Acoustical Society of America* 94: 3006-3008.
- Tyack P (1998) Acoustic communication under the sea. In: Hopp SL, Owren MJ, Evans CS (eds) *Animal acoustic communication: recent technical advances*. Springer-Verlag, Heidelberg, p 163–220
- Urlick RJ (1983) *Principles of underwater sound*. Peninsula Publishing, New York
- Tyack, P. 1985. An optical telemetry device to identify which dolphin produces a sound. *Journal of the Acoustical Society of America* 78: 1892-1895.
- Uchida, S. & H. Teruya. 1988. A) Transpacific migration of a tagged loggerhead, *Caretta caretta*. B) Tag return result of loggerhead released from Okinawa Is., Japan. *Okinawa Expo-Aquarium*, 18 pp.
- Vega Rivera, J H., W.J. McShea, and J.H. Rappole. 2003. Comparison of breeding and postbreeding movements and habitat requirements for the Scarlet Tanager (*Piranga olivacea*) in Virginia. *Auk* 120: 632-644.
- Vella G. 2002, *Offshore Wind: The Environmental Implications The Utilities Project Volume 2*, (1/15/2002), University of Liverpool
- Vella, G.; Rushforth, I.; Mason, E.; Hough, A.; England, R.; Styles, P.; Holt, T.J.; Thorne, P. (2001) *Assessment of the effects of noise and vibration from offshore wind farms on marine wildlife*. Report to The Department of Trade and Industry (in preparation).
- Von Frisch, K. 1962. Dialects in the language of the bees. *Sci.Am.* 207: 78-87

- Wang, D., Wursig, B. and Evans, W. 1995. Comparisons of whistles among seven odontocetes. In *Sensory Systems of Aquatic Mammals* (ed. R.A. Kastelein, J.A. Thomas and P.E. Nachtigall), pp. De Spil, Woerden, Netherlands.
- Ward, P., Harland, E. and Dovey P. 2006 Potential acoustic impacts of offshore windfarms Poster at the ECS Congress in Gydinia, Poland
- Watkins, W.A. 1967. The harmonic interval: fact or artifact in spectral analysis of pulse trains. In *Marine Bio-acoustics*. Vol. 2 (ed. W.N. Tavolga), pp. 15-43. Pergamon Press, Oxford. 353pp.
- Watkins, W.A. 1980a. Acoustics and the behavior of sperm whales. In *Animal Sonar Systems* (ed. R.-G. Busnel and J.F. Fish), pp. 283-290. Plenum Press, New York.
- Watkins, W.A. 1980b. Click sounds from animals at sea. In *Animal Sonar Systems* (ed. R.-G. Busnel and J.F. Fish), pp.291-297. Plenum Press, New York.
- Watkins, W.A. 1981b. The activities and underwater sounds of fin whales. *Scientific Reports of the Whales Research Institute* 33: 83-117.
- Watkins, W.A., Tyack, P., Moore, K.E. and Bird, J.E. 1987. The 20 Hz signals of finback whales, *Balaenoptera physalus*. *Journal of the Acoustical Society of America* 82: 1901-1912.
- Welch, B.L. and Welch, A.S. 1970. *Physiological effects of noise*. Plenum Press, New York.
- Wells, R.S. and Scott, M.D. (1990). Estimating bottlenose dolphins population parameters from individual identification and capture-release techniques. *Report of the International Whaling Commission* 12: 407-415.
- Westerberg, H. (1994) *Fiskeriundersokningar vid havsbaserat vindkraftvert 1990-1993. Rapport 5 - 1994*. pp. 44 Jonkoping: Goteborgsfilialen, Utredningskontoret i Jonkoping. Sweden National Board of Fisheries.
- Westerberg, H. (1999) *Impact Studies of Sea-Based Windpower in Sweden. "Technische Eingriffe in marine Lebensraume."*
- White, G.C. and Burnham, K.P. (1999). Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*, 46: S120-138.
- Williams, B.K., Nichols, J.D. and Conroy, M.J. (2002). *Analysis and management of animal populations*. Academic Press, San Diego.
- Williams, J.A., Dawson, S.M. and Slooten, E. (1993). The abundance and distribution of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Doubtful Sound, New Zealand. *Candian Journal of Zoology* (10): 20280-2088.
- Willie, P.C. and Geyer, D. (1984). Measurements on the origin of the wind-dependent ambient noise variability in shallow water. *J. Acoust. Soc Am.* 75, 173-185.
- Wilson, B. (1995). *The Ecology of Bottlenose Dolphins in the Moray Firth, Scotland: A Population at the Northern Extreme of the Species Range*. PhD Thesis, University of Aberdeen, 201 pp.
- Wilson, B., Hammond, P.S., and Thompson, P.M. (1999). Estimating size and assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population. *Ecological Applications* 9: 288–300.
- Winn, H.E. and Perkins, P.J. 1976. Distribution and sounds of the minke whale, with a review of mysticete sounds. *Cetology* 19: 1-12.



Würsig, B., Green, C.R. Jr., Jefferson, T.A. (2000). Development of an air bubble curtain to reduce underwater noise of percussive piling. *Mar. Environ. Res.* 49, 79-93.

Yablokov, A.V., Bel'kovich, V.M. and Borisov, V.I. 1974. *Whales and Dolphins: Part II*. JPRS Translation 62150-2.