

# Informe de resultados de las campañas de seguimiento de cetáceos y tortugas en el área marina del Estrecho occidental

Agosto 2022

LIFE IP INTEMARES

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

## LIFE15 IP ES012 – INTEMARES

A2.3 Campañas oceanográficas para la declaración de espacios Red Natura 2000 por su importancia para la conservación de especies de interés comunitario

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:

Agosto 2022

## INDICE

<b>1. Resumen ejecutivo .....</b>	<b>6</b>
<b>Executive summary .....</b>	<b>6</b>
<b>2. Introducción .....</b>	<b>8</b>
<b>3. Área de estudio .....</b>	<b>9</b>
<b>4. ¿Qué datos se ha utilizado?.....</b>	<b>11</b>
<b>4.1 Muestreos realizados en el área de estudio en temporada de aguas frías.....</b>	<b>11</b>
4.1.1 Esfuerzo realizado.....	11
4.1.2 Avistamientos .....	18
4.1.3 Datos complementarios.....	22
4.1.4 Presiones.....	23
<b>4.2 Muestreos realizados en el área de estudio en temporada de aguas cálidas.....</b>	<b>27</b>
4.2.1 Esfuerzo realizado.....	27
4.2.2 Avistamientos .....	35
4.2.3 Datos complementarios.....	38
4.2.4 Presiones.....	39
<b>4.3 Muestreos realizados en la zona con anterioridad a este contrato en la zona de estudio y el resto del Golfo de Cádiz.....</b>	<b>42</b>
4.3.1 Datos de esfuerzo .....	43
4.3.1 Datos de avistamientos.....	45
4.3.2 Otros datos y comentarios.....	57
<b>5. ¿Cuántos cetáceos hay en la zona? ¿Y en zonas colindantes?.....</b>	<b>58</b>
<b>5.1 Abundancias marcaje recaptura vs distance sampling vs censos .....</b>	<b>58</b>
<b>5.2 Abundancia por medio de distance sampling.....</b>	<b>59</b>
5.2.1 Introducción .....	59
5.2.2 Metodología .....	60
5.2.3 Resultados .....	63
<b>5.3 Abundancia por medio de modelos de marcaje recaptura .....</b>	<b>66</b>
5.3.1 Introducción .....	66
5.3.2 Metodología .....	68
5.3.3 Resultados .....	76
<b>5.4 Abundancia por medio de censos.....</b>	<b>83</b>
5.4.1 Introducción .....	83
5.4.2 Cachalotes.....	84
5.4.3 Orcas.....	85
5.4.1 Rorcuales comunes.....	86
<b>5.5 Muestreos acústicos de marsopas y grandes buceadores.....</b>	<b>86</b>
5.5.1 La marsopa común.....	86
5.5.2 El detector de marsopa .....	88
5.5.3 Material y métodos .....	88
5.5.4 El hidrófono y el módulo analógico electrónico .....	88
5.5.5 Extracción y análisis de detecciones acústicas.....	90
5.5.6 Resultados .....	90
<b>5.6 Resumen de resultados .....</b>	<b>95</b>
<b>6. Distribución espacial de cetáceos.....</b>	<b>97</b>
<b>6.1 Introducción .....</b>	<b>97</b>
<b>6.2 Origen de los datos.....</b>	<b>97</b>

<b>6.3</b>	<b>Material y métodos .....</b>	<b>98</b>
6.3.1	Muestreos en el mar .....	98
6.3.2	Distribución espacial de especies.....	99
6.3.3	Distribución espacial, batimetría y temperatura .....	99
6.3.4	Uso del hábitat y superposición de áreas de campeo.....	100
<b>6.4</b>	<b>Resultados.....</b>	<b>101</b>
6.4.1	Esfuerzo de búsqueda y avistamientos de cetáceos. ....	101
6.4.1	Modelos explicativos.....	103
<b>6.5</b>	<b>Resumen de resultados .....</b>	<b>113</b>
6.5.1	Distribución espacial de delfines mulares.....	113
6.5.2	Distribución espacial de delfines listados. ....	113
6.5.3	Distribución espacial de delfines comunes.....	114
6.5.4	Distribución espacial de calderones comunes. ....	114
6.5.5	Distribución espacial de cachalotes. ....	114
6.5.6	Distribución espacial de orcas.....	114
6.5.7	Distribución espacial de marsopas.....	114
6.5.8	Distribución espacial de calderones grises y otras especies.....	114
<b>7.</b>	<b><i>Grado de residencia. Distribución temporal y seguimiento satelital de cetáceos .....</i></b>	<b><i>116</i></b>
<b>7.1</b>	<b>Introducción .....</b>	<b>116</b>
<b>7.2</b>	<b>Material y métodos .....</b>	<b>116</b>
<b>7.3</b>	<b>Resultados y discusión .....</b>	<b>116</b>
7.3.1	Especies residentes en el Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar .....	116
7.3.2	Especies semi residentes en el Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar .....	121
7.3.1	Especies semi residentes en el Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar .....	123
<b>8.</b>	<b><i>Distribución espacial de tortugas bobas.....</i></b>	<b><i>124</i></b>
<b>8.1</b>	<b>Introducción .....</b>	<b>124</b>
<b>8.2</b>	<b><i>¿Cuántas, cuándo hay y dónde están? .....</i></b>	<b><i>124</i></b>
<b>8.3</b>	<b><i>¿Es un canal de migración para tortugas el Estrecho?.....</i></b>	<b><i>126</i></b>
<b>9.</b>	<b><i>Actividades humanas.....</i></b>	<b><i>128</i></b>
<b>9.1</b>	<b>Introducción-metodología .....</b>	<b>128</b>
<b>9.2</b>	<b>Resultados.....</b>	<b>130</b>
9.2.1	Actividades pesqueras en Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar .....	130
9.2.2	Embarcaciones de gran tonelaje en Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar.....	134
9.2.3	Embarcaciones de tipo veleros en Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar .....	138
9.2.4	Embarcaciones de avistamiento de cetáceos en Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar 139	
9.2.5	Embarcaciones militares y Guardia civil en Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar	140
9.2.6	Proyectos de eólica marina en el Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar .....	141
<b>9.3</b>	<b>Conclusiones sobre las actividades antropogénicas en el área de estudio.....</b>	<b>141</b>
<b>10.</b>	<b><i>Bibliografía consultada.....</i></b>	<b><i>142</i></b>



## 1. Resumen ejecutivo

Este informe refleja los hallazgos acumulados en los muestreos efectuados por CIRCE sobre las especies de cetáceos y tortugas marinas en el Estrecho de Gibraltar y el Golfo de Cádiz, bajo la acción A2.3 del proyecto LIFE IP INTEMARES “Campañas oceanográficas para la declaración de espacios Red Natura 2000 debido a su relevancia en la conservación de especies de interés comunitario”.

En la región al oeste del Estrecho de Gibraltar, se propone un área marina de la Red Natura 2000 de, aproximadamente, 1.968 km<sup>2</sup>, bautizada como "Estrecho occidental". Esta se extiende desde Punta Carnero hasta el Cabo de Trafalgar, incluyendo zonas adyacentes en el golfo de Cádiz a la altura de San Fernando y abarcando hasta 12 millas marítimas desde la costa.

Este documento representa el primer paso, tras diversas campañas oceanográficas, para elaborar un plan de gestión del futuro LIC. Se dispone de un alto volumen de información, que incluye datos primarios sobre cetáceos y tortugas en el Golfo de Cádiz, publicaciones científicas y datos sin procesar de tortugas en el Estrecho de Gibraltar.

A lo largo de un año, se llevaron a cabo dos campañas en épocas de aguas cálidas (2.221 km de esfuerzo) y dos en época de aguas frías (1.759 km de esfuerzo). Esto resultó en 59 y 24 avistamientos de cetáceos y tortugas, respectivamente. Asimismo, se registraron 966 incidencias de presiones antropogénicas en el área. Adicionalmente, se contabilizó un esfuerzo complementario de 46.535 km, resultando en 1.965 avistamientos y un extenso registro fotográfico con 433.487 imágenes destinadas a análisis de abundancia.

Si nos guiamos por los resultados del transecto lineal, el delfín listado (1909 IC95%: 1471-2718) y el delfín común (2175 IC95%: 1662-3147) son las especies más abundantes en el Estrecho. En el análisis de residencia, se examinan las tasas de encuentro temporales, evidenciando cambios entre las temporadas de aguas frías y calientes. Esta variación en abundancia probablemente está vinculada a migraciones de especies, como los peces voladores, que se manifiestan al final del verano y en marzo.

Las siguientes especies en abundancia son los delfines mulares (761 IC95%: 592-989) y los calderones comunes (300 IC95%: 227-440). Es notable que no existen diferencias significativas entre las temporadas de aguas frías y calientes en estas estimaciones.

Se han identificado 6 especies de cetáceos y una especie de tortuga marina que se beneficiarán de la protección del futuro LIC del Estrecho occidental. En particular, para el delfín mular, el LIC protegerá dos ecotipos distintos. De igual forma, salvaguardará el posible corredor migratorio de las tortugas bobas, una especie prioritaria en la Red Natura 2000.

Entre las posibles problemáticas antropogénicas se destaca una marcada actividad de tráfico de contenedores, pesca (tanto deportiva como comercial) y actividades comerciales de avistamiento (AROC).

### Executive summary

This report reveals the findings gathered through samplings conducted by CIRCE on the species of cetaceans and marine turtles in the Strait of Gibraltar and the Gulf of Cádiz, under action A2.3

of the LIFE IP INTEMARES project "Oceanographic campaigns for the declaration of Red Natura 2000 spaces due to their relevance in the conservation of species of community interest."

In the region to the west of the Strait of Gibraltar, an area of approximately 1,968 km<sup>2</sup> is proposed, named "Western Strait". This stretches from Punta Carnero to Cape Trafalgar, including adjacent areas in the Gulf of Cádiz up to San Fernando and spanning up to 12 nautical miles from the coast.

This document represents the initial step, following various oceanographic campaigns, to draft a management plan for the future LIC. We have a compilation of data, which includes primary information on cetaceans and turtles in the Gulf of Cádiz, scientific publications, and unprocessed data on turtles in the Strait of Gibraltar.

Throughout a year, two campaigns were carried out during warm waters (2,221 km effort) and two more during cold waters (1,759 km effort) water periods. This resulted in 59 and 24 sightings of cetaceans and turtles, respectively. Additionally, 966 instances of anthropogenic pressures in the area were recorded. Furthermore, an additional effort of 46,535 km was counted, resulting in 1,965 sightings and an extensive photographic record with 433,487 images intended for abundance analysis.

Guided by the linear transect results, the striped dolphin (1909 IC95%: 1471-2718) and the common dolphin (2175 IC95%: 1662-3147) are the most abundant species in the Strait. In the residency analysis, temporal encounter rates are examined, revealing changes between cold and warm water seasons. This variation in abundance is likely linked to migrations of species, such as flying fish, which manifest at the end of summer and in March.

The next most abundant species are the bottlenose dolphins (761 IC95%: 592-989) and the pilot whales (300 IC95%: 227-440). Notably, there are no significant differences between cold and warm water periods in these estimates.

Six species of cetaceans and one species of marine turtle have been identified that will benefit from the protection of the future LIC of the Western Strait. Specifically, for the bottlenose dolphin, the LIC will protect two distinct ecotypes. Similarly, it will safeguard the possible migratory corridor of loggerhead turtles, a priority species in the Red Natura 2000 network.

Among the potential anthropogenic issues, there is a marked activity of container traffic, fishing (both recreational and commercial), and commercial sighting activities (AROC).

## 2. Introducción

En este informe se recogen los resultados de los análisis de las 4 campañas realizadas en el marco de la licitación FB 16/2021, Lote 2, “Realización de campañas oceanográficas para el estudio de cetáceos y tortugas para la posible declaración y gestión de espacios de la Red Natura 2000 marina en el marco del proyecto LIFE-IP INTEMARES en aguas del mar del Estrecho de Gibraltar”. Estas acciones forman parte de la acción A2.3 del proyecto LIFE IP INTEMARES “Campañas oceanográficas para la declaración de espacios Red Natura 2000 por su importancia para la conservación de especies de interés comunitario”,

El objetivo global de dichas campañas es recopilar datos de cetáceos y tortugas marinas para elaborar una propuesta de posibles medidas para la gestión del Estrecho occidental, espacio actualmente en trámite de ser declarado Lugar de Importancia Comunitaria por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Los objetivos, por tanto, de las campañas son los siguientes:

- Descripción de especies de cetáceos presentes en el área de estudio y aguas circundantes.
- Abundancia absoluta de cetáceos y tortugas marinas en el área de estudio y aguas circundantes.
- Distribución espacial de cetáceos y tortugas marinas en el área de estudio y aguas circundantes.
- Distribución temporal de cetáceos y tortugas marinas en el área de estudio y aguas circundantes.
- Niveles tróficos de cetáceos en el área de estudio y aguas circundantes.
- Posibles impactos debido a cambio climático sobre cetáceos y tortugas marinas en el área de estudio y aguas circundantes.
- Grados de residencia de cetáceos en el área de estudio y aguas circundantes.
- Actividades humanas que puedan afectar a cetáceos y tortugas marinas en el LIC y aguas circundantes.

Las campañas están planificadas para desarrollarse entre los meses de marzo y de agosto 2022. En este periodo, en el área del Estrecho de Gibraltar se observan las aguas más frías entre los meses de abril y junio, ya que, a partir de este mes, la incidencia del sol y las mejores condiciones climáticas permiten que las aguas aumenten su temperatura. En el periodo de aguas frías, en base al informe de conocimientos previos presentado en marzo de 2022 a la Fundación Biodiversidad asociado como primer entregable de estas actuaciones (“Informe de conocimientos sobre cetáceos y tortugas marinas en el Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar en el periodo 1996-2022”), son esperables procesos de migración de rorcuales comunes y de orcas en la zona de Barbate. A partir de los meses de julio y agosto, en base a los datos obtenidos en el citado informe realizado en esta licitación se plantea la hipótesis de que no exista migración a través de Estrecho de Gibraltar de cachalotes y rorcuales comunes, por un lado, y que las orcas estén situadas en otras zonas (distintas a Barbate, como por ejemplo las zonas más profundas del Estrecho) a la espera de la migración del atún rojo de vuelta desde el mar Mediterráneo al océano Atlántico.

Para completar los resultados de las campañas se integra la información resultante del citado informe un análisis global de datos para el periodo 1999-2022, tanto sobre resultados obtenidos en cetáceos con seguimientos desde embarcación como de resultados conseguidos por medio de marcaje satélite, niveles tróficos, consumos, tanto en cetáceos como en tortugas marinas. De la misma forma, se incluyen análisis del periodo 2010-2022 sobre presiones antropogénicas, así como seguimiento de foto-identificación disponibles.

### 3. Área de estudio

El área de estudio muestreada es la zona situada al oeste del Estrecho de Gibraltar y abarca unos 1.968 km<sup>2</sup> (Fig. 1). Comprende desde Punta Carnero al Cabo de Trafalgar, y su zona colindante en el golfo de Cádiz, hasta la altura de San Fernando y hasta las 12 millas de costa, aproximadamente.

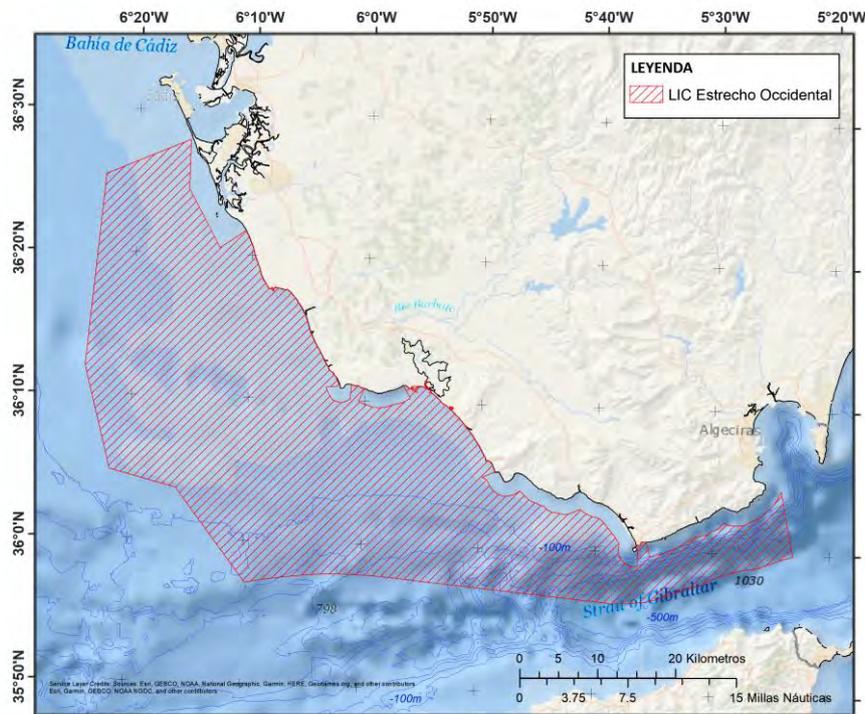


Figura 1. Área de estudio muestreada. Fuente: MITECO.

Tal como se describió en el primer entregable de estas actuaciones (“Informe de conocimientos sobre cetáceos y tortugas marinas en el Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar en el periodo 1996-2022”), las especies presentes en la zona de estudio pertenecerán a dos grandes grupos. Por un lado, las especies presente en aguas del estrecho de Gibraltar sobre todo al oeste del meridiano 6°, y por otro lado a delfines mulares del golfo de Cádiz, orcas, delfines comunes, y marsopas al oeste del meridiano de 6°. Por ello, es importante tener en cuenta, la zona de estudio inicial, en la que se han realizado los estudios a los que pertenecen los resultados principales de estos trabajos, para saber si las especies están incluidas en esta zona, y el resto de las posibles áreas de campeo de tanto delfines comunes como mulares, comunes, orcas, tortugas bobas y marsopas que podamos encontrar hasta el área de Portugal. Para

complementar este estudio, por tanto, se ha decidido integrar datos de esfuerzo de búsqueda hasta aguas de Portugal, incluidos en la base de datos Gollum de CIRCE, obtenidos en proyectos anteriores a este. Esto permite tener una muestra de datos más amplia, así como seguridad de que la delimitación del área de estudio es la correcta. Las zonas circundantes, que se pueden ver en la figura 2, han sido utilizadas como comparativa, o como complemento para estimas de abundancia y demás parámetros (ver más adelante) en caso de que los grupos de animales estudiados se pudiesen observar en ambas zonas.

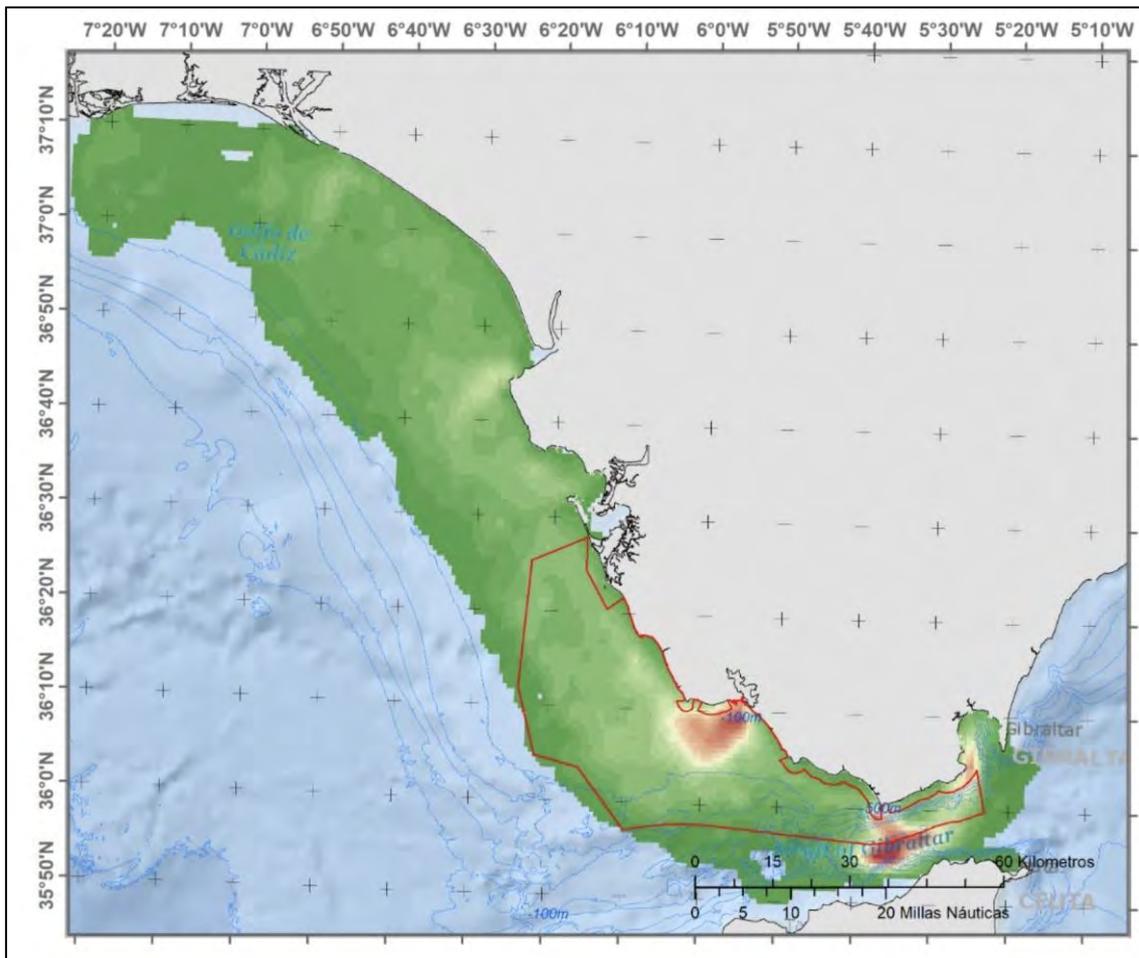


Figura 2. Zona de estudio complementaria.

Es vital subrayar que la investigación que nos ocupa se lleva a cabo en la región específicamente determinada como zona de estudio. Esta elección no es fortuita; se basa en criterios previamente definidos para obtener resultados representativos y fiables. Pero, al tratarse del vasto y rico ecosistema del mar, es fundamental considerar cómo se interrelacionan las especies dentro de este entorno complejo. Entre las especies marinas que hemos mencionado, como las orcas, marsopas, delfines comunes, delfines mulares y tortugas bobas, cada una posee patrones de migración, comportamientos y hábitats preferidos que pueden extenderse mucho más allá de la zona delimitada. Estas especies, algunas de las cuales están en peligro o son vulnerables, podrían no limitarse únicamente a esta área, sino que también podrían habitar o transitar por el vasto golfo de Cádiz.

#### 4. ¿Qué datos se ha utilizado?

Se recogen a continuación los dos informes de campañas íntegros realizados a lo largo de 2022, y se presentan los datos de los que se dispondrá, de años anteriores para la zona de estudio, y de todo el Golfo de Cádiz para realizar un estudio detallado del área.

##### 4.1 Muestreos realizados en el área de estudio en temporada de aguas frías.

###### 4.1.1 Esfuerzo realizado

La primera campaña (C1) de invierno o de aguas frías comprendió 10 jornadas de muestreo y se realizó entre los días 15 de abril y 5 de mayo de 2022. La segunda campaña (C2), también de 10 jornadas de mar, se llevó a cabo consecutivamente, entre el 15 de mayo y el 25 de junio de 2022. La planificación inicial preveía su realización en fechas anteriores, concretamente del 3 al 29 de marzo la primera y del 24 de mayo al 12 de junio, la segunda, pero a causa de las malas condiciones meteorológicas no fue posible mantener el calendario previsto. A pesar de este retraso, ambas campañas se han mantenido dentro del periodo de aguas frías determinado para la zona del Estrecho de Gibraltar. Hay que indicar que las 5 jornadas de mar adicionales que se ofertaron en la licitación como mejora, se añadieron a las campañas de verano o aguas cálidas, con el objetivo de muestrear con más detalle las presiones humanas del área de estudio, ya que en los meses de julio y agosto es cuando se produce un incremento de las actividades humanas en dicha zona.

Se realizaron un total de 1759 km de esfuerzo, de los cuales 790 km se llevaron a cabo durante la campaña C1 y 969 km durante C2 (Tabla 1). Se barrió un total de aproximadamente 1325 km de transectos aleatorios y 434 km de transectos lineales en C1 y C2, siendo mayor el número de kilómetros muestreados en C2 que en C1 (Tabla 1). Existe un descuadre de 110 km menos de lo previsto en la primera (C1) y 69 km más en la segunda. Los objetivos totales de la campaña C1 no se pudieron cumplir, por un lado, debido a causas meteorológicas y por otro, a que la línea más alejada del puerto de Barbate tuvo ejercicios militares durante el muestreo que impidieron el paso cuando se planificó. El hecho de que esta línea esté situada fuera de la zona de mayor abundancia de cetáceos prevista implica que no represente un problema mayor para el desarrollo de los objetivos y del estudio a realizar. Como se señala en el plan de campaña, el objetivo principal es alcanzar los 900 km de esfuerzo, pero no es necesario que esté totalmente completado desde el punto de vista estadístico, ya que este error se incluye en los cálculos de error que se realicen. Igualmente, durante las campañas de verano o de aguas cálidas (C3 y C4), aunque en otra estación, se recuperarían los días de muestreo no realizados.

Tabla 1. Datos de esfuerzo de C1 y C2 diferenciados por campaña y total. AT: transecto aleatorio; LT: transecto lineal. Fuente: CIRCE.

CAMPAÑAS	AT km	LT km	TOTAL, km	Total, Tiempo	Promedio por salida
TOTAL, C1	575.11	215.24	790.35	65:49:04	6:34:54
TOTAL, C2	750.07	218.99	969.05	97:47:41	9:46:46

TOTAL, C1C2	1 325.17	434.23	1 759.40	163:36:45	8:10:50
-------------	----------	--------	----------	-----------	---------

El promedio de duración de cada jornada de mar fue de 8 horas y 10 minutos, duplicando lo previsto inicialmente en el pliego técnico. Estos kilómetros se dividen de la siguiente forma en cada una de las jornadas (Tabla 2), observándose que es mayor el muestreo de transectos lineales que aleatorios.

Tabla 2. Datos de esfuerzo por día, por campaña y total. AT: transecto aleatorio; LT: transecto lineal. Fuente: CIRCE.

Campaña	Fecha	AT km	LT km	Tiempo
C1	2022_4_15	30.38	14.83	4:35:00
C1	2022_4_17	40.36	5.99	4:39:10
C1	2022_4_6	31.59	13.42	4:27:13
C1	2022_4_9	67.34	33.55	8:56:00
C1	2022_5_1	131.23	0.00	8:54:00
C1	2022_5_11	58.29	51.47	7:56:00
C1	2022_5_12	46.76	22.70	5:17:00
C1	2022_5_13	50.47	22.38	5:32:00
C1	2022_5_4	57.58	23.76	7:20:11
C1	2022_5_5	61.12	27.15	8:12:30
Campaña	Fecha	AT km	LT km	Tiempo
C2	2022_5_15	53.33	0.00	14:45:45
C2	2022_5_16	34.82	0.00	4:26:27
C2	2022_5_30	133.00	0.00	10:28:00
C2	2022_5_31	75.83	56.32	10:41:21
C2	2022_6_1	62.95	44.34	15:33:12
C2	2022_6_3	80.12	31.24	8:03:50
C2	2022_6_6	73.54	26.46	9:31:00
C2	2022_6_23	65.87	38.75	7:58:00
C2	2022_6_24	104.39	16.36	9:09:00
C2	2022_6_25	66.23	5.53	7:11:06

En la figura 3 se presentan los mapas de la navegación realizada durante las campañas C1 y C2. Para la primera campaña (C1) se siguieron las líneas de muestreo ES1GC1 (Fig. 3A) mientras que para la segunda (C2) la navegación se corresponde con las líneas de muestreo ES2GC2 (Fig. 3B). En ambas campañas los transectos se realizaron con direcciones N-S y NE-SO con longitudes máximas entre 32 km y mínimas de 5km.

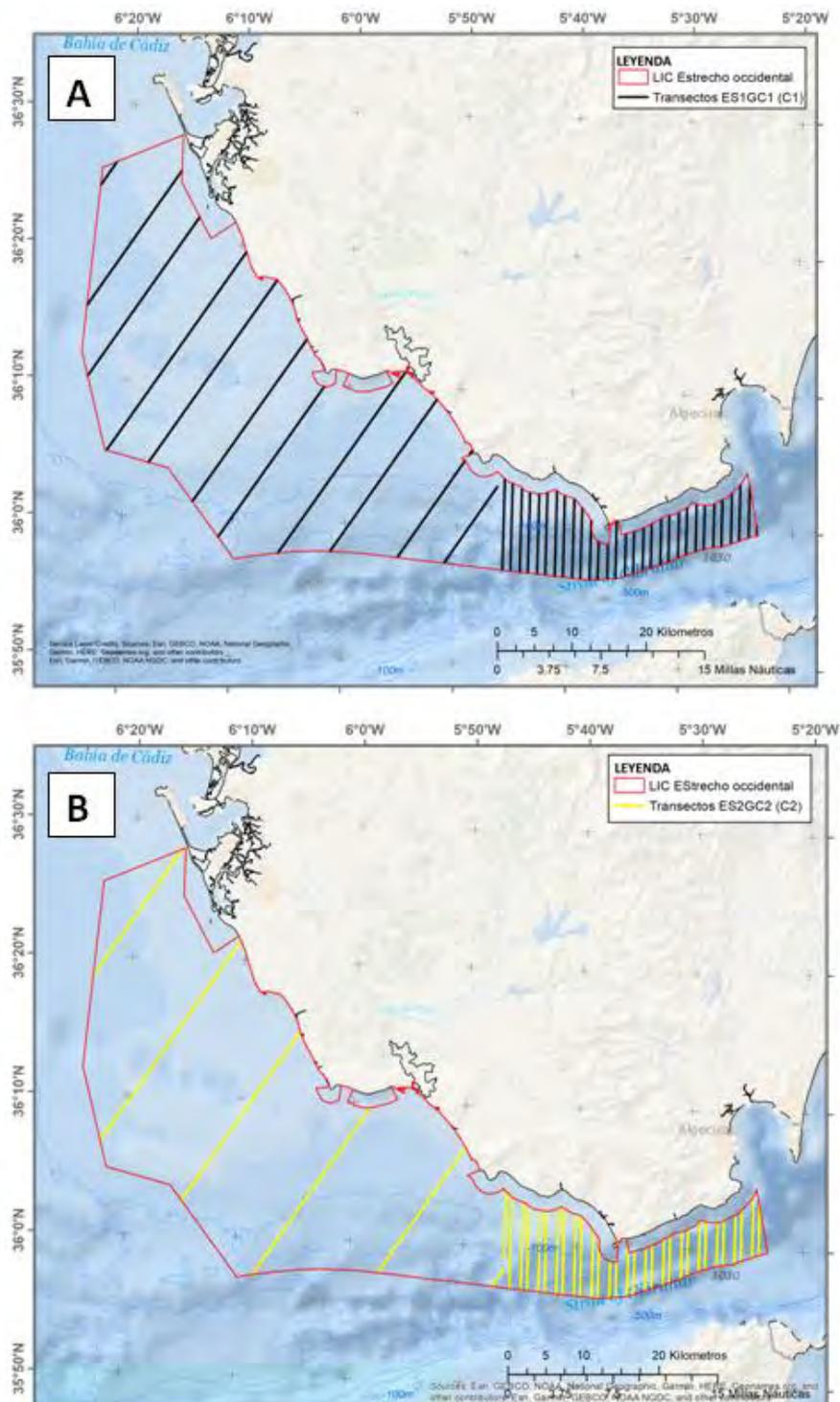


Figura 3. Líneas de muestreo ES1GC1 (A) y ES2GC2 (B) de las campañas C1 y C2, respectivamente. Fuente: CIRCE.

A continuación, se muestran los mapas de los recorridos de los transectos lineales y aleatorios recorridos por campaña (Figs. 4-8). Los muestreos aleatorios (azul) y lineales (rojos) se presentan en diferentes colores y se han cartografiado para cada una de las campañas y en conjunto. Se adjuntan todos los mapas en alta resolución para consulta anejos a este informe.

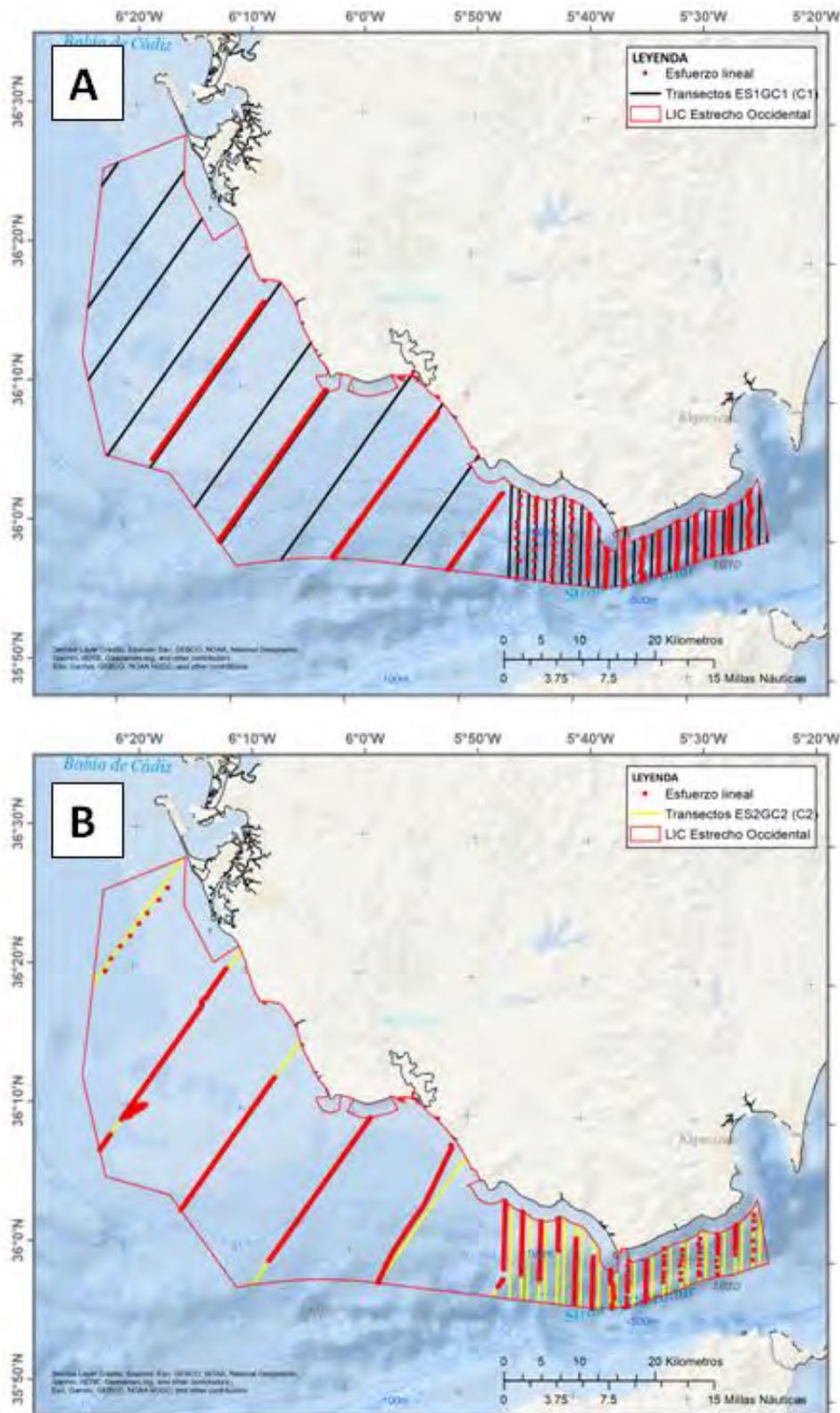


Figura 4. Transectos lineales realizados en las campañas C1 y C2. Fuente: CIRCE.

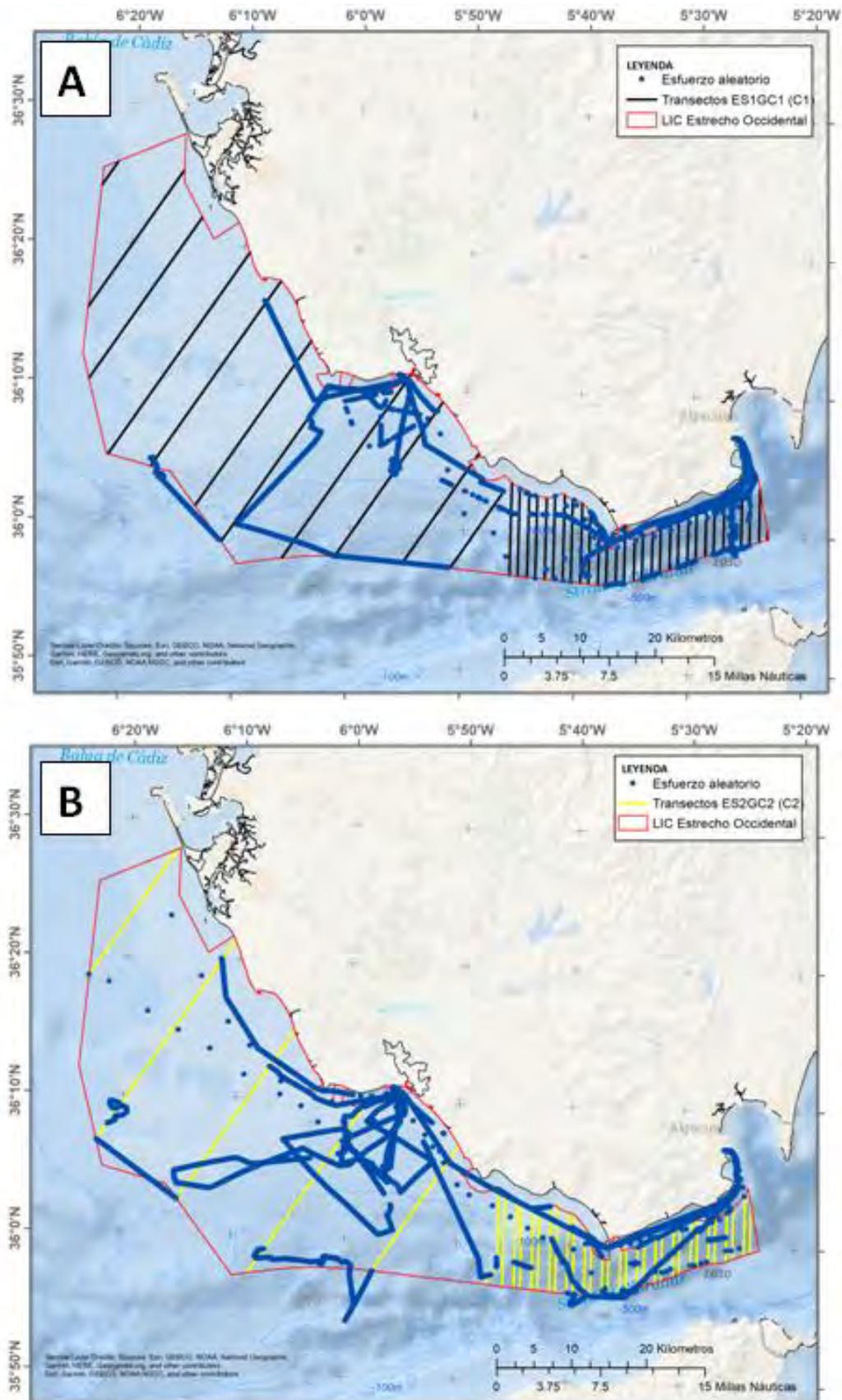


Figura 5. Transectos aleatorios realizados en las campañas C1 (A) y C2 (B). Fuente: CIRCE.

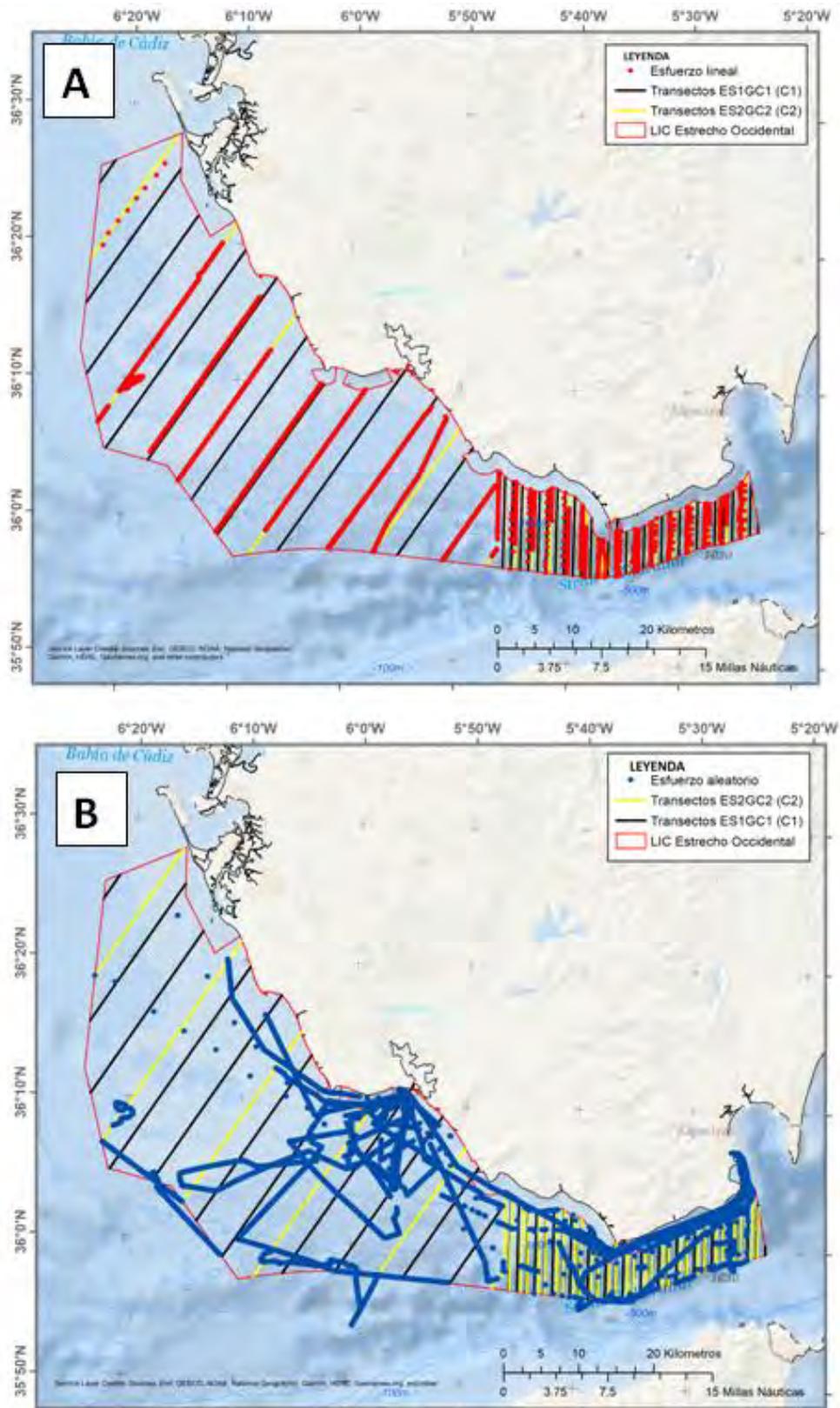


Figura 6. Esfuerzo lineal (A) y aleatorio (B) en las campañas C1 y C2. Fuente: CIRCE.

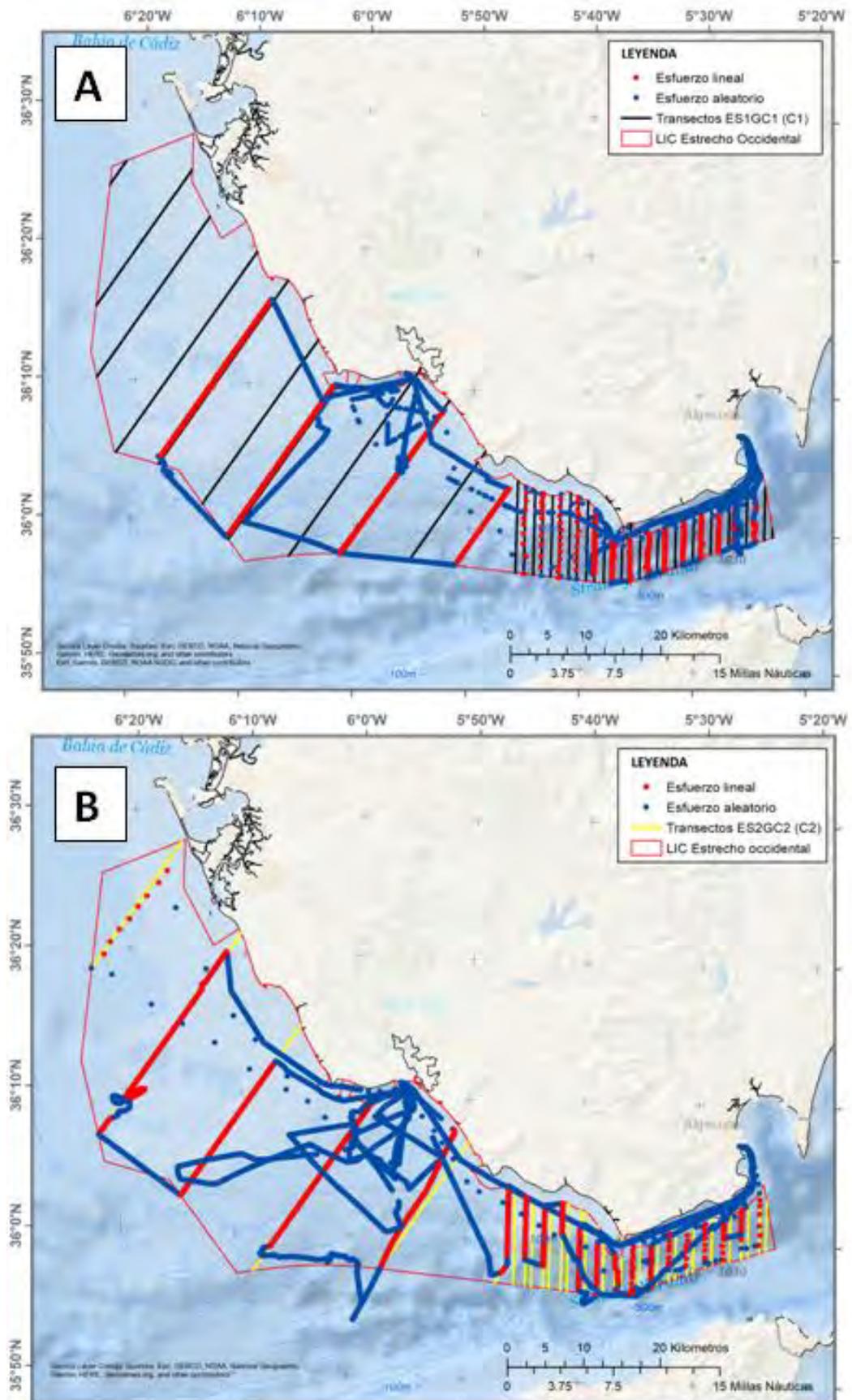


Figura 7. Esfuerzo lineal y aleatorio en C1 (A) y en C2 (B). Fuente: CIRCE.

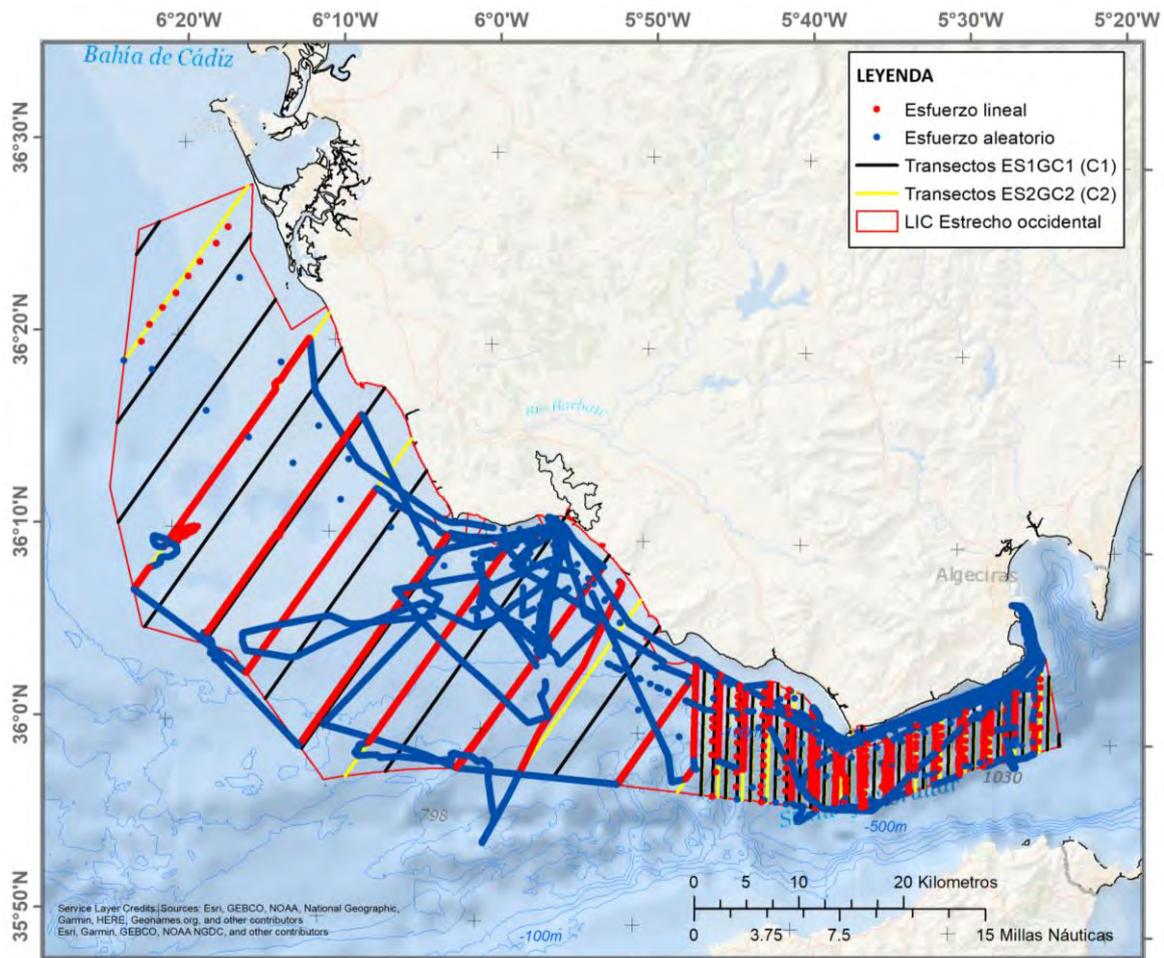


Figura 8. Esfuerzo total de muestreo realizado (lineal y aleatorio) en las campañas C1 y C2. Fuente: CIRCE.

En la primera campaña (C1) se alcanzó una cobertura del esfuerzo total de muestreo del 87%, y del 107% en la segunda campaña (C2), según la planificación realizada inicialmente. Estos datos son correctos, si nos atenemos a kilómetros lineales realizados. Es importante reseñar que la cobertura se debe de analizar en espacio cubierto que depende de los observadores, de las condiciones meteorológicas y de las especies observadas. Para ello se aplican análisis de funciones de detección por especies, que permiten conocer la cobertura espacial real efectiva. Todo ello se realiza en conjunto, una vez acabadas las campañas. De la misma forma, estos análisis incluyen la cobertura por medio de diferentes parámetros como los distintos tipos de viento, estado de mar, insolación etc., todo ello a realizar a final de todos los muestreos (al ser muy costosa en tiempo realizar la modelización, solo se realiza una vez, pero teniendo en cuenta las campañas como covariable independiente).

#### 4.1.2 Avistamientos

Durante las campañas C1 y C2 Se han conseguido un total de 24 avistamientos de cetáceos y tortugas marinas en esfuerzo de 6 especies de cetáceos (*Delphinus delphis*, *Orcinus orca*, *Stenella coeruleoalba*, *Tursiops truncatus*, *Balaenoptera physalus* y *Globicephala melas*) y 1 de

tortugas (*Caretta caretta*). En la tabla 3 se muestra un resumen de los avistamientos obtenidos, así como su localización en los mapas que se presentan a continuación (Figs. 9 y 10).

Tabla 3. Avistamientos obtenidos en C1 y C2. Fuente: CIRCE

Campaña	Especie	Total	Media tamaño grupo	Total, fotos	Total, fotos analizadas
C1	<i>Caretta caretta</i>	1	1	0	0
C1	<i>Delphinus delphis</i>	4	23	37	0
C1	<i>No Idea</i>	1	1	0	0
C1	<i>Orcinus orca</i>	1	15	586	586
C1	<i>Stenella coeruleoalba</i>	2	8	41	0
C1	<i>Tursiops Truncatus</i>	3	12	410	410
C2	<i>Balaenoptera physalus</i>	1	1	161	0
C2	<i>Caretta caretta</i>	1	1	0	0
C2	<i>Delphinus delphis</i>	5	88	695	0
C2	<i>Globicephala melas</i>	2	23	2947	2947
C2	<i>Stenella coeruleoalba</i>	1	50	0	0
C2	<i>Tursiops Truncatus</i>	2	6	95	95
	Total, general	24		4972	4038

En los mapas de distribución de los avistamientos de cetáceos y tortugas marinas de las especies avistadas en las campañas C1 y C2 (Figs. 9 y 10), de manera general se podría indicar que:

- *Delphinus delphis*: Se ha avistado esta especie en toda el área de estudio, tanto en el Estrecho de Gibraltar como en la zona del Golfo de Cádiz, siendo la especie más observada durante los muestreos y con media de tamaño de grupo de hasta 88 individuos.
- *Orcinus orca*: Únicamente se ha avistado un grupo de 15 individuos durante la campaña C1 a una distancia de la costa de aproximadamente 11 km, en aguas enfrente de Barbate.
- *Stenella coeruleoalba*: Este cetáceo se ha avistado en ambas campañas en el área del Estrecho de Gibraltar, con una media de tamaño de grupo de hasta 50 individuos.
- *Tursiops truncatus*: Al igual que el anterior se ha avistado en ambas campañas, con menores individuos en sus grupos que los anteriores grupos (medias de 6 individuos), observándose únicamente en las áreas de Estrecho de Gibraltar.

- *Balaenoptera physalus*: Esta especie de gran tamaño ha sido 1 vez avistada a unos 24 km de costa, al oeste del Estrecho, en aguas del Golfo de Cádiz.
- *Globicephala melas*: Esta especie se ha avistado 2 veces en las áreas del Estrecho de Gibraltar con una media de tamaño de grupo de 23 individuos.
- *Caretta caretta*: Es la única especie de tortuga marina avistada, la cual se ha observado tanto en la campaña C1 como en la C2 en la parte más oriental del Estrecho.

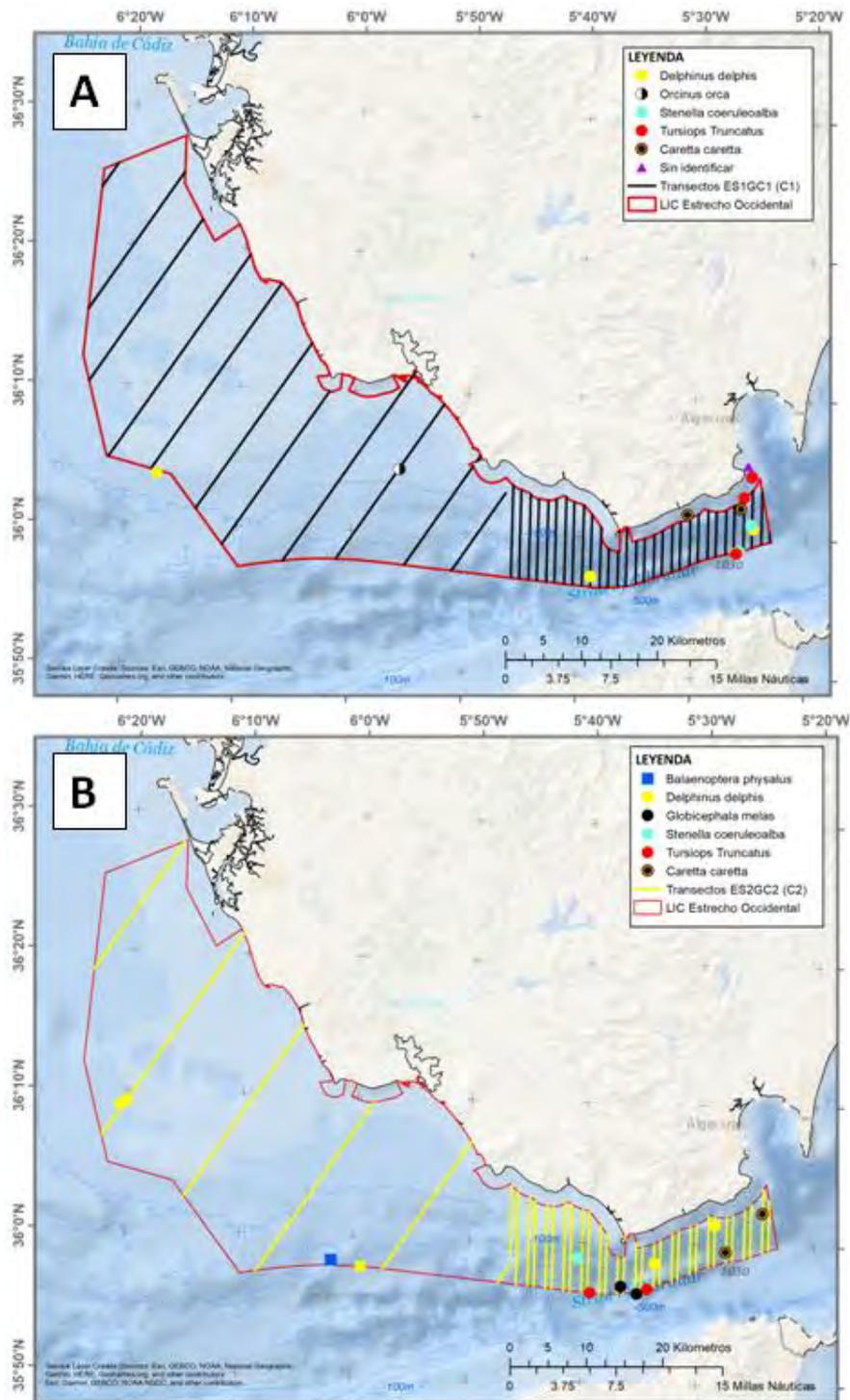


Figura 9. Avistamientos de cetáceos y tortugas en C1 (A) y en C2 (B). Fuente: CIRCE.

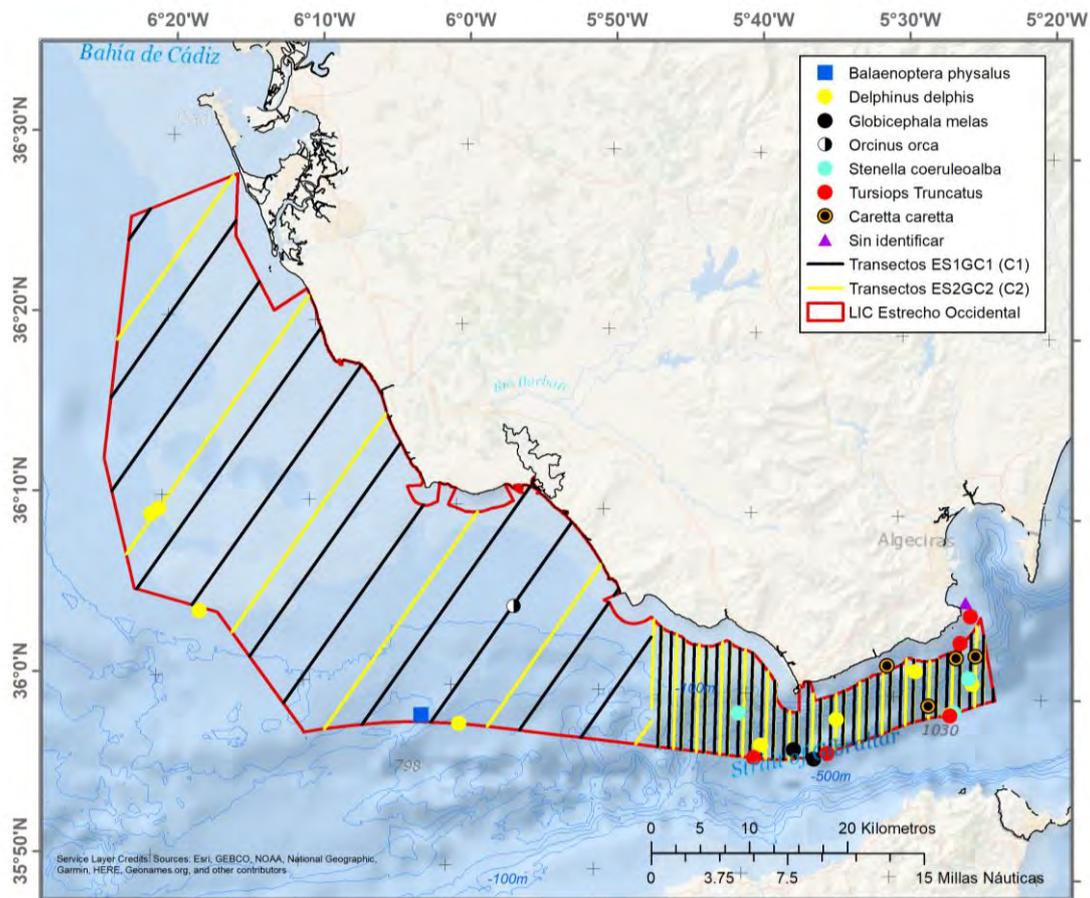


Figura 10. Total, de avistamientos conseguidos en C1 y C2. Fuente: CIRCE.

En las figuras 11 y 12 se presentan fotografías hechas durante las campañas de avistamientos donde se puede observar la metodología de muestreo que se ha llevado a cabo. En ellas se puede ver la plataforma de avistamientos de la embarcación Elsa, así como la toma de fotografías para foto-id o el registro mediante hidrófonos de arrastre realizado durante los muestreos.



Figura 11. Plataforma de avistamientos en el Elsa y toma de fotografías para foto-id. Fuente: CIRCE.



Figura 12. Avistamiento de orcas durante las campañas y escucha del registro del hidrófono de arrastre. Fuente: CIRCE.

### 4.1.3 Datos complementarios

#### 4.1.3.1 Datos de temperaturas:

Se realizaron 661 tomas de temperatura con un termómetro entre las dos campañas de investigación oceanográfica de aguas frías (C1 y C2). En el siguiente gráfico (Fig. 13) se muestran los resultados obtenidos con valores mínimos de aproximadamente 13 °C y máximos de 29 °C. Los valores medios se observan en el rango entre 20-23 °C.

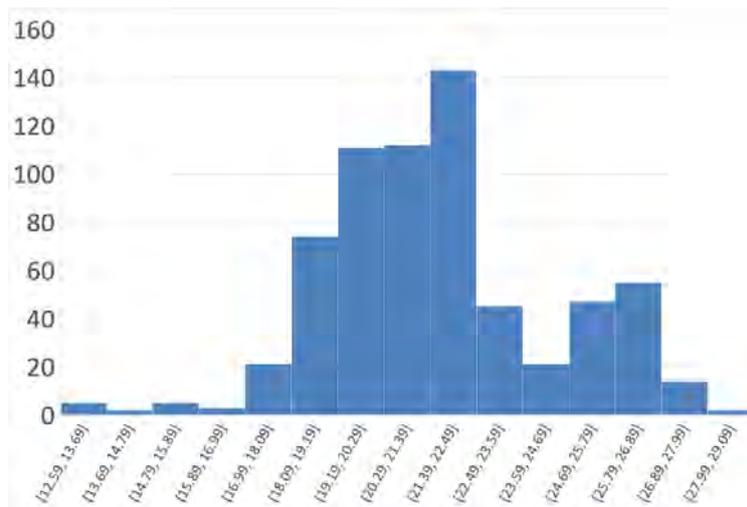


Figura 13. Registros de temperaturas obtenidos durante las campañas C1 y C2. Fuente: CIRCE.

Es importante tener en cuenta que los datos serán procesados más adelante en este informe, ya que necesitan calibrarse en base a las rectas de calibración (postproceso). Cualquier análisis de este tipo sería erróneo antes de la calibración, únicamente se ha descrito la gráfica presentada con los datos brutos.

#### 4.1.3.2 Datos de insolación:

Se tomaron un total de 174 datos absolutos sobre nubosidad, y registros continuos (8841 datos) de dirección de ruta de avistamientos con un compás y visualmente, que permitirán calcular la insolación absoluta en la ruta de cada uno de los observadores. Estos resultados se incluirán más adelante, en los informes de procesado, como datos brutos. Por otro lado, se utilizarán para calcular las funciones de detección asociadas, no solo a tortugas marinas, sino también al resto de especies de cetáceos.

#### 4.1.3.3 Datos de registros acústicos:

Se tomaron datos de seguimientos acústicos durante 34 horas asociados al *porpoise detector*. No se pudo confirmar ningún avistamiento acústico de la especie. Por otro lado, se han registrado 44 horas de registros para grandes buceadores. El procesado final de los datos acústicos ha confirmado que, debido a la cantidad de ruido submarino en la zona central del Estrecho, es inviable el análisis de los datos, como era previsible por otro lado.

#### 4.1.4 Presiones

Durante el desarrollo de las campañas C1 y C2 Se han realizado un total de 455 registros de las embarcaciones relacionadas con las actividades humanas más importantes generadoras de presiones sobre los elementos de interés natural detectadas en el área de estudio, siendo 219

los correspondientes a la primera campaña (C1) y 236 a la segunda (C2) (Tabla 4). En la Tabla 4 se muestra un resumen de las embarcaciones de cada tipo de actividad. Al ser muestreos puntuales, en donde se registra la cantidad de embarcaciones o presiones en 2 millas a la redonda, algunas carecerán de presiones, pero otros lugares sí que registrarán presiones. Se puede observar que el 63% de los registros muestran presencia de alguna presión, mientras que el resto (37%) son muestreos sin presiones. Del 63% de los registros con presiones, el mayor porcentaje (21%) se asocia a la presencia de portacontenedores, seguido de la presencia de veleros (16%) y de pesqueros recreativos (11%). El 15% restante está asociado a registros de presiones de otros tipos de embarcaciones como petroleros, ferris, militares, etc. En la figura 14 se muestran fotografías de algunos ejemplos de tipos de presiones. Por otro lado, en los mapas que se muestran a continuación (Figs. 15 y 16), se ha cartografiado el posicionamiento de cada uno de los puntos de muestreo de presiones observados en las campañas C1 y C2 de aguas frías, sin diferenciar el tipo de presión. El procesado a detalle de estos datos se recoge en el punto 9 de este documento

*Tabla 4. Resumen de presencia de presiones más importantes detectadas a lo largo de los muestreos.*

Tipo de presión	Campaña C1	Campaña C2	Total
<b>Portacontenedores</b>	35	133	<b>168</b>
<b>Petroleros o gaseros</b>	4	15	<b>19</b>
<b>Ferries</b>	1	3	<b>4</b>
<b>Fast ferries</b>	0	13	<b>13</b>
<b>Militares</b>	3	7	<b>10</b>
<b>Pesqueros recreativos</b>	3	83	<b>86</b>
<b>Barcos de avistamiento de cetáceos</b>	0	6	<b>6</b>
<b>Pesqueros navegando</b>	4	5	<b>9</b>
<b>Palangre</b>	0	4	<b>4</b>
<b>Veleros</b>	26	98	<b>124</b>
<b>Presencia de almadrabas</b>	26	28	<b>54</b>
<b>Muestreos sin embarcaciones</b>	184	103	<b>287</b>



Fig. 14. Algunos ejemplos de embarcaciones registradas durante las campañas C1 y C2: A: embarcación tipo petrolero; B: embarcación tipo narcotráfico; C: embarcación tipo avistamiento de cetáceos junto a calderones comunes; D: embarcación tipo de carga; E: embarcación tipo fast ferry; F: embarcación tipo pesca recreativa y G: embarcación tipo ferry. Fuente: CIRCE.

Figura 14. Algunos ejemplos de tipos de presión observados durante las campañas

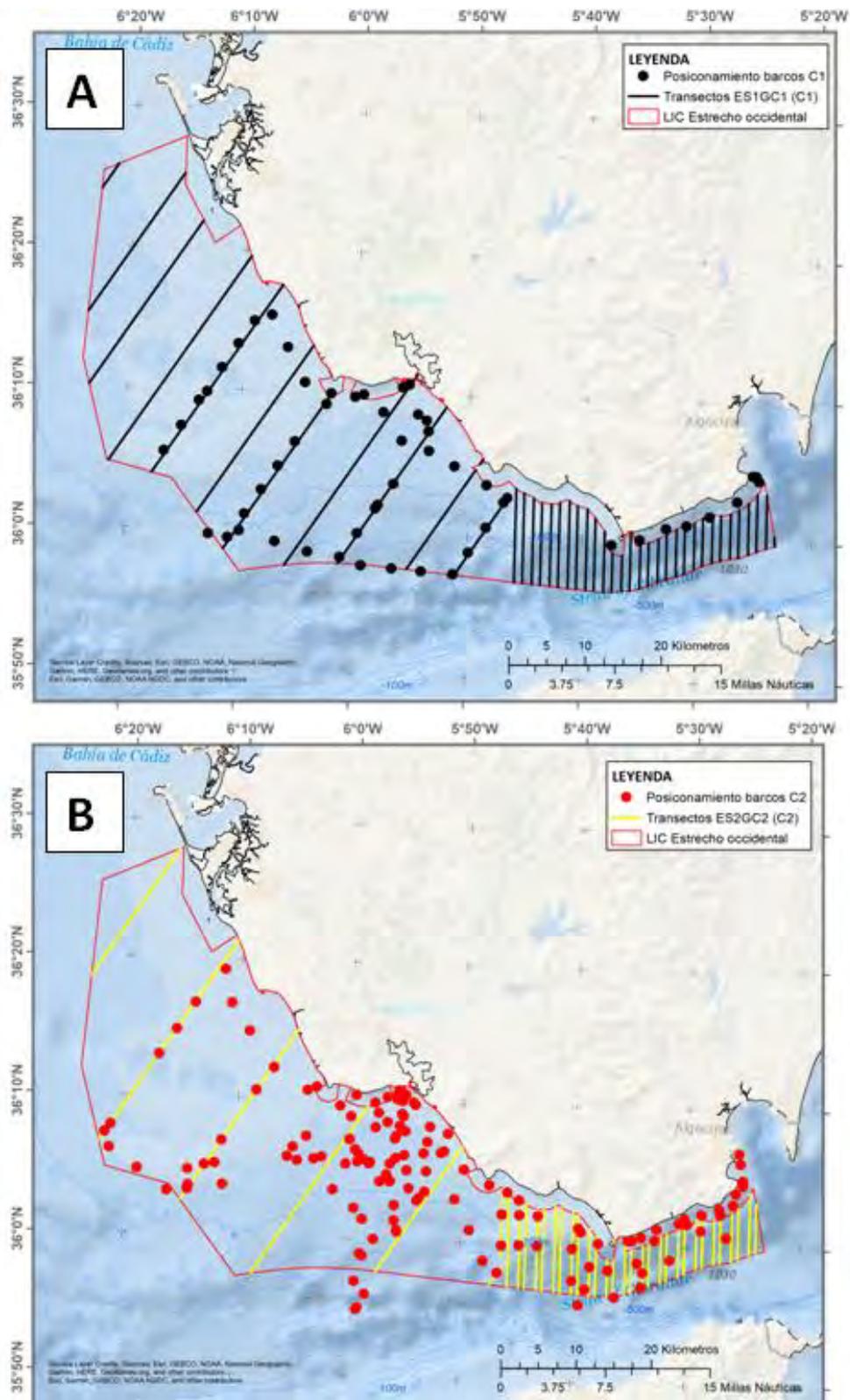


Figura 15. Registro de presiones durante las campañas C1 (A) y C2 (B). Fuente: CIRCE.

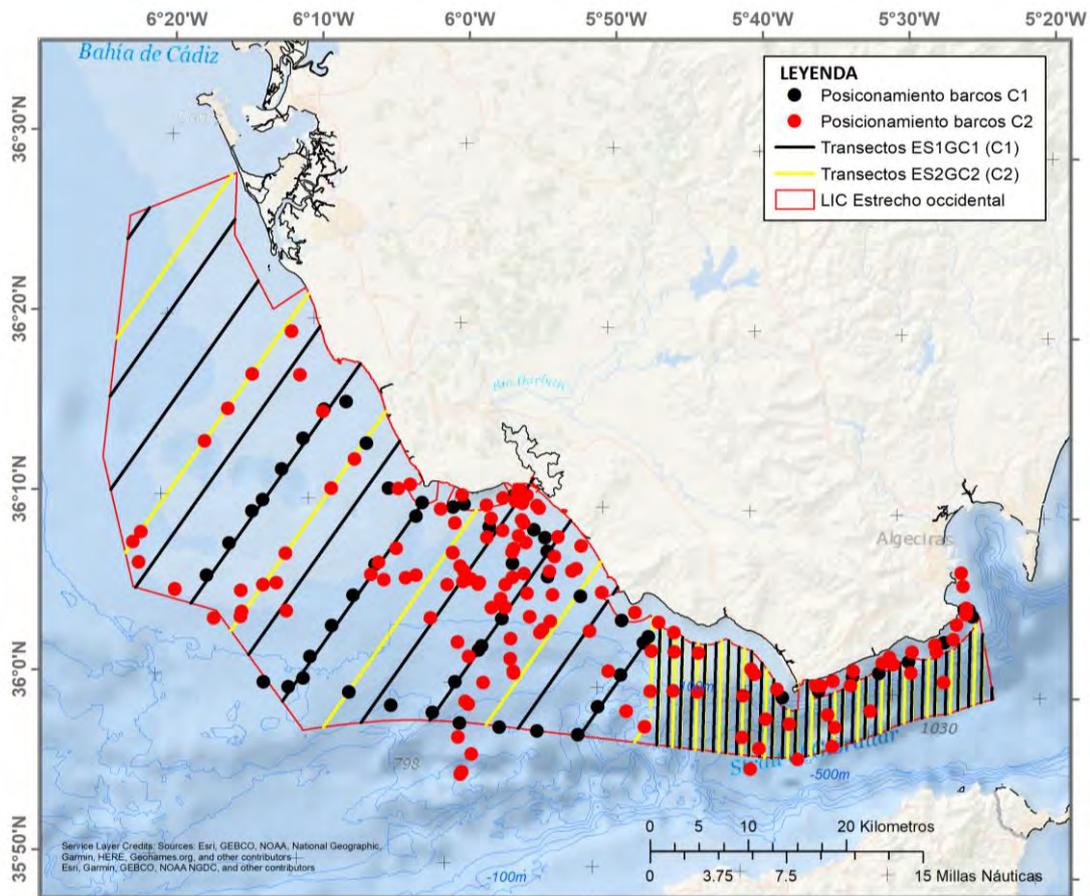


Figura 16. Registros totales de presiones en C1 y C2. Fuente: CIRCE.

## 4.2 Muestras realizadas en el área de estudio en temporada de aguas cálidas

### 4.2.1 Esfuerzo realizado

La primera campaña (C3) de verano o de aguas calientes comprendió 13 jornadas de muestreo y se realizó entre los días 28 de junio y 20 de julio de 2022. La segunda campaña (C4), de 19 jornadas de mar, se llevó a cabo a continuación, del 26 de julio al 2 de septiembre de 2022. La planificación inicial preveía su realización en fechas diferentes, concretamente del 15 de junio al 4 de julio, y del 11 de agosto al 3 de septiembre, pero a causa de las malas condiciones meteorológicas al inicio del 2022 no fue posible mantener el calendario previsto. A pesar de este retraso, ambas campañas se han mantenido dentro del periodo de aguas calientes determinado para la zona del Estrecho de Gibraltar. Hay que indicar que las 5 jornadas de mar adicionales que se ofertaron en la licitación como mejora, han sido añadidas a las campañas de verano o aguas cálidas, con el objetivo de muestrear con más detalle las presiones humanas del área de estudio, ya que en los meses de julio y agosto es cuando se produce un incremento de las actividades humanas en dicha zona.

Se realizaron un total de 2221 km de esfuerzo, de los cuales 991 km se llevaron a cabo durante la campaña C3 y 1231 km durante C4 (Tabla 5). Se barrió un total de aproximadamente 1661 km de transectos aleatorios y 413 km de transectos lineales en C3 y C4, siendo mayor el número de kilómetros muestreados en C4 que en C3 (Tabla 5). Los objetivos totales de las dos campañas se pudieron cumplir sin demasiados problemas. Como se señala en el plan de campaña, el objetivo principal es alcanzar los 900 km de esfuerzo, pero no es necesario que esté totalmente completado desde el punto de vista estadístico, ya que este error se incluye en los cálculos de error que se realicen. En todo caso se cumplieron objetivos en ambas campañas.

Tabla 5. Datos de esfuerzo de C3 y C4 diferenciados por campaña y total. AT: transecto aleatorio; LT: transecto lineal. Fuente: CIRCE.

Campañas	Salidas	Duración	AT (km)	FW (km)	LT (km)	NE (km)	Total (km)
Total, C3	13	84:25	729	67	190	5	991
Promedios C3		6:29	56	5	15	0	76
Total, C4	19	111:58	932	20	223	54	1231
Promedios C4		5:53	49	1	12	3	65
Total, C3C4	32	196:24	1661	87	413	60	2221
Promedios C3C4		6:08	52	3	13	2	69

El promedio de duración de cada jornada de mar fue de 6 horas y 8 minutos. Estos kilómetros se dividen de la siguiente forma en cada una de las jornadas (Tabla 6), observándose que es mayor el muestreo de transectos aleatorios que lineales (esperable en una zona como el Estrecho de Gibraltar, donde no se recomienda este tipo de muestreo).

Tabla 6. Datos de esfuerzo por día, por campaña y total. AT: transecto aleatorio; LT: transecto lineal. Fuente: CIRCE.

Código	Fecha	Salida (UTC)	Llegada (UTC)	Duración	AT (km)	FW (km)	LT (km)	NE (km)	Total (km)
C3_01	28-jun	7:41	12:07	4:26	59		25	0	83
C3_02	2-jul	10:12	17:44	7:32	66	5	25	0	96
C3_03	29-jun	8:27	16:10	7:43	48	11		1	60
C3_04	3-jul	6:54	11:53	4:59	61	3	16	0	79
C3_05	5-jul	11:20	16:06	4:46	47		12	0	59
C3_06	4-jul	8:07	11:48	3:41	33				33
C3_07	6-jul	6:14	10:49	4:35	42	2	23	0	67
C3_08	7-jul	10:49	16:38	5:49	62	8	2	1	72
C3_09	18-jul	10:46	17:34	6:48	46	10	25	0	81
C3_10	19-jul	8:29	17:31	9:02	52	21	5	2	80
C3_11	20-jul	7:19	11:55	4:35	37	3	5		46
C3_12	1-jul	6:14	14:20	8:05	58	4	24	0	86
C3_14	30-jun	6:11	18:34	12:23	118		28	1	147
Total C3	13			84:25	729	67	190	5	991

Código	Fecha	Salida (UTC)	Llegada (UTC)	Duración	AT (km)	FW (km)	LT (km)	NE (km)	Total (km)
C4_01	2-sept	6:29	10:44	4:15	34	4	14	0	53
C4_02	26-jul	6:59	12:00	5:01	35		15	9	59
C4_03	28-jul	12:01	17:15	5:14	47		9	1	57
C4_04	27-jul	7:05	11:35	4:30	39			1	40
C4_05	30-jul	6:53	17:10	10:17	75	8	16	0	99
C4_06	2-ago	5:13	11:06	5:53	44		17	1	62
C4_07	3-ago	7:02	11:06	4:04	37			0	37
C4_08	5-ago	7:35	8:58	1:23	13				13
C4_09	9-ago	7:52	15:54	8:02	35		41	0	76
C4_11	11-ago	7:57	13:37	5:40	63	1		0	64
C4_12	14-ago	11:59	16:42	4:43	40		12	1	53
C4_13	10-ago	6:48	15:35	8:47	79			31	110
C4_14	24-ago	8:23	16:11	7:47	75	3		1	79
C4_15	18-ago	7:11	8:56	1:44	20			1	21
C4_16	25-ago	7:27	12:30	5:03	39	3	14	0	56
C4_17	26-ago	12:31	16:55	4:24	53		3	2	58
C4_18	4-ago	7:14	18:27	11:13	107		29	0	136
C4_19	6-ago	6:23	16:00	9:37	63		41	7	110
C4_20	7-ago	6:37	10:57	4:20	33		13	0	47
<b>Total C4</b>	<b>19</b>			<b>111:58</b>	<b>932</b>	<b>20</b>	<b>223</b>	<b>54</b>	<b>1231</b>

En la figura 7 se presentan los mapas de la navegación realizada durante las campañas C3 y C4. Para la primera campaña (C3) se siguieron las líneas de muestreo ES1GC3 (Fig. 17A) mientras que para la segunda (C4) la navegación se corresponde con las líneas de muestreo ES2GC4 (Fig. 17B). En ambas campañas los transectos se realizaron con direcciones N-S y NE-SO con longitudes máximas entre 32 km y mínimas de 5km.

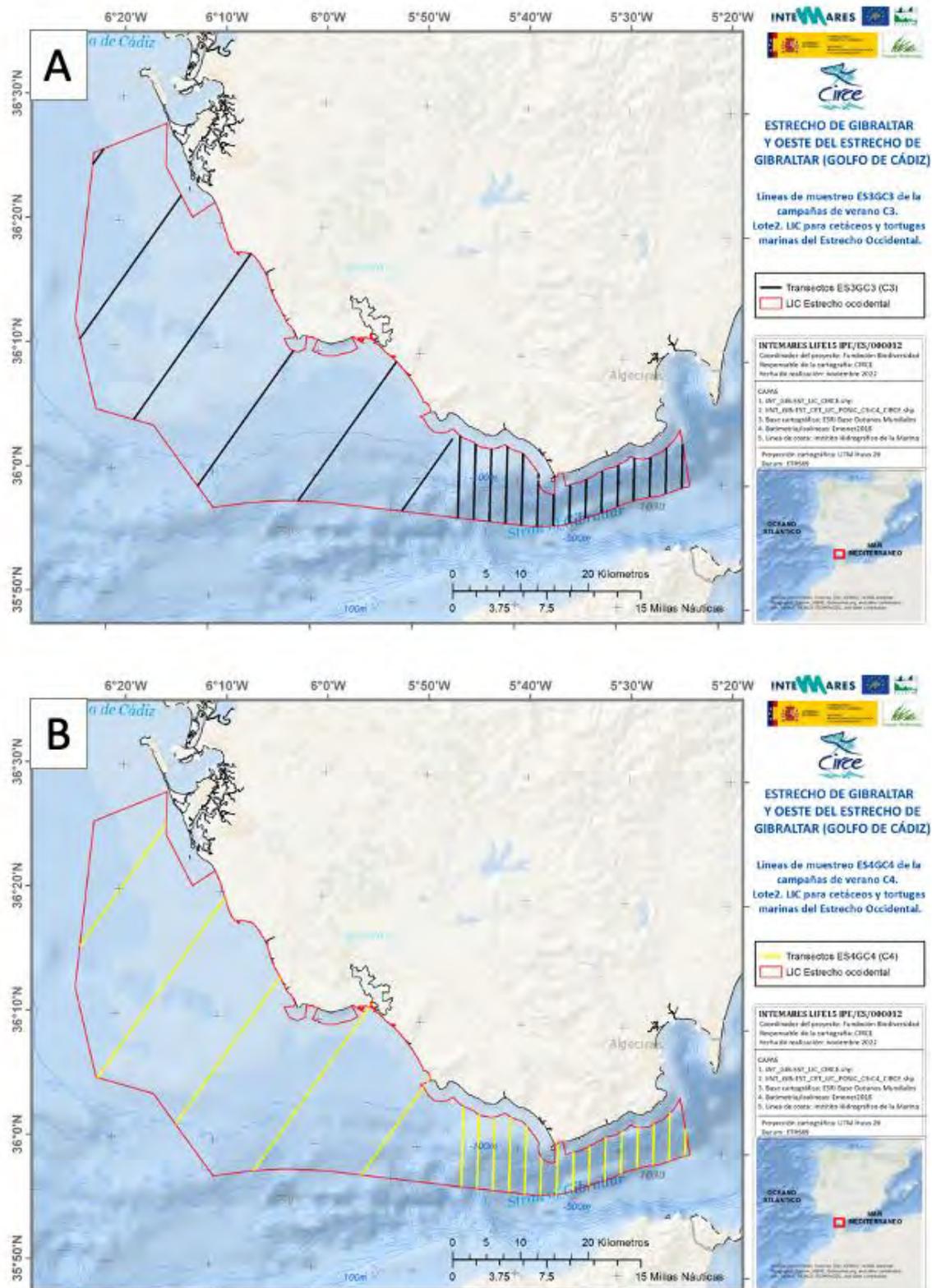


Figura 17. Líneas de muestreo ES1GC3 (A) y ES2GC4 (B) de las campañas C3 y C4, respectivamente. Fuente: CIRCE.



Figura 18. Transectos lineales realizados en las campañas C3 y C4. Fuente: CIRCE.  
Figura 19.

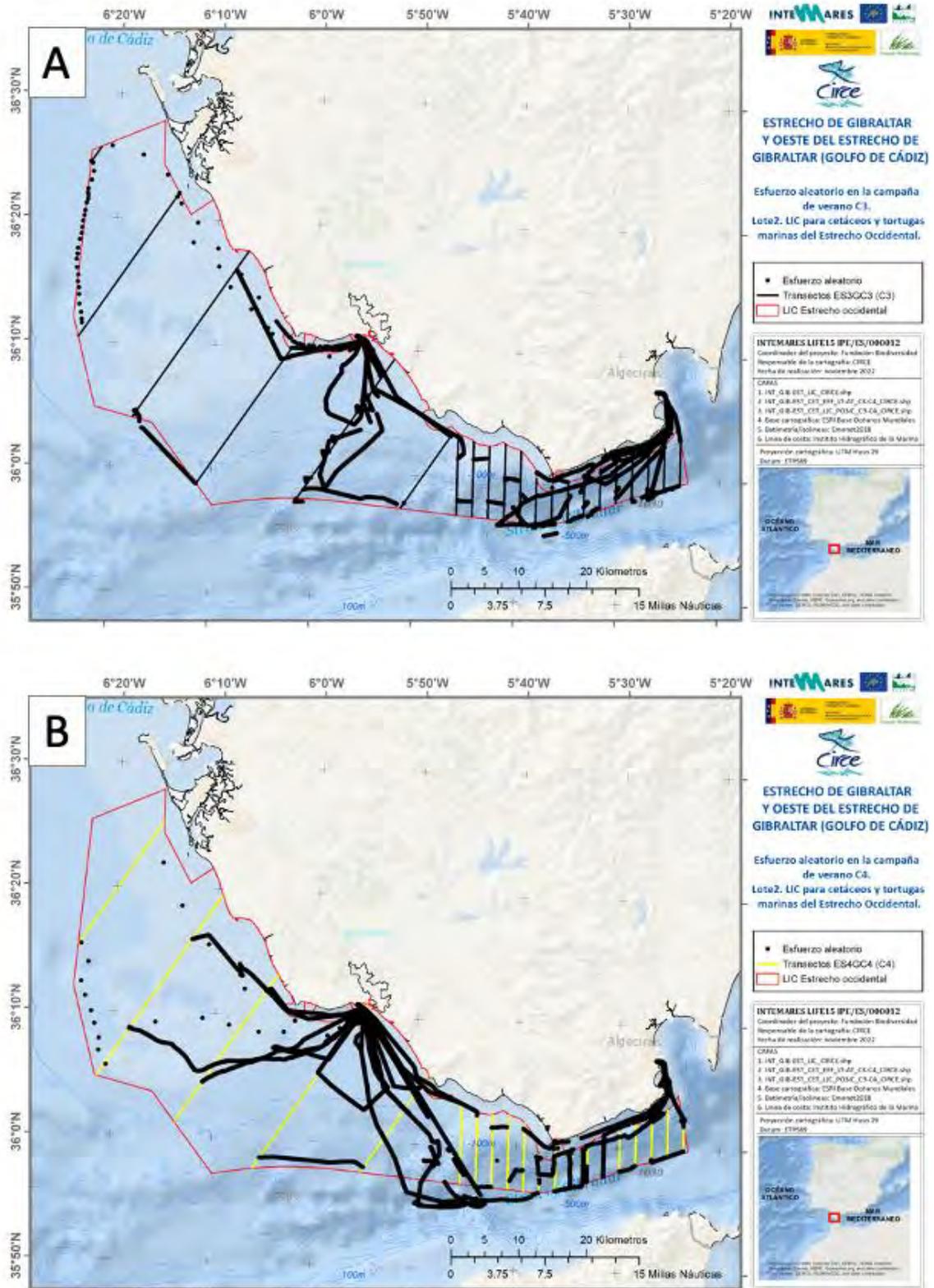


Figura 20. Transectos aleatorios realizados en las campañas C3 (A) y C4 (B). Fuente: CIRCE.

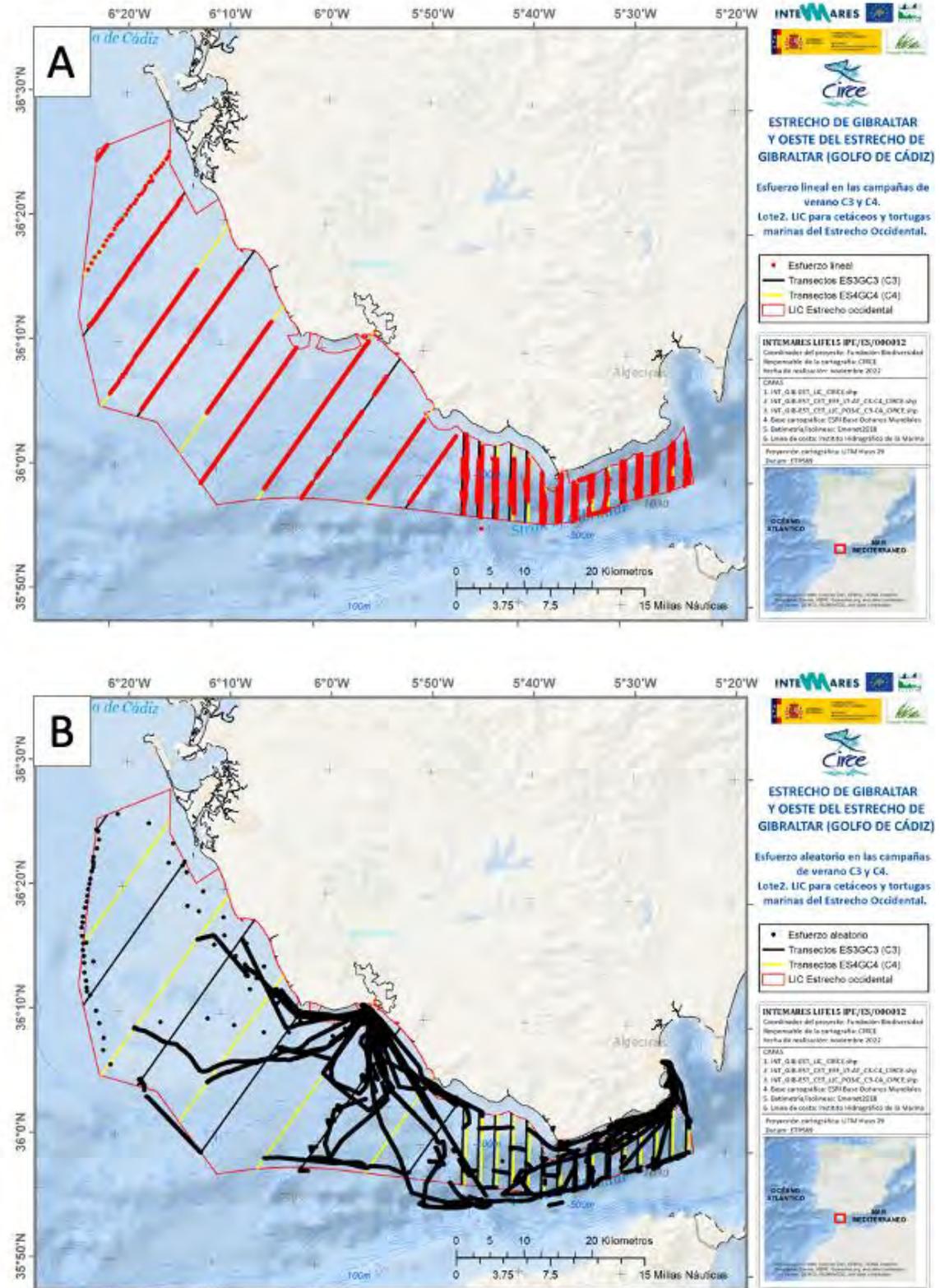


Figura 21. Esfuerzo lineal (A) y aleatorio (B) en las campañas C3 y C4. Fuente: CIRCE.

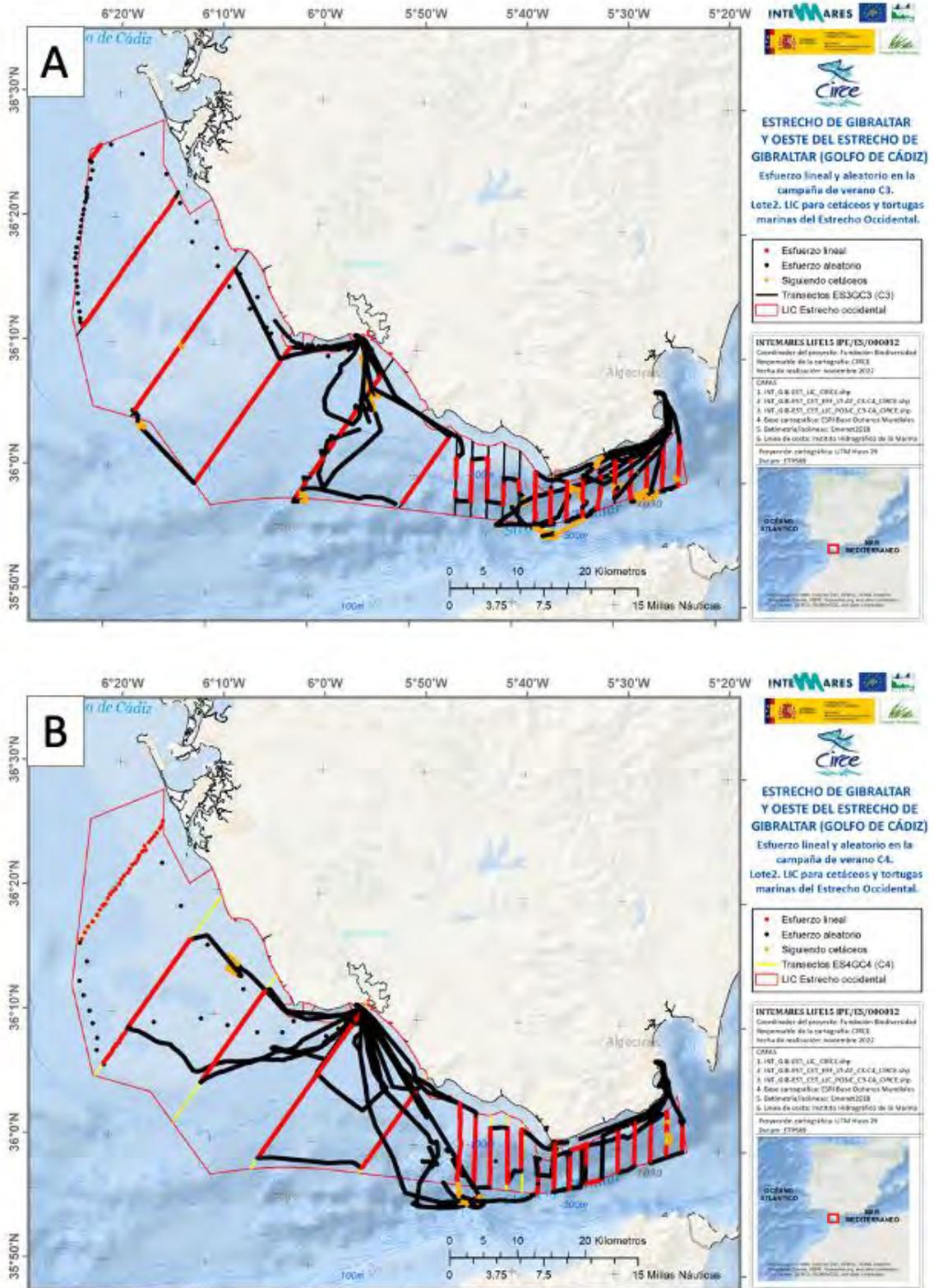


Figura 22. Esfuerzo lineal y aleatorio en C3 (A) y en C4 (B). Fuente: CIRCE.

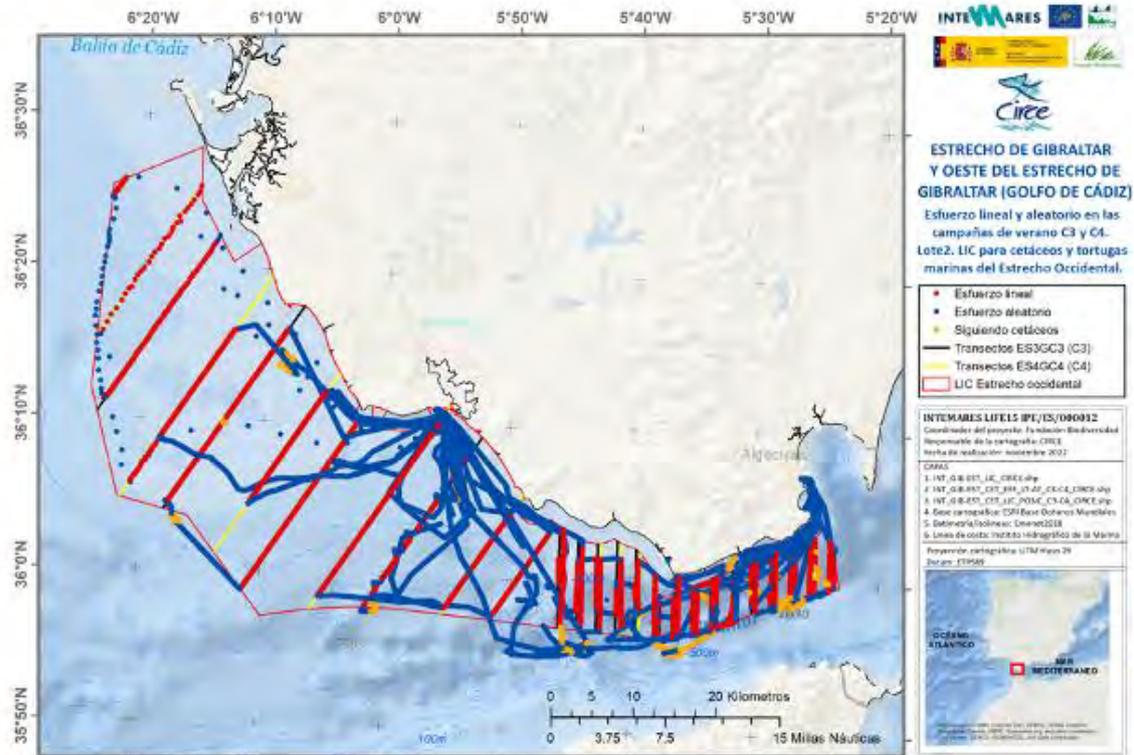


Figura 23. Esfuerzo total de muestreo realizado (lineal y aleatorio) en las campañas C3 y C4. Fuente: CIRCE.

En la primera campaña (C3) se alcanzó una cobertura del esfuerzo total de muestreo del 110%, y del 136% en la segunda campaña (C4), según la planificación realizada inicialmente. Estos datos son correctos, si nos atenemos a kilómetros lineales realizados. Es importante reseñar que la cobertura se debe de analizar en espacio cubierto que depende de los observadores, de las condiciones meteorológicas y de las especies observadas. Para ello se aplican análisis de funciones de detección por especies, que permiten conocer la cobertura espacial real efectiva. Todo ello se realiza en conjunto, una vez acabadas las campañas. De la misma forma, estos análisis incluyen la cobertura por medio de diferentes parámetros como los distintos tipos de viento, estado de mar, insolación etc., todo ello a realizar a final de todos los muestreos (al ser muy costosa en tiempo realizar la modelización, solo se realiza una vez, pero teniendo en cuenta las campañas como covariable independiente).

#### 4.2.2 Avistamientos

Durante las campañas C3 y C4 se han conseguido un total de 59 avistamientos de cetáceos y tortugas marinas en esfuerzo de 7 especies de cetáceos (*Delphinus delphis*, *Orcinus orca*, *Stenella coeruleoalba*, *Tursiops truncatus*, *Balaenoptera physalus*, *Physeter macrocephalus* y *Globicephala melas*) y 1 de tortugas (*Caretta caretta*). En la tabla 7 se muestra un resumen de los avistamientos obtenidos, así como su localización en los mapas que se presentan a continuación (Figs. 24 y 25).

Tabla 7. Avistamientos obtenidos en C3 y C4. Fuente: CIRCE

Campaña	Especie	Avistamientos	Tamaño medio grupos	Total individuos	Fotos	Fotos analizadas
C3	<i>Balaenoptera physalus</i>	1	2	2	25	25
C3	<i>Delphinus delphis</i>	13	91	1179	0	0
C3	<i>Globicephala melas</i>	5	57	284	7475	6000
C3	NO ID SMALL DOLPHIN	1	50	50	0	0
C3	<i>Physeter macrocephalus</i>	3	1	3	52	52
C3	<i>Stenella coeruleoalba</i>	3	280	840	0	0
C3	<i>Tursiops truncatus</i>	8	32	253	1546	1546
C3	<i>Caretta caretta</i>	3	1	3	0	0
C4	<i>Delphinus delphis</i>	11	44	483	0	0
C4	<i>Globicephala melas</i>	1	75	75	7475	6000
C4	<i>Orcinus orca</i>	1	10	10	1228	1228
C4	<i>Physeter macrocephalus</i>	1	1	1	52	52
C4	<i>Stenella coeruleoalba</i>	4	160	640	0	0
C4	<i>Tursiops truncatus</i>	7	49	342	1546	1546
C4	<i>Caretta caretta</i>	1	1	1	0	0
TOTAL	C3	34		2611		
TOTAL	C4	25		1551		
TOTAL	C3C4	59		4162	10326	8799

En los mapas de distribución de los avistamientos de cetáceos y tortugas marinas de las especies avistadas en las campañas C3 y C4 (Figs. 24 y 25), de manera general se podría indicar que:

- *Delphinus delphis*: Se ha avistado esta especie en toda el área de estudio, tanto en el Estrecho de Gibraltar como en la zona del Golfo de Cádiz, siendo la especie más observada durante los muestreos y con media de tamaño de grupo de hasta 91 individuos.
- *Orcinus orca*: Únicamente se ha avistado un grupo de 10 individuos durante la campaña C4.
- *Stenella coeruleoalba*: Este cetáceo se ha avistado en ambas campañas en el área del Estrecho de Gibraltar, con una media de tamaño de grupo de hasta 280 individuos.
- *Tursiops truncatus*: Al igual que el anterior se ha avistado en ambas campañas, tanto en el Estrecho de Gibraltar como en el Golfo de Cádiz. El tamaño medio de los grupos fue de hasta 49 individuos.
- *Balaenoptera physalus*: Esta especie de gran tamaño ha sido 1 vez avistada (2 individuos) durante la campaña C3 en aguas del Estrecho de Gibraltar.
- *Globicephala melas*: Esta especie se ha avistado 6 veces en las áreas del Estrecho de Gibraltar con una media de tamaño de grupo de hasta 75 individuos.
- *Caretta caretta*: Es la única especie de tortuga marina avistada, la cual se ha observado tanto en la campaña C3 como en la C4 tanto en el Estrecho como en el Golfo de Cádiz.

- *Physeter macrocephalus*: Se han avistado en 4 ocasiones en ambas campañas en aguas del Estrecho de Gibraltar.

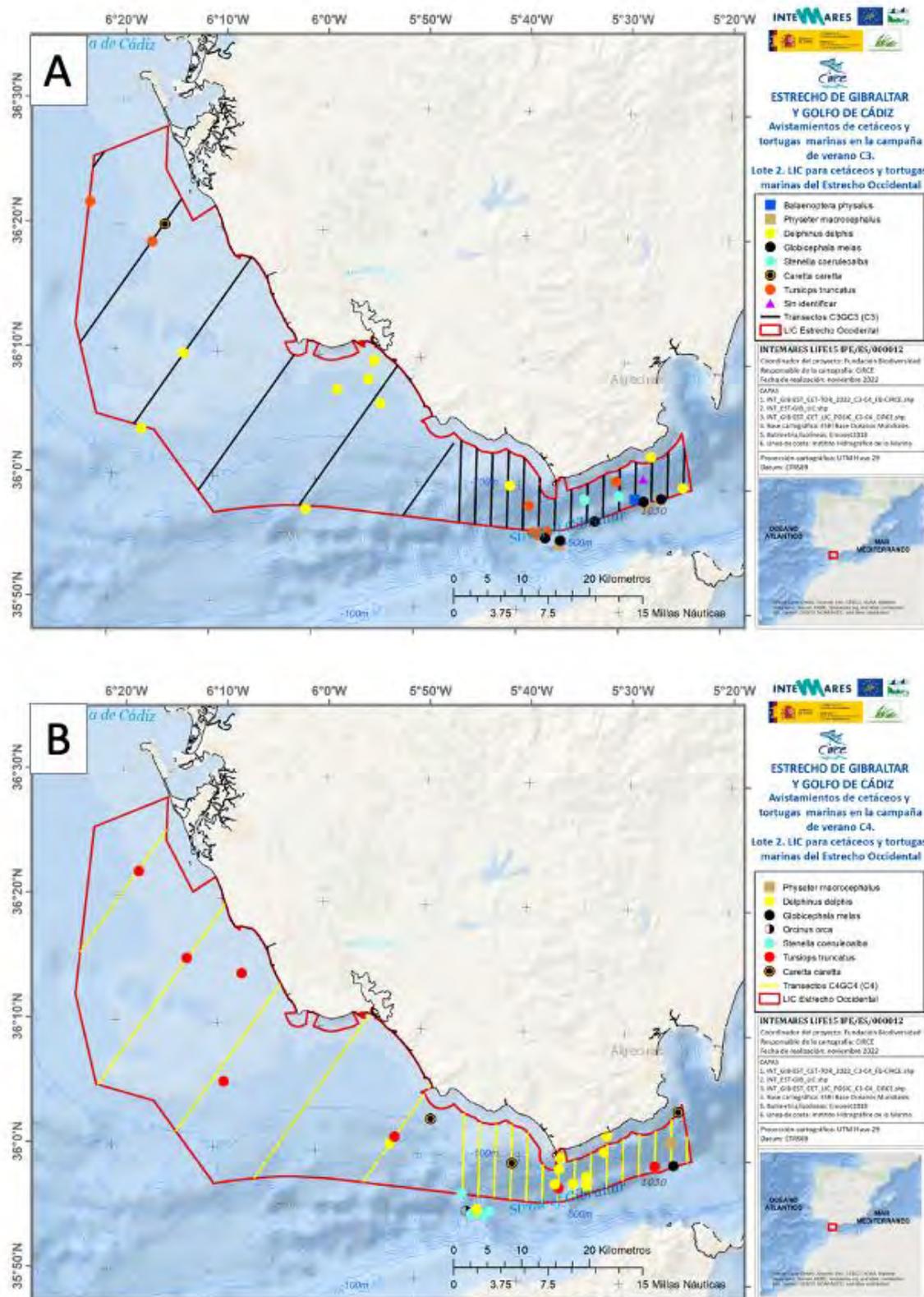


Figura 24. Avistamientos de cetáceos y tortugas en C3 (A) y en C4 (B). Fuente: CIRCE.

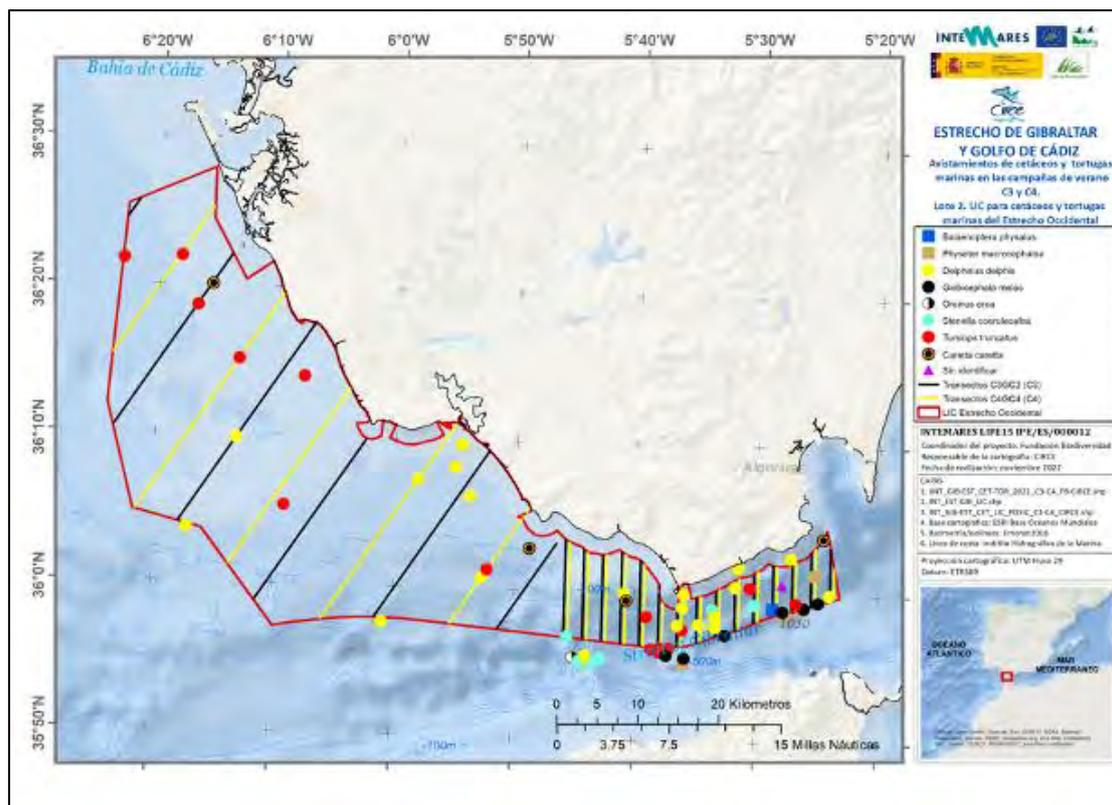


Figura 25. Total, de avistamientos conseguidos en C3 y C4. Fuente: CIRCE.

## 4.2.3 Datos complementarios

### 4.2.3.1 Datos de temperaturas:

Se realizaron 701 tomas de temperatura con un termómetro entre las dos campañas de investigación oceanográfica de aguas cálidas (C3 y C4). En el siguiente gráfico (Fig. 13) se muestran los resultados obtenidos con valores mínimos de aproximadamente 18,4°C y máximos de 27,9°C. Los valores medios se observan en el rango entre 23,15°C.

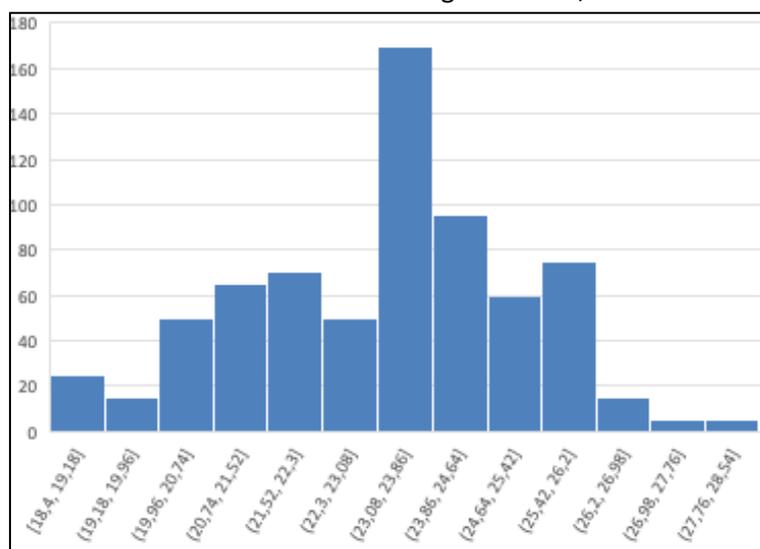


Figura 26. Registros de temperaturas obtenidos durante las campañas C3 y C4. Fuente: CIRCE.

Es importante tener en cuenta que los datos serán procesados a posteriori, ya que necesitan calibrarse en base a las rectas de calibración (postproceso). Cualquier análisis de este tipo sería erróneo antes de la calibración, únicamente se ha descrito la gráfica presentada con los datos brutos.

#### 4.2.3.2 Datos de insolación:

Se tomaron un total de 303 datos absolutos sobre nubosidad, y registros continuos (52.366 datos) de dirección de ruta de avistamientos con un compás y visualmente, que permitirán calcular la insolación absoluta en la ruta de cada uno de los observadores. Estos resultados se incluirán más adelante, en los informes de procesado, como datos brutos. Por otro lado, se utilizarán para calcular las funciones de detección asociadas, no solo a tortugas marinas, sino también al resto de especies de cetáceos.

#### 4.2.3.3 Datos de registros acústicos:

Se hizo un seguimiento in situ de datos acústicos durante 21 horas asociados al *porpoise detector*. No se pudo confirmar ningún avistamiento acústico de la especie. Por otro lado, se ha hecho seguimiento visual continuo de 24 horas de registros para grandes buceadores. No se pudo observar acústicamente ningún cachalote, incluso en presencia de estos en la zona de estudio. El primer procesado de los datos refleja la alta contaminación acústica del Estrecho, lo que podría explicar este hecho. Al igual que en la primera campaña, se confirma que la utilización de sistemas acústicos en el Estrecho es inviable.

#### 4.2.4 Presiones

Durante el desarrollo de las campañas C3 y C4 se han realizado un total de 511 registros de las actividades humanas más importantes generadoras de presiones sobre los elementos naturales del área de estudio detectadas en la misma, siendo 157 los correspondientes a la primera campaña (C3) y 353 a la segunda (C4) (Tabla 8). En la Tabla 8 se muestra un resumen de cada tipo de presión. Al ser muestreos puntuales, en donde se registra la cantidad de embarcaciones o presiones en 2 millas a la redonda, algunas zonas carecen de presiones, mientras que en otras zonas sí se detectarán. Se puede observar que el 67% de los registros muestra presencia de alguna presión, mientras que el resto (33%) son muestreos sin embarcaciones. Del 67% de los registros con presiones, el porcentaje mayor (38%) se asocia a la presencia de portacontenedores, seguido de la presencia de veleros (18%) y de pesqueros de palangre (por la pesca de atún rojo) (15%). El porcentaje restante está asociado a registros de presiones de otros tipos de embarcaciones como petroleros, ferris, militares, etc. Por otro lado, en los mapas que se muestran a continuación (Figuras 27 a 28), se ha cartografiado el posicionamiento de cada uno de los puntos de muestreo de presiones observados en las campañas C1 y C2 de aguas

frías, sin diferenciar el tipo de presión. El procesado a detalle de estos datos se recoge en el punto 9 de este documento

*Tabla 8. Resumen de presencia de presiones más importantes detectadas a lo largo de los muestreos.*

Tipo de presión	Campaña C3	Campaña C4	Total
<b>Portacontenedores</b>	157	353	<b>510</b>
<b>Petroleros o gaseros</b>	5	66	<b>71</b>
<b>Ferries</b>	4	5	<b>9</b>
<b>Fast ferries</b>	3	36	<b>39</b>
<b>Militares</b>	8	88	<b>96</b>
<b>Pesqueros recreativos</b>	8	88	<b>96</b>
<b>Barcos de avistamiento de cetáceos</b>	7	31	<b>38</b>
<b>Pesqueros navegando</b>	4	19	<b>23</b>
<b>Palangre</b>	0	200	<b>200</b>
<b>Veleros</b>	129	113	<b>242</b>
<b>Presencia de almadrabas</b>	0	0	<b>0</b>
<b>Muestreos sin embarcaciones</b>	53	98	<b>151</b>

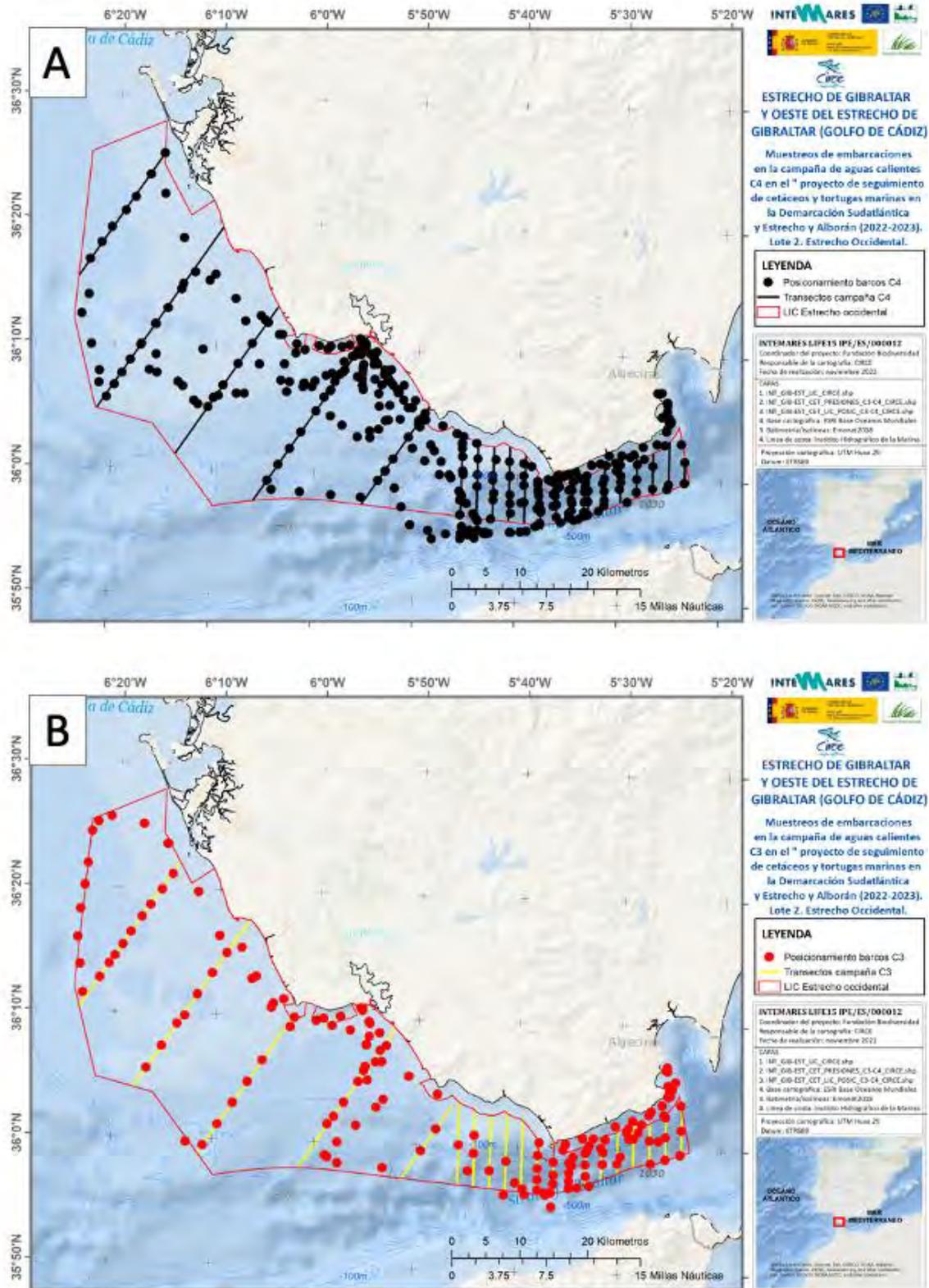


Figura 27. Registro de presiones durante las campañas C3 (A) y C4 (B). Fuente: CIRCE.

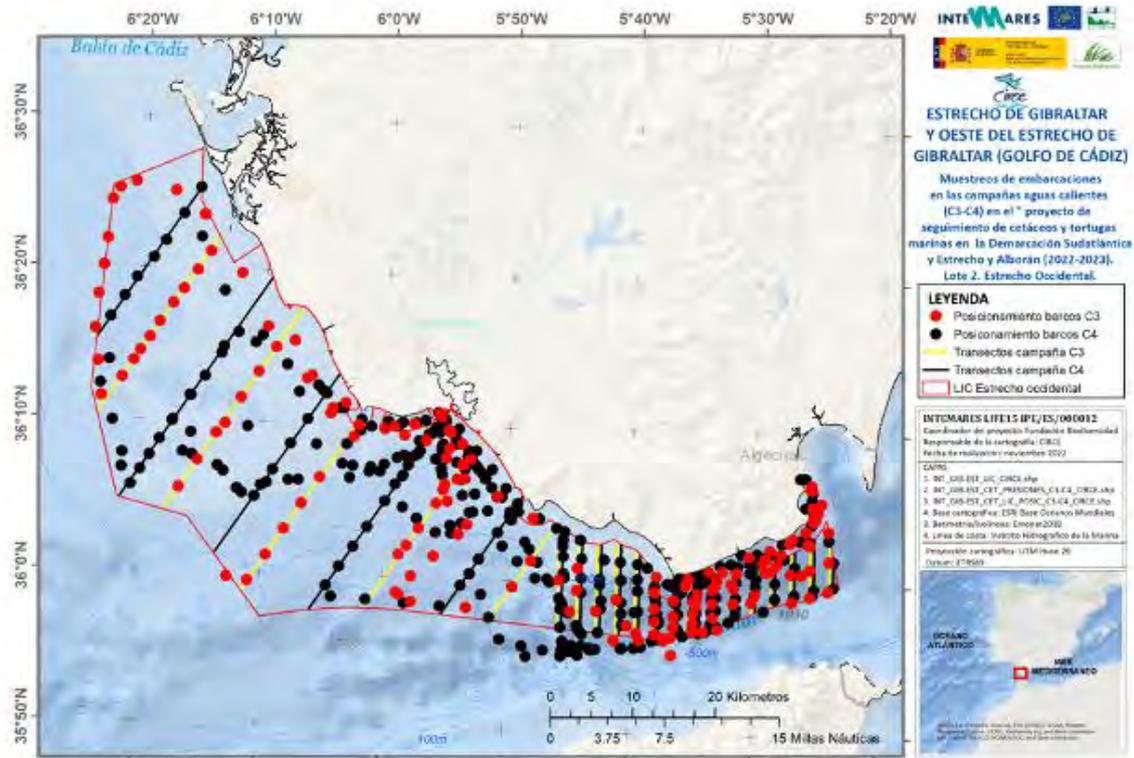


Figura 28. Registros totales de presiones en C3 y C4. Fuente: CIRCE.

### 4.3 Muestreos realizados en la zona con anterioridad a este contrato y el resto del Golfo de Cádiz

Fruto del análisis realizado sobre la presencia de especies de interés comunitario (cetáceos y tortugas) en la zona (primer entregable de estas actuaciones (“Informe de conocimientos sobre cetáceos y tortugas marinas en el Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar en el periodo 1996-2022”) se ha considerado necesario incorporar datos provenientes de campañas anteriores a con el fin de disponer de la mayor información posible sobre la presencia de estas especies en la zona de estudio propuesta como LIC y mejorar así el diseño de las propuestas relativas para la gestión del espacio. Estos datos se pueden resumir en un total de 46.535 kilómetros de esfuerzo, y avistamientos de 9 especies observadas de forma regular. De igual modo, se han integrado fotografías asociadas a las especies presentes, datos de marcajes satelitales y medición de presiones, con la misma metodología que la utilizada en este programa de seguimiento. En las siguientes figuras se describen de forma visual los datos de esfuerzo y avistamientos que se ponen a disposición del proyecto, tanto de forma espacial como temporal. Se diferencian los datos del Estrecho y del Golfo de Cádiz, por separación del meridiano 6°W. Estos datos servirán por un lado para alimentar la información sobre abundancia por medio de modelos de marcaje recaptura, para el caso de delfines mulares del golfo de Cádiz y el resto de especies foto-identificables del Estrecho (mayor proyección temporal). Por otro lado, permitirán analizar a nivel espacial si la zona de estudio representa correctamente la zona de distribución de delfines comunes, mulares del golfo de Cádiz y marsopas. Además, nos permitirán ahondar

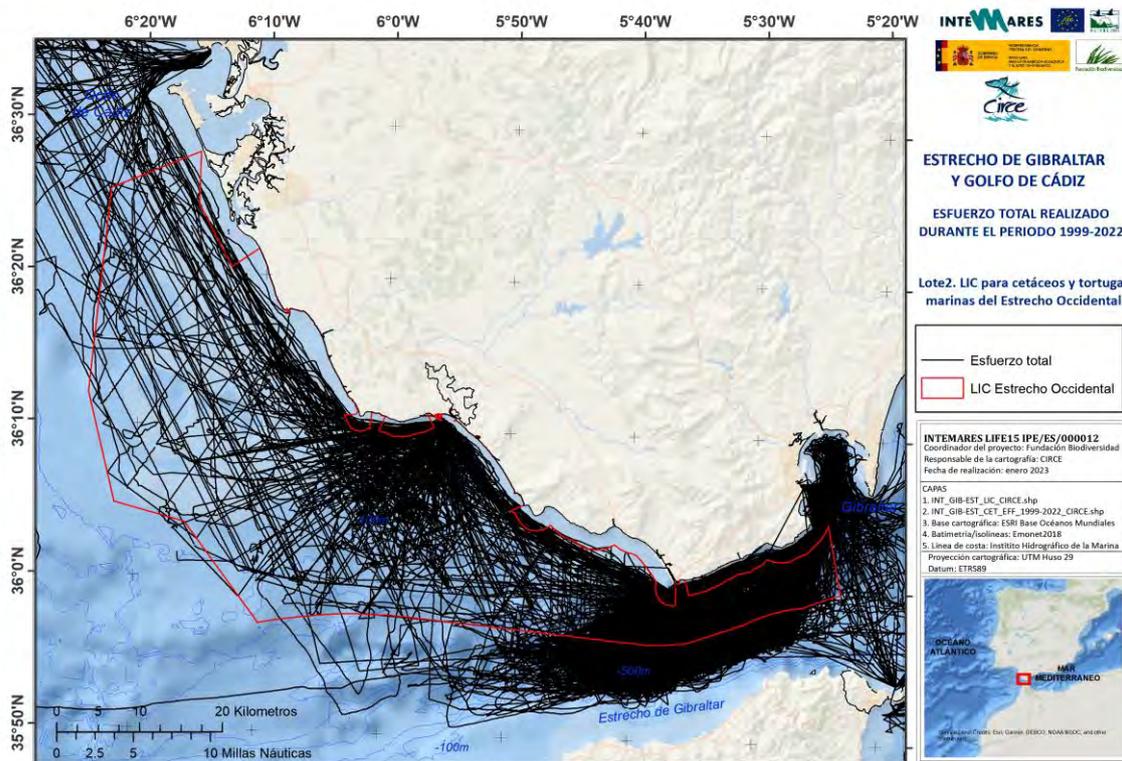
en la distribución temporal de las especies en cuestión y finalmente, los avistamientos obtenidos en toda la zona de estudio, al haberse obtenido desde la misma embarcación, nos permitirán alimentar con más eficiencia las funciones de detección para los modelos de *distance sampling*.

### 4.3.1 Datos de esfuerzo

En total se presentan 46.535 km de esfuerzo puestos a disposición de los análisis de este proyecto.



Figura 29. Kilómetros de esfuerzo realizados por zonas



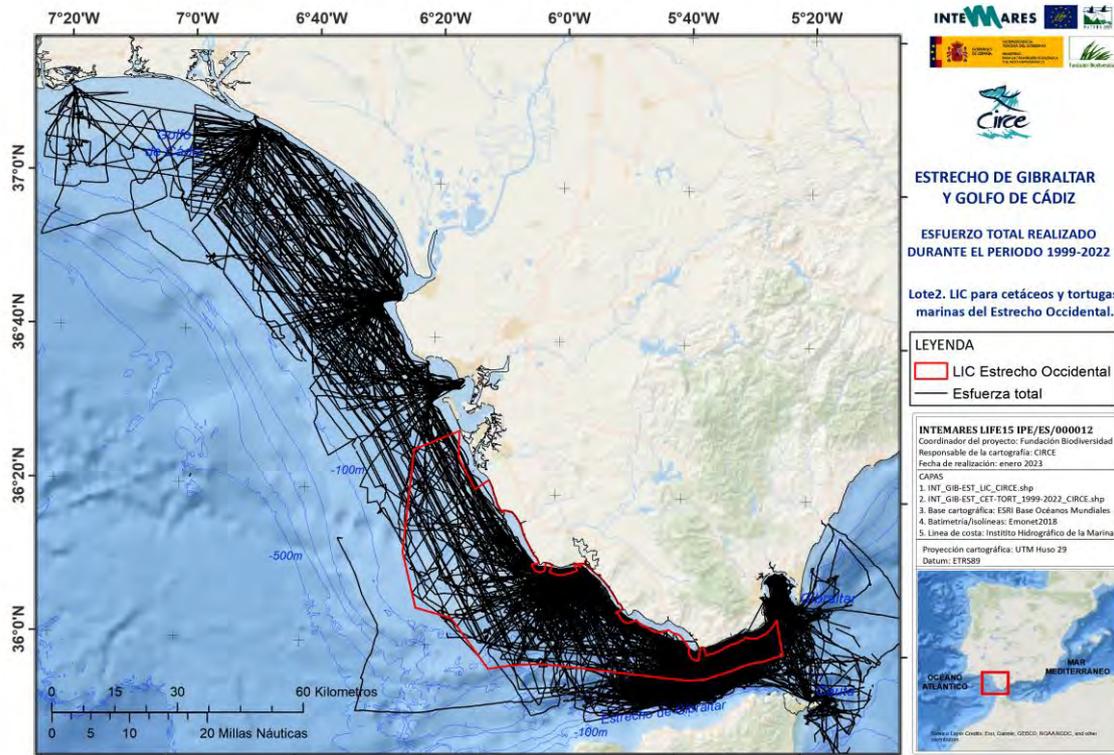


Figura 30. Distribución espacial del esfuerzo realizado en aguas del Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar.

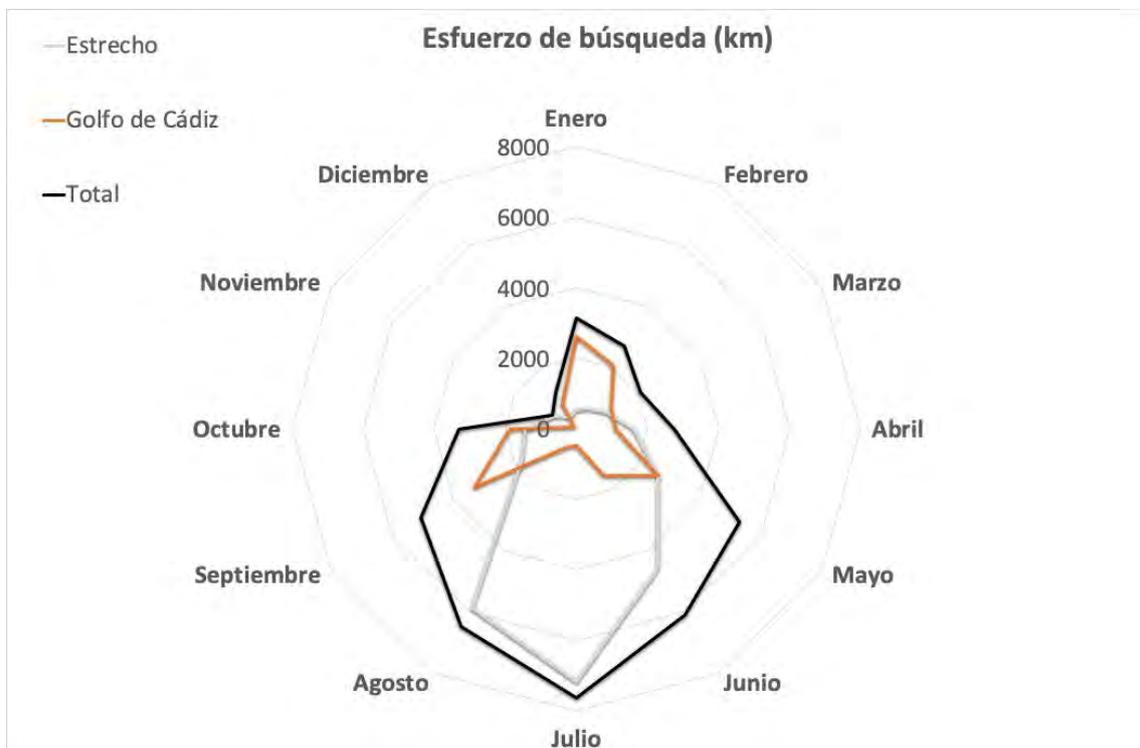


Figura 31. Distribución temporal del esfuerzo realizado en aguas del Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar.

### 4.3.1 Datos de avistamientos

Se han utilizado también las bases de datos históricas de avistamientos.

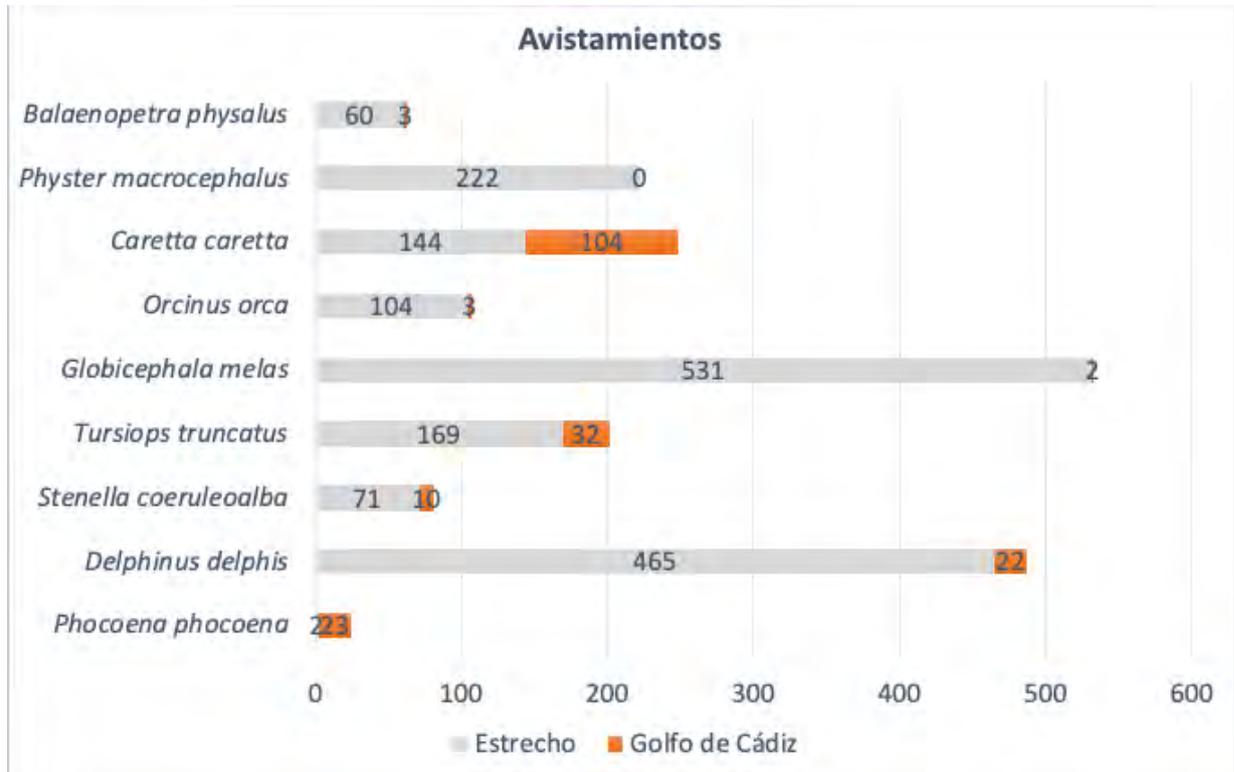


Figura 32. Avistamientos de cetáceos y tortugas marinas realizados en el periodo

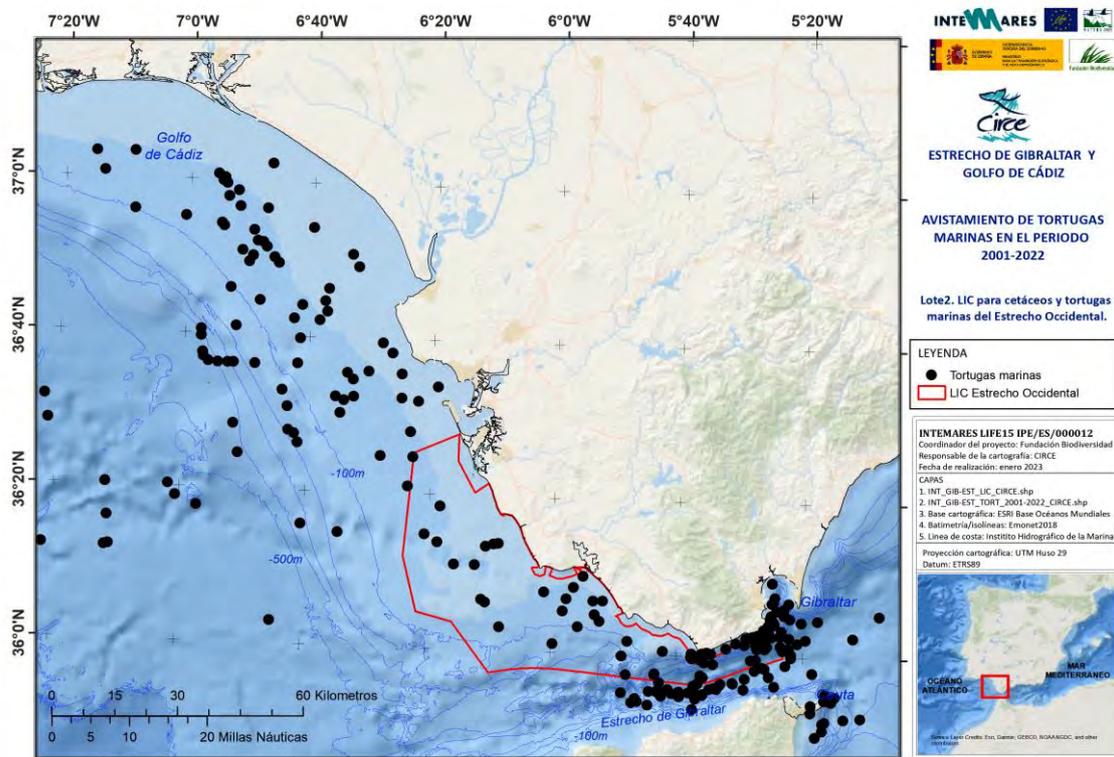
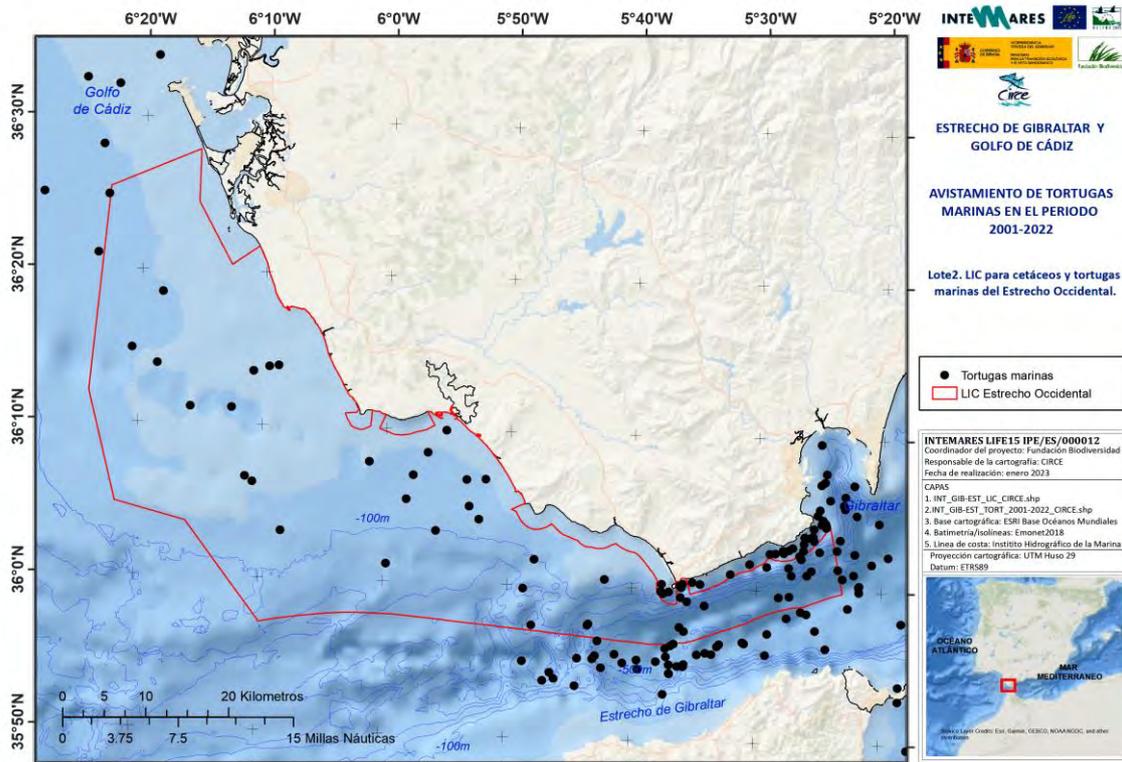


Figura 33. Distribución espacial de avistamientos realizado en aguas del Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar.

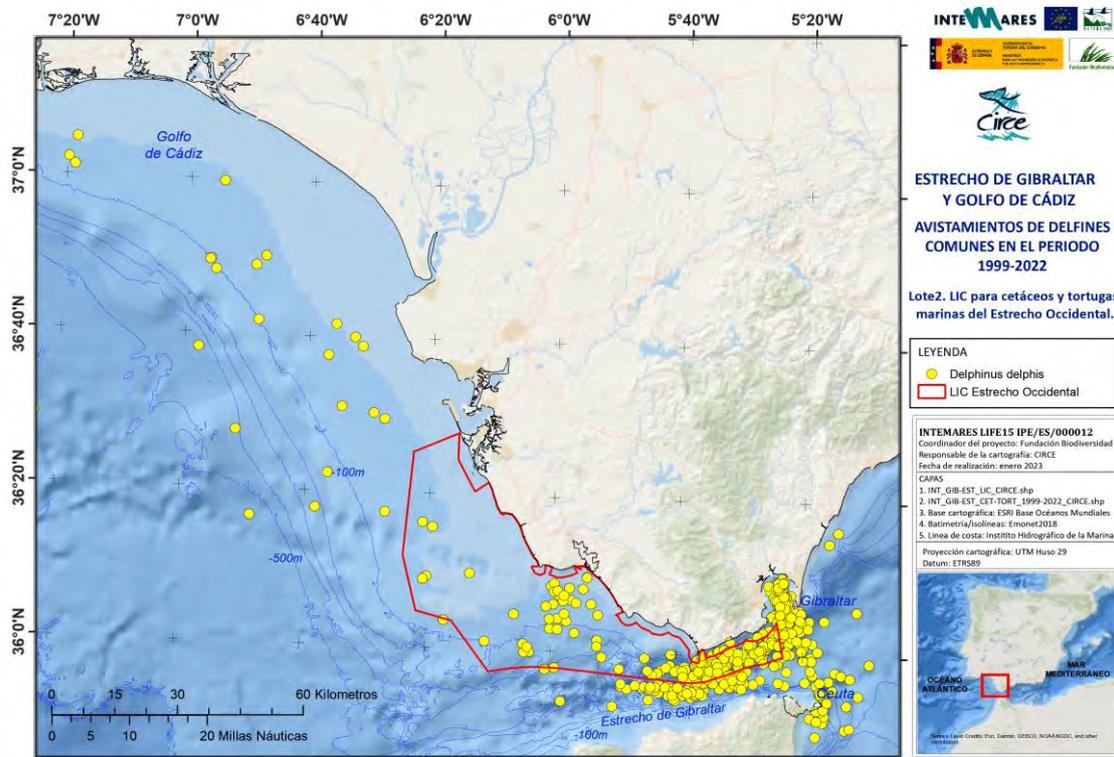
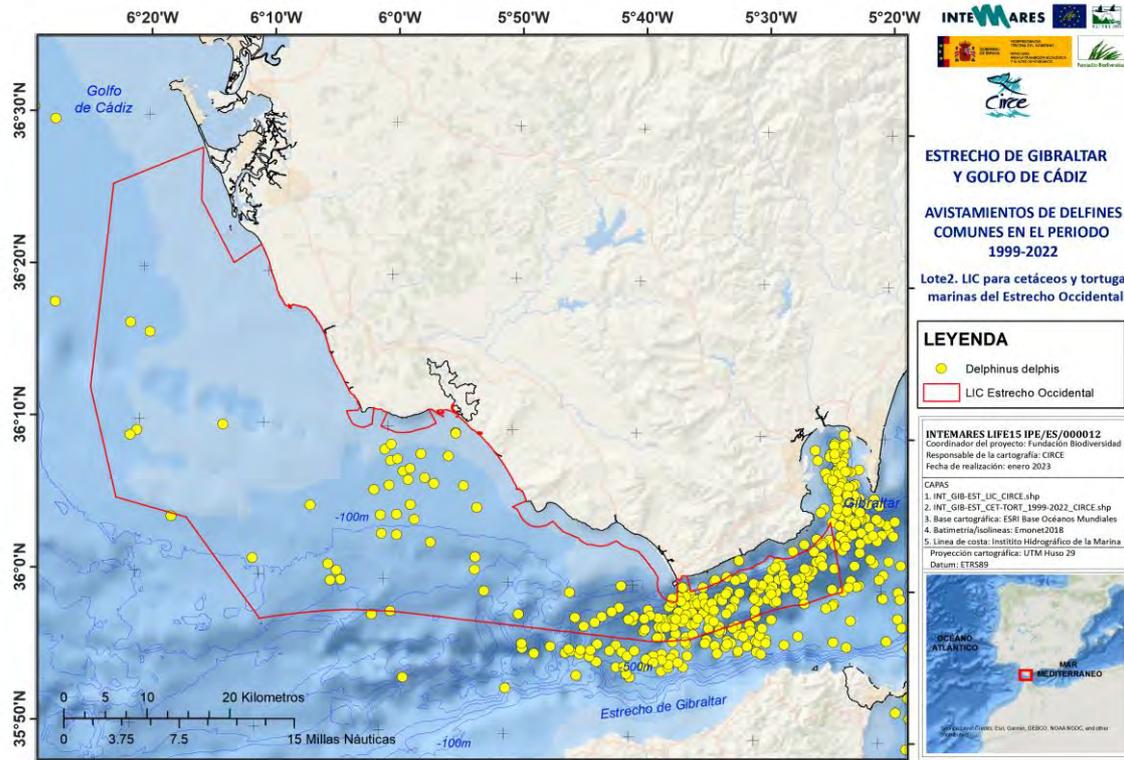


Figura 34. Distribución espacial de avistamientos realizado en aguas del Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar.

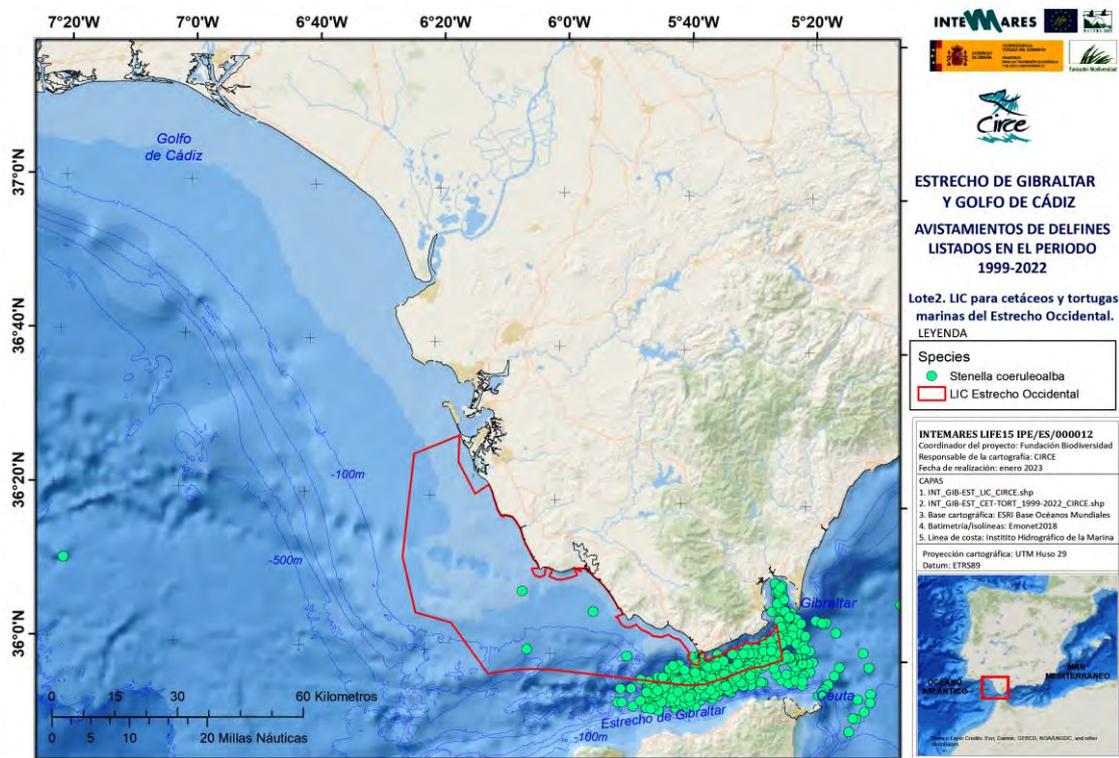
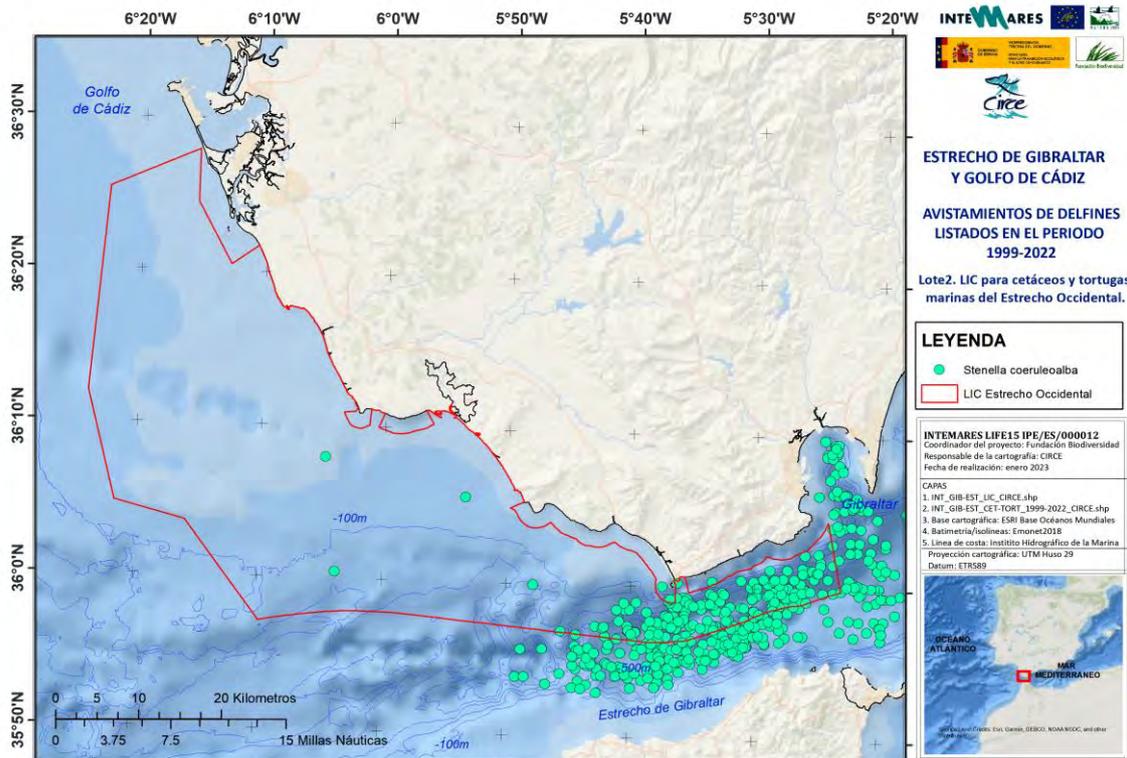


Figura 35. Distribución espacial de avistamientos realizado en aguas del Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar.

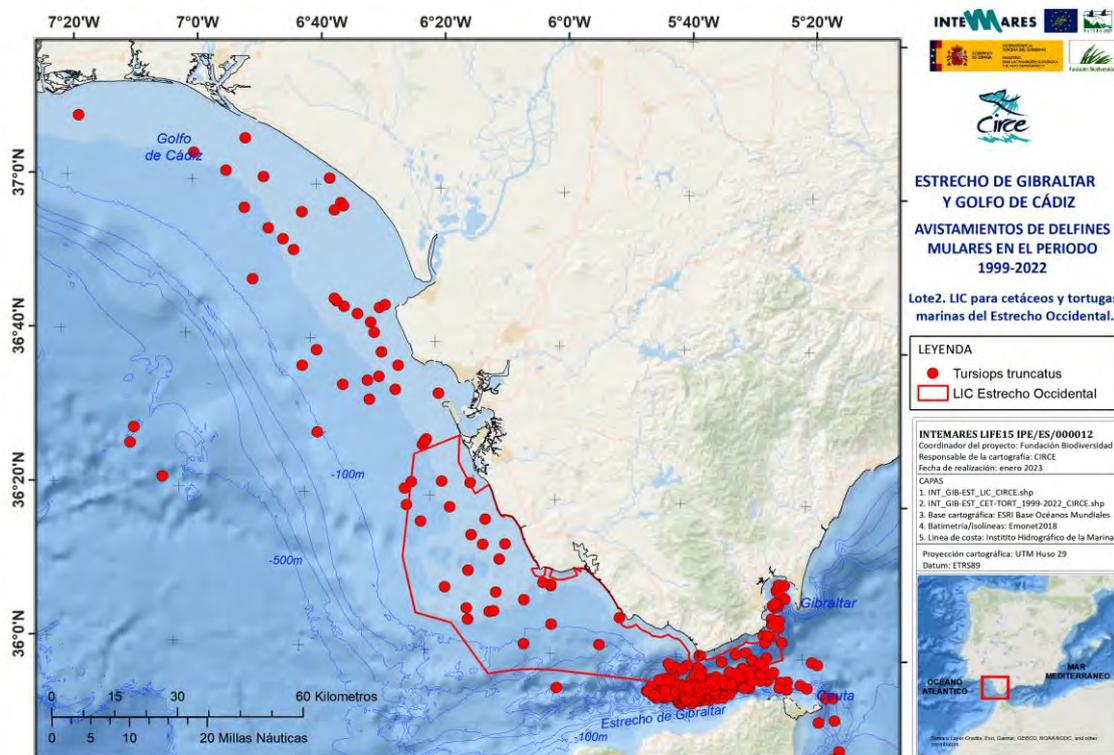
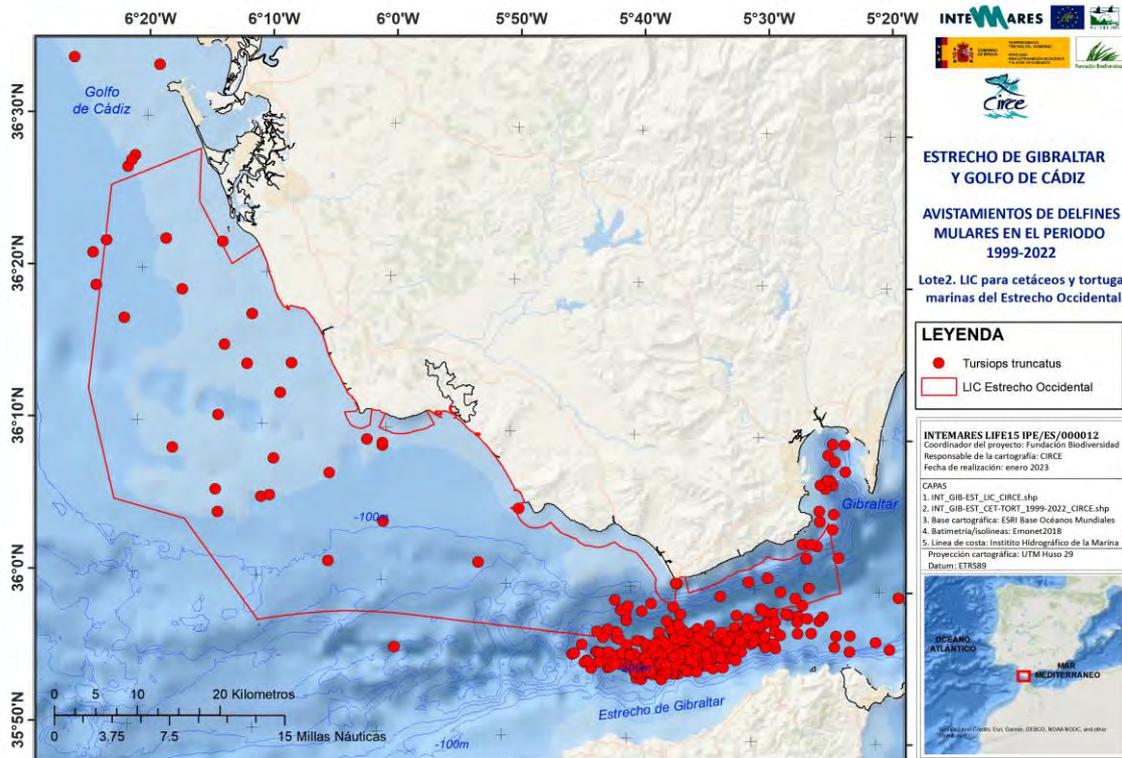


Figura 36. Distribución espacial de avistamientos realizado en aguas del Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar.

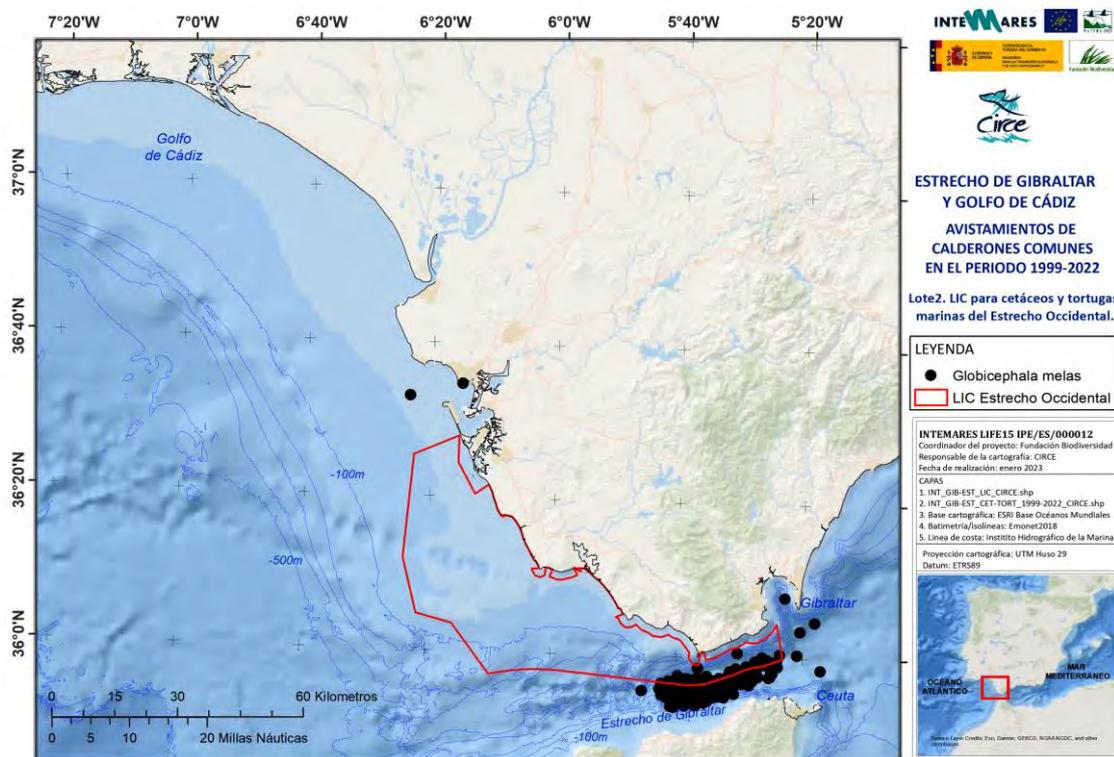
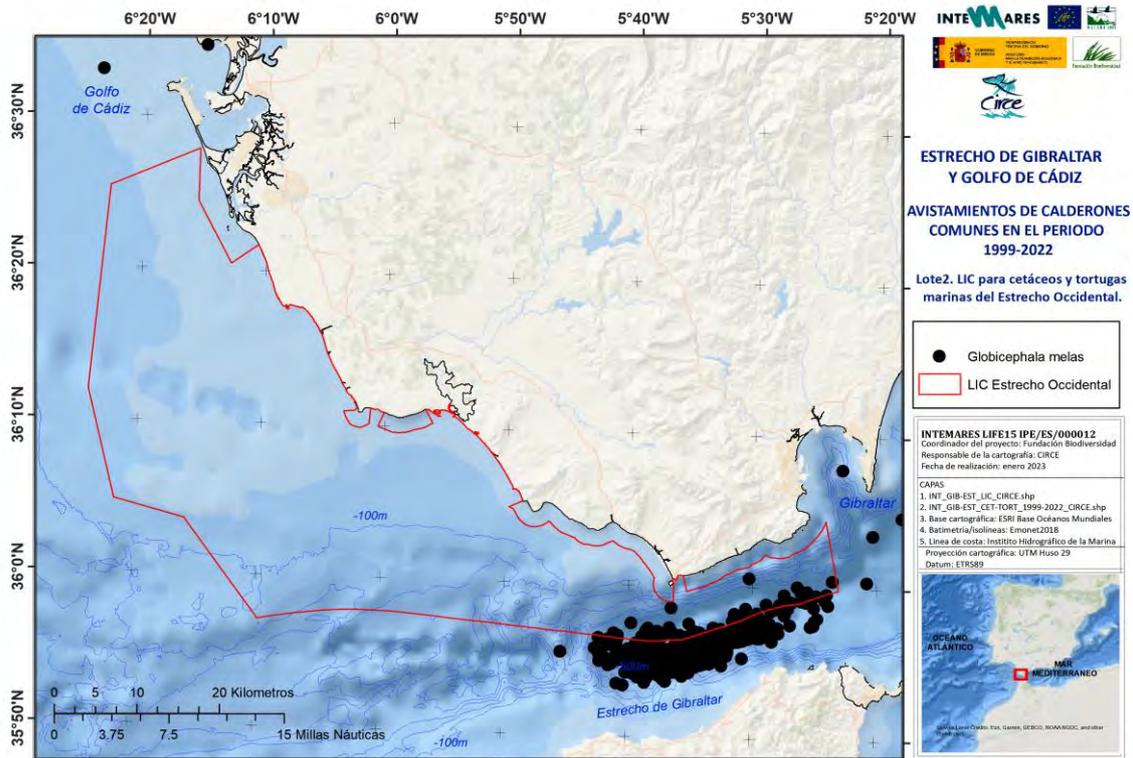


Figura 37. Distribución espacial de avistamientos realizado en aguas del Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar.

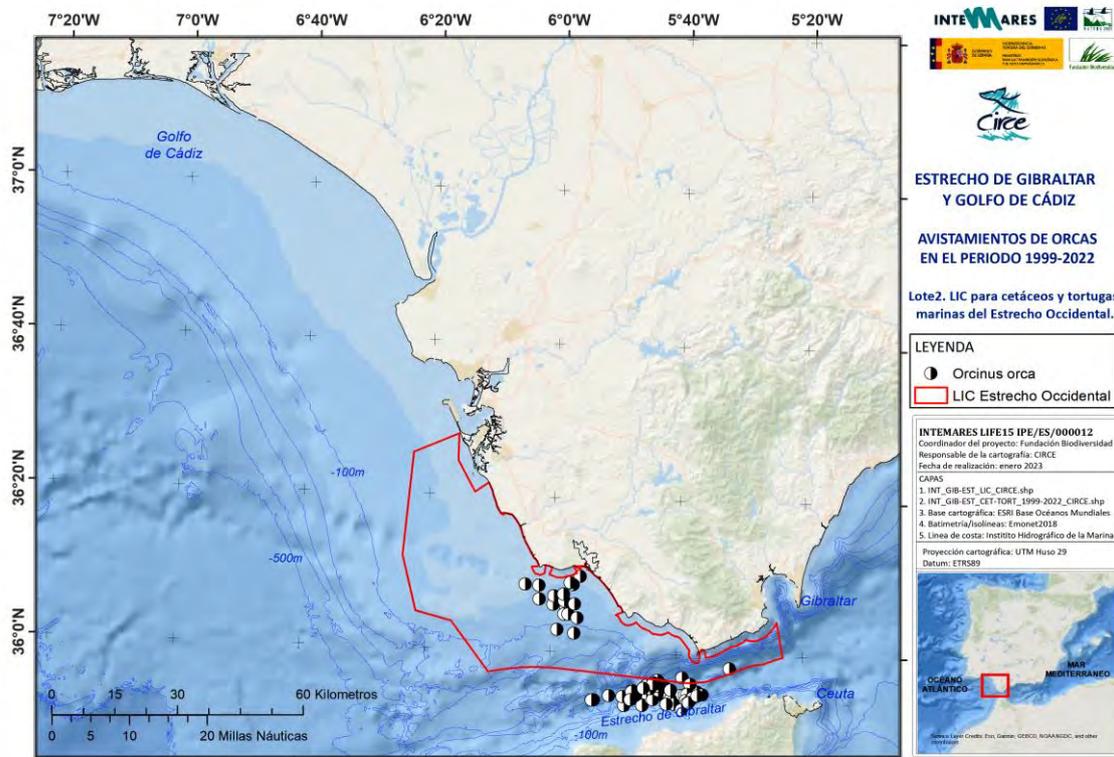
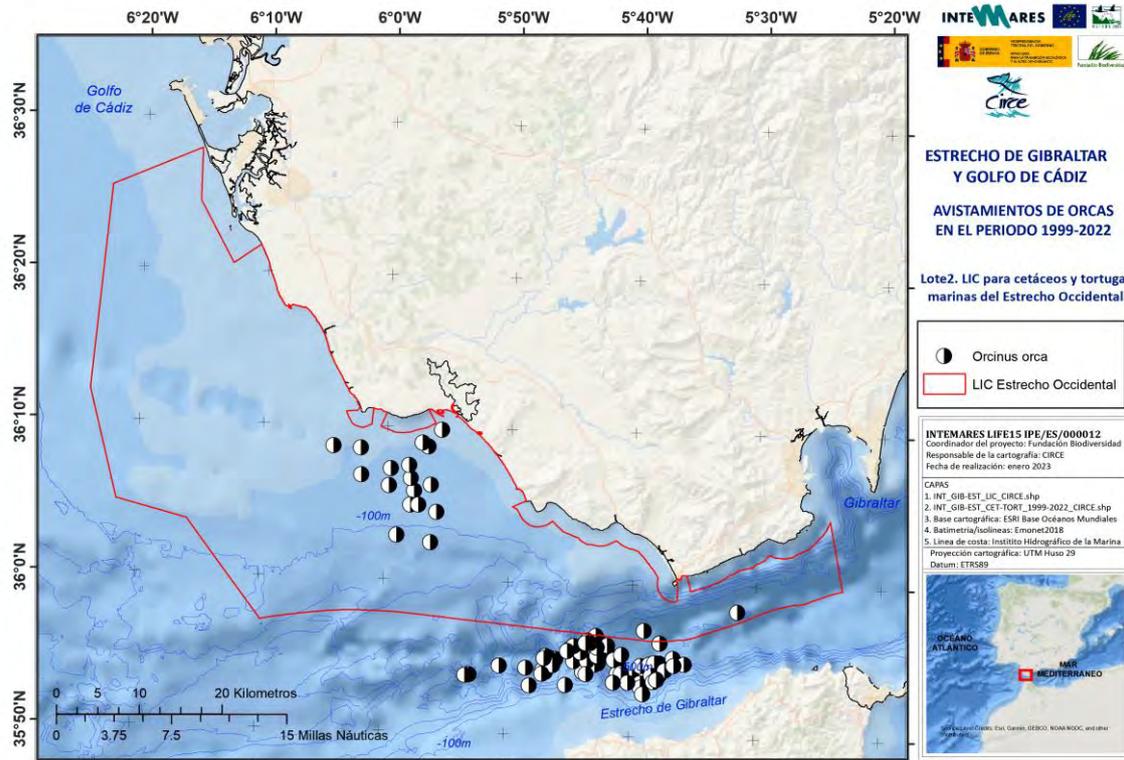


Figura 38. Distribución espacial de avistamientos realizado en aguas del Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar.

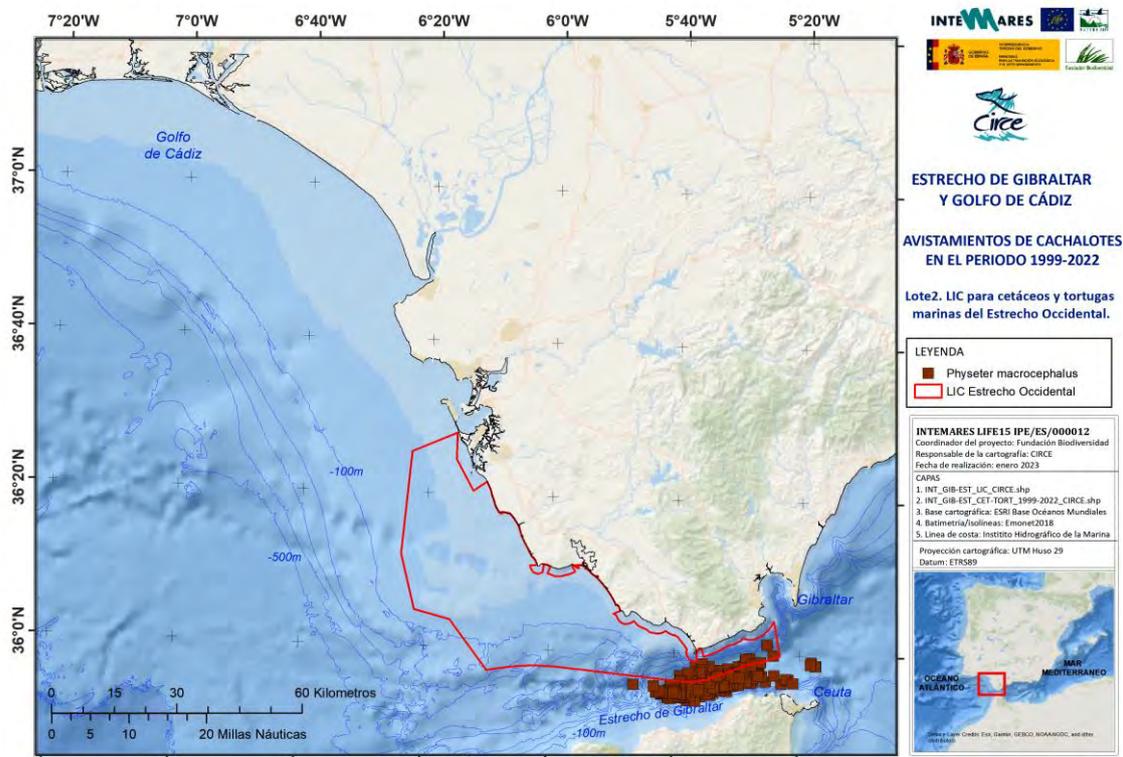
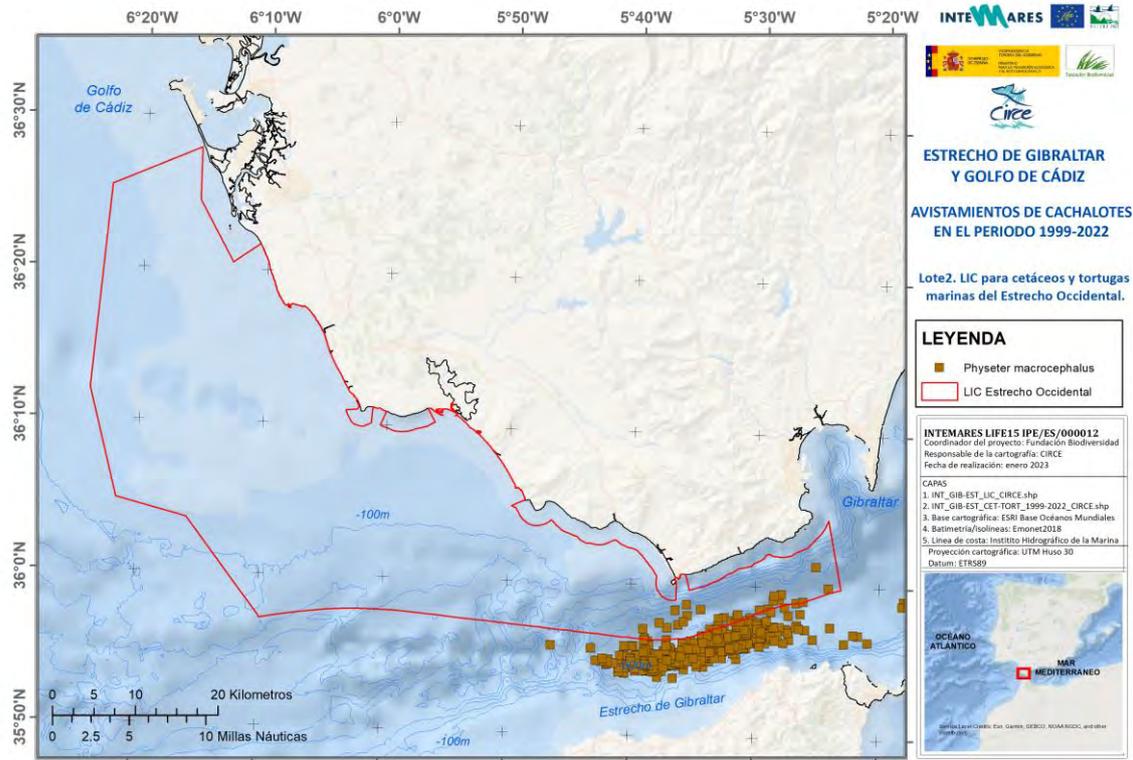


Figura 39. Distribución espacial de avistamientos realizado en aguas del Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar.

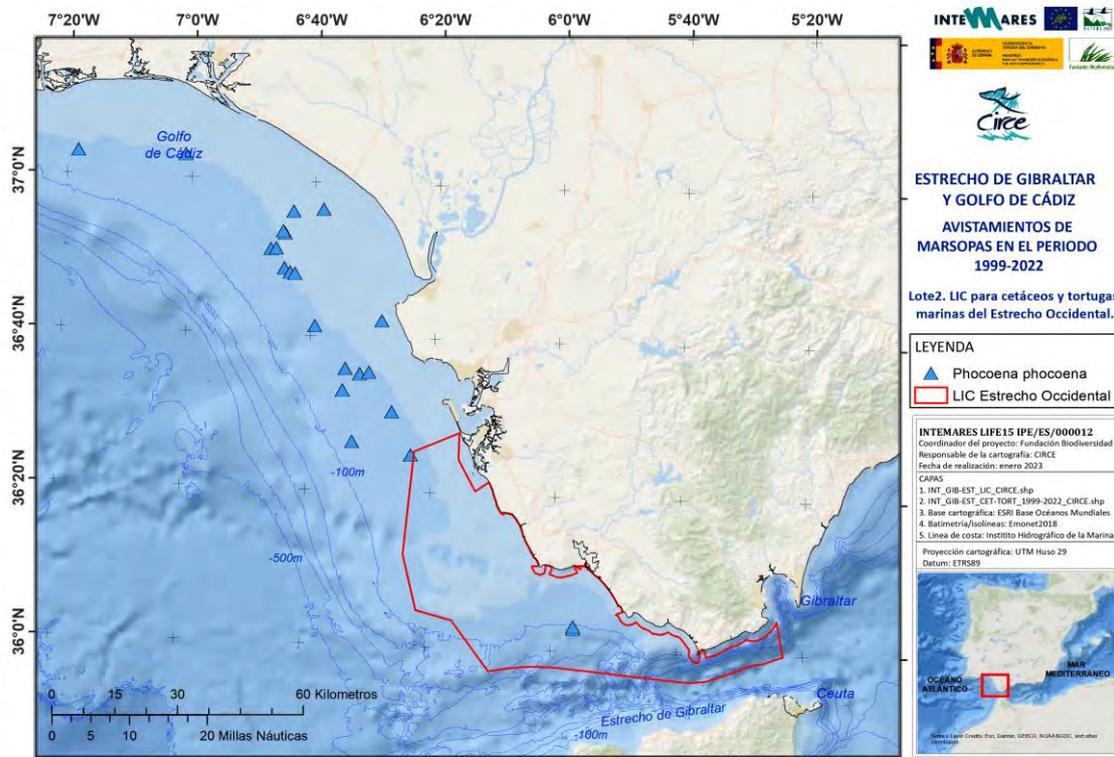
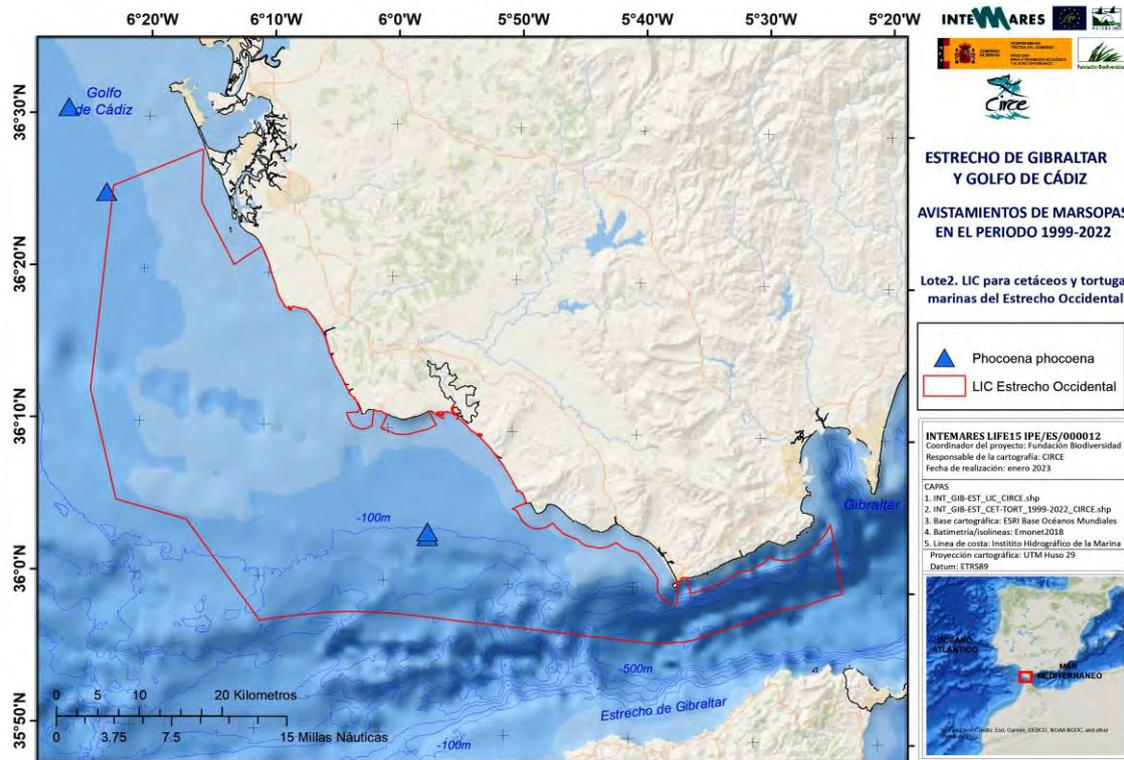


Figura 40. Distribución espacial de avistamientos realizado en aguas del Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar.

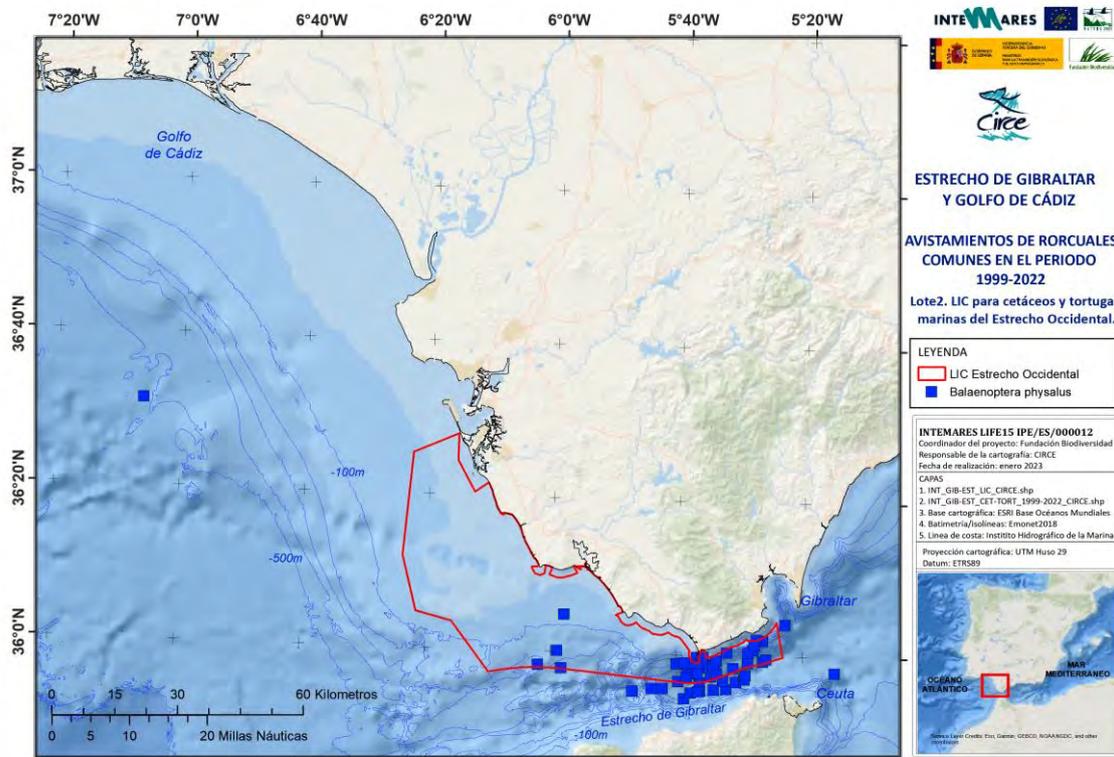
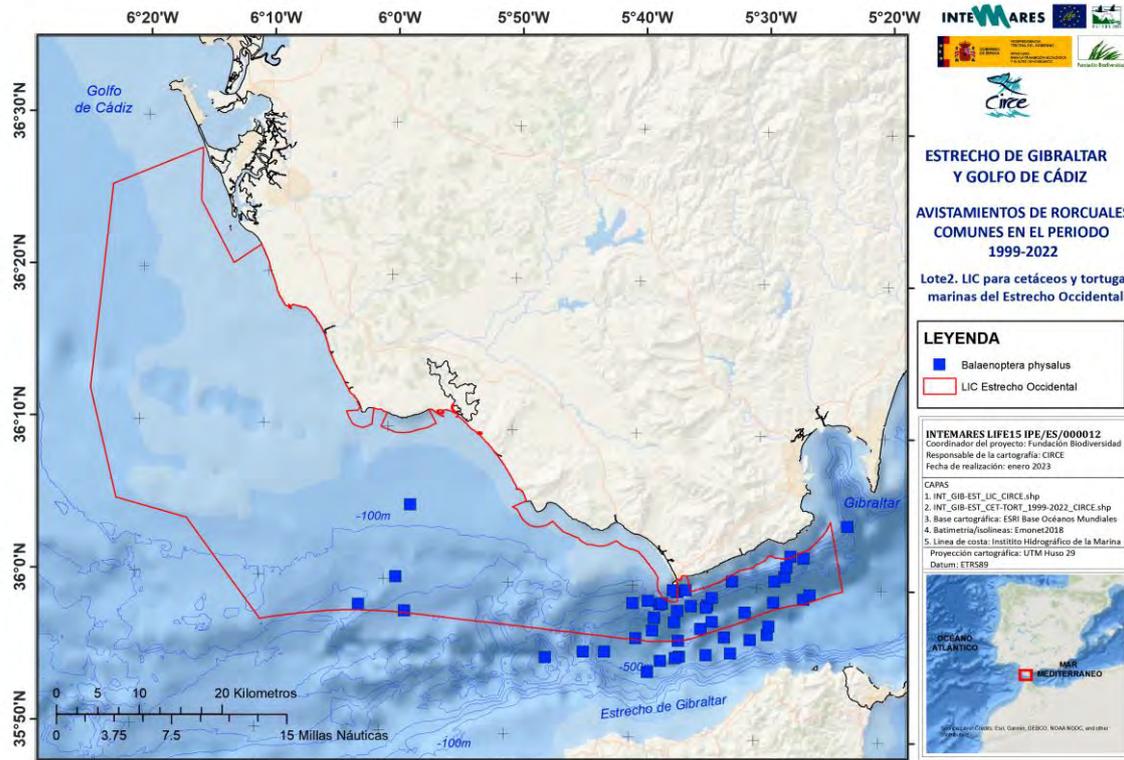


Figura 41. Distribución espacial de avistamientos realizado en aguas del Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar.

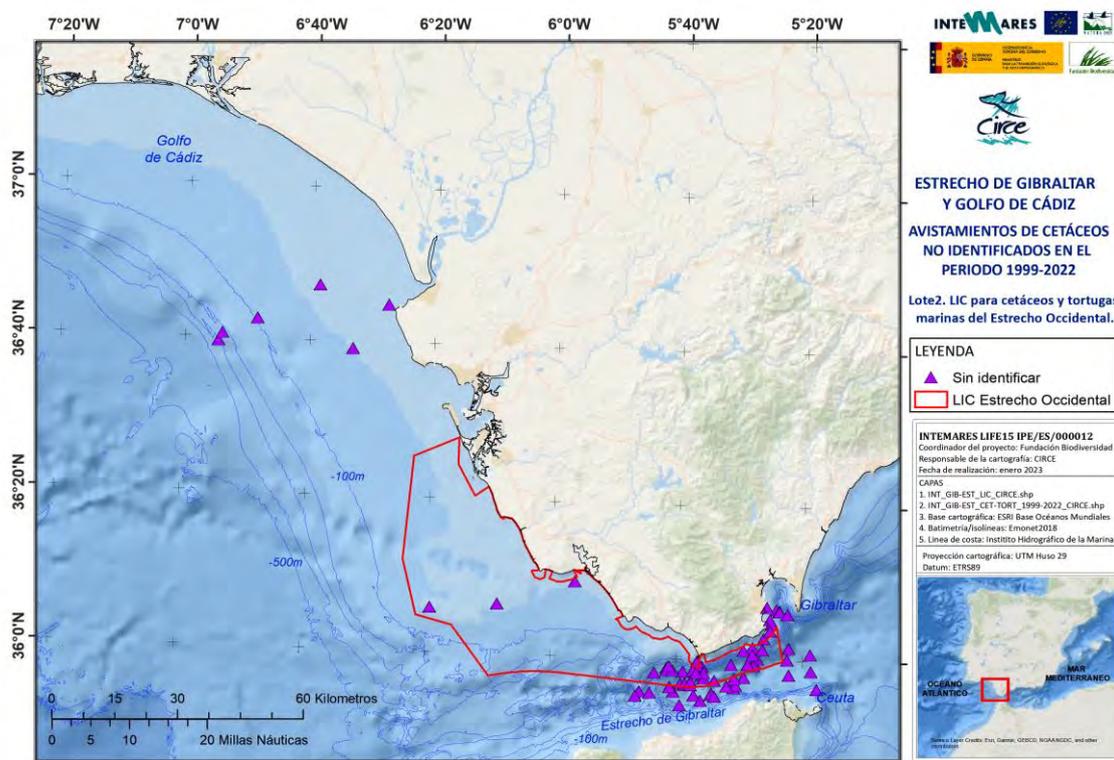
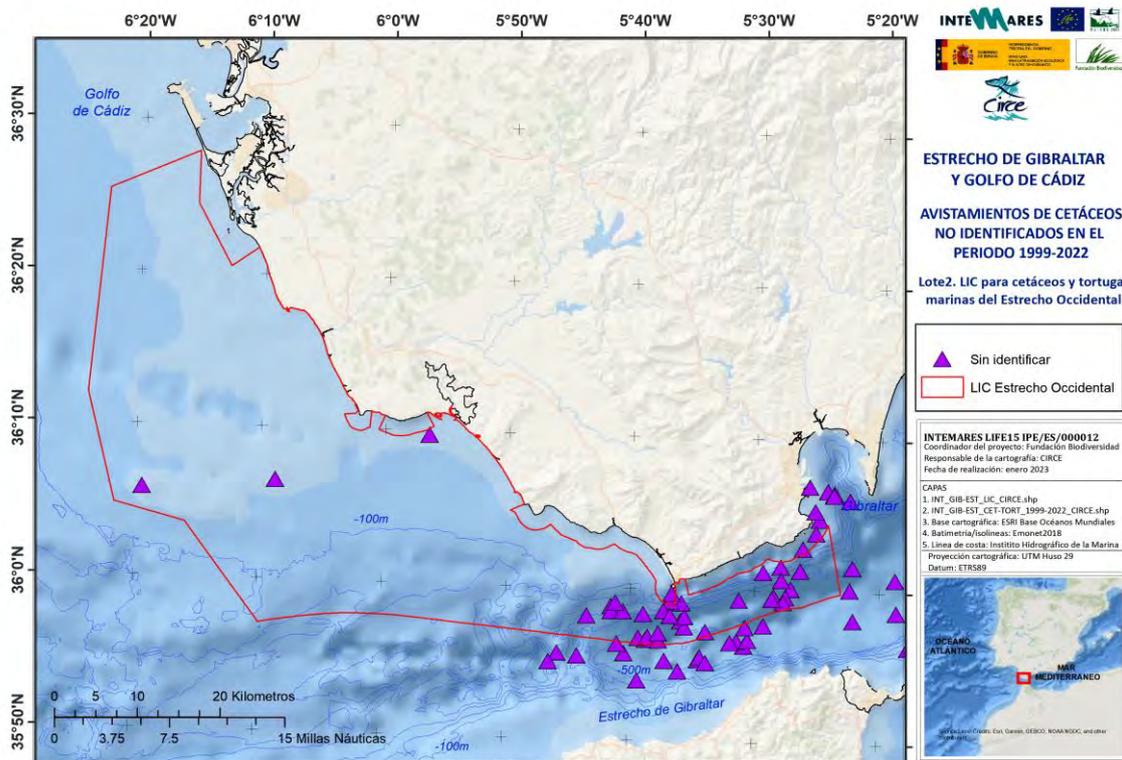


Figura 42. Distribución temporal de avistamientos realizado en aguas del Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar.

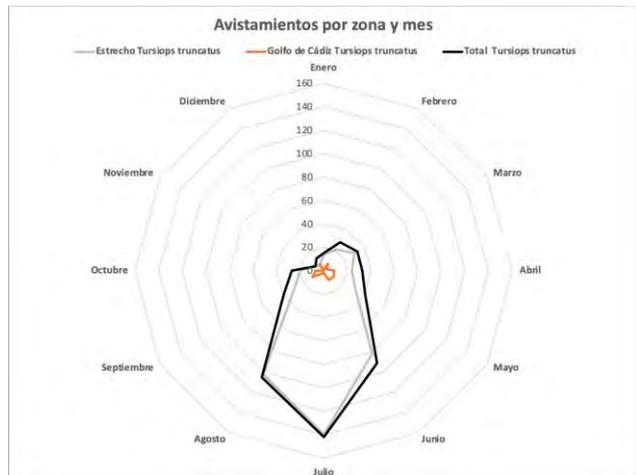
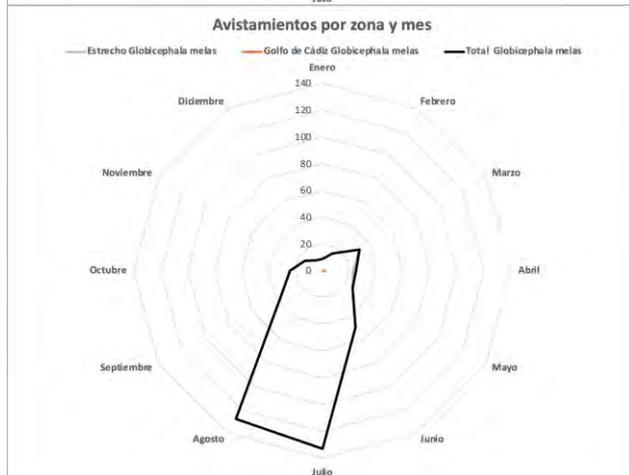
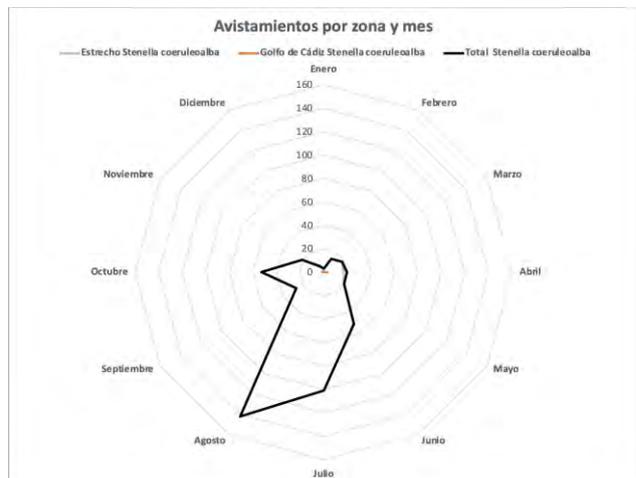
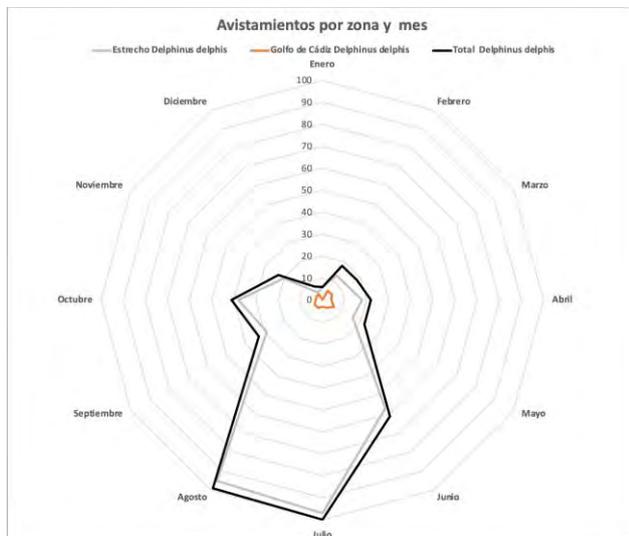


Figura 43. Distribución temporal de avistamientos de las especies más comunes realizado en aguas del Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar.

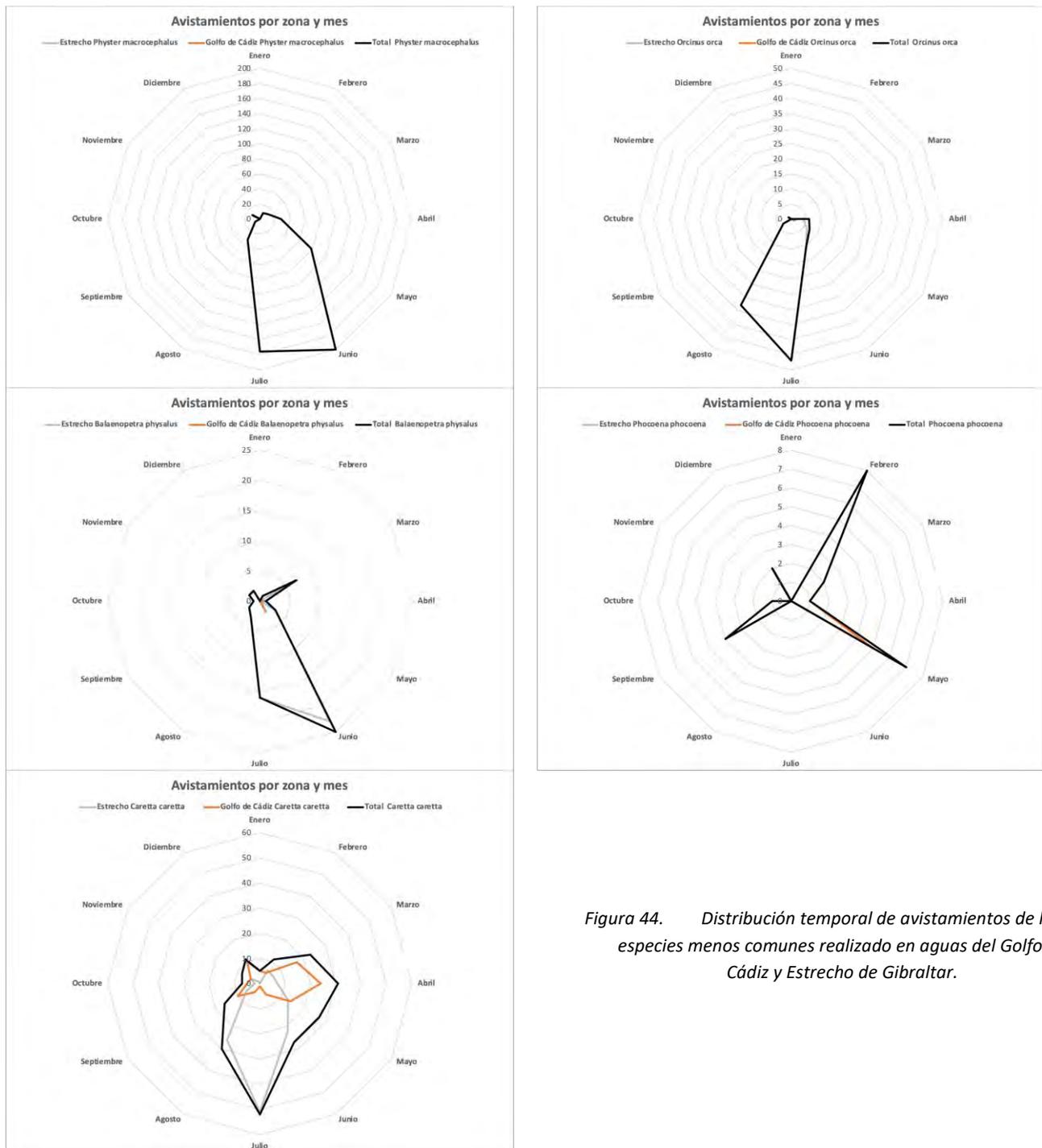


Figura 44. Distribución temporal de avistamientos de las especies menos comunes realizado en aguas del Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar.

Se aprecia una relación de avistamientos temporal relacionada con el esfuerzo, pues la mayor parte de este se ha ejecutado en los meses de verano. Por los datos no se deben tener en consideración, debiendo normalizar los datos obtenidos.

#### 4.3.2 Otros datos y comentarios

En el apartado de presiones se incorporan también datos históricos. En el apartado sobre distribución espacial y residencia se presentan también datos satélites. Finalmente, se

incorporan fotografías de catálogos anteriores en los apartados de residencia y de marcaje recaptura.

## 5. ¿Cuántos cetáceos hay en la zona? ¿Y en zonas colindantes?

### 5.1 Abundancias marcaje recaptura vs distance sampling vs censos

En el vasto campo de la ecología y la conservación, determinar la abundancia de poblaciones de especies es esencial para evaluar su estado y tomar decisiones informadas sobre su gestión y protección. Las estimas de abundancia proporcionan información crítica sobre la demografía, la estructura poblacional y la dinámica de las especies, y suelen ser el punto de partida para comprender la ecología de las poblaciones y diseñar estrategias de conservación. A lo largo de los años, los científicos han desarrollado y perfeccionado diversas técnicas para estimar la abundancia de poblaciones, y entre las más prominentes se encuentran el método de marcaje-recaptura, el distance sampling y los censos.

El método de marcaje-recaptura se basa en la premisa de marcar una serie de individuos en una población y, posteriormente, volver a muestrear la población para ver cuántos de esos individuos marcados son recapturados. A partir de estas cifras, es posible estimar la abundancia total de la población. Esta técnica es especialmente útil para especies móviles o esquivas, donde un recuento directo podría no ser factible. Lo más importante es que sientan las bases para poder realizar seguimientos de tendencia poblacional.

Por otro lado, el distance sampling es una técnica que se centra en la detección de individuos en función de su distancia respecto a un observador o línea de transecto. Estos datos se utilizan luego para construir modelos de detección, que permiten estimar la densidad y, por ende, la abundancia de la población en una zona más amplia. Esta técnica es comúnmente utilizada en estudios de aves, mamíferos y otros taxones, especialmente en hábitats amplios y abiertos.

Finalmente, los censos representan recuentos directos de individuos en una población o subconjunto de ella. Estos pueden ser totales, cuando se intenta contar a todos los individuos de una población, o parciales, cuando se toma una muestra representativa. Los censos son particularmente efectivos en áreas confinadas o cuando se trata de especies que son fácilmente visibles y detectables.

Cada uno de estos métodos tiene sus propias ventajas, limitaciones y aplicaciones específicas, y su elección dependerá de las características biológicas de la especie en estudio, las condiciones del hábitat y los objetivos de la investigación. Sin embargo, en conjunto, estas técnicas ofrecen a los ecólogos y conservacionistas una caja de herramientas robusta para entender y proteger el mundo natural.

A continuación, se presentan los resultados de las estimas obtenidas por medio de cada uno de los medios. En primer lugar, y para tener una estima en la zona de estudio de este proyecto, se han aplicado modelos de distance sampling a delfines comunes, listados y mulares, calderones

comunes, orcas, cachalotes y rorcuales comunes. No se pudo estimar abundancia de tortugas marinas por falta de observaciones de estas. Esta estima será representativa de la zona de estudio planteada en el marco de este proyecto y por tanto de la zona que se propondrá como LIC. Para el caso de los delfines mulares no tendrá en cuenta la diferenciación existente entre delfines mulares del golfo de Cádiz y del Estrecho, sino que nos dará una estima puntual de los delfines presentes en la zona durante los muestreos.

De la misma forma, se aplicaron modelos de marcaje recaptura para delfines mulares del Estrecho y calderones comunes del Estrecho. Estas estimas nos darán información de los calderones que usan la zona de estudio a lo largo del año. Esta consideración es importante, ya que no tiene por qué permanecer permanentemente en la zona de estudio, sino que podrían también estar en otros lugares. Lo mismo pasaría con los delfines mulares del Golfo de Cádiz, para los cuales se ha tenido en consideración estimas de 3 periodos para todo el Golfo de Cádiz. Esta información, además, y es la única forma de poder hacerlo, nos permitirá plantear modelos de seguimiento de tendencias poblacionales.

Para el caso de orcas, se ha utilizado también información desde 1999, y se ha estimado por medio de censos directos de la población. En este caso la especie permanece durante al menos 4-5 meses en la zona de estudio, por lo que tendremos una estima fiable de abundancia por medio de censos, que nos permitirá también hacer seguimientos de tendencias poblacionales.

Finalmente, para cachalotes y rorcuales comunes, y al ser especies migradoras (final de la migración para la primera, y de tránsito para la otra), se obtendrá un número mínimo de visitantes a la zona, por medio de censo, pero en ningún momento se podrá obtener un censo final, al estar ante especies muy móviles y de población abierta, es decir, en la que no podemos hacer un seguimiento a largo plazo por residencia.

Finalmente, para el caso de especies más tímidas a la hora de poder ser avistadas, como el caso de marsopas y cachalotes, se pueden aplicar modelos de distance sampling, por medio de detecciones ya no visuales, como en el caso anterior, sino de tipo acústico. Para cachalotes y marsopas se aplica este tipo de modelos.

## 5.2 Abundancia por medio de distance sampling

### 5.2.1 Introducción

En el caso de transectos lineales, el observador recorre trayectos en línea recta tomando las distancias perpendiculares del objeto de interés a la línea. Los métodos de transectos lineales, así como los de transectos por banda, pertenecen a la familia de métodos conocidos como "muestreos de distancias". En estos métodos, el observador toma una serie de datos de distancias entre el objeto de interés y el observador o la plataforma que está usando para observar (plataforma es un término genérico; puede tratarse de un barco, un avión, un vehículo terrestre, o aún uno mismo si el relevamiento se hace a pie). Con ese conjunto de distancias se

calcula luego la densidad de animales en el área de estudio. Intuitivamente, cuanto mayor sea la distancia medida a los animales u objetos de interés, menor será la densidad, y viceversa. Existe una extensa literatura referida a los fundamentos de la metodología de transectos lineales y sus derivaciones. La revisión más reciente corresponde a Buckland et al. (1993) y a esa puede el lector referirse para encontrar más detalles así como una extensa serie de referencias anteriores.

La ventaja de estos métodos es que el observador no está obligado a detectar absolutamente todos los animales que se encuentran en el área de estudio. El método asume que el observador detecta proporcionalmente menos animales a medida que se aleja de la línea, pero que la probabilidad de detectar animales cerca o en la línea es igual a uno (v.g. que todos los animales cercanos y en la línea son detectados).

De todas las alternativas existentes para la evaluación de cetáceos se han planteado la estimación de abundancia mediante transectos lineales ejecutados con la embarcación ELSA.

### **5.2.2 Metodología**

#### ¿Qué son los transectos lineales?

Este método consiste en la ubicación aleatoria de líneas de muestreo, o en la distribución equidistante de líneas de muestreo paralelas, aleatoriamente superpuestas sobre la zona de estudio. Estas líneas de muestreo son recorridas a la vez que se registran los individuos detectados dentro de una distancia determinada de la línea, junto con información sobre la distancia animal-observador y el ángulo de la línea de detección.

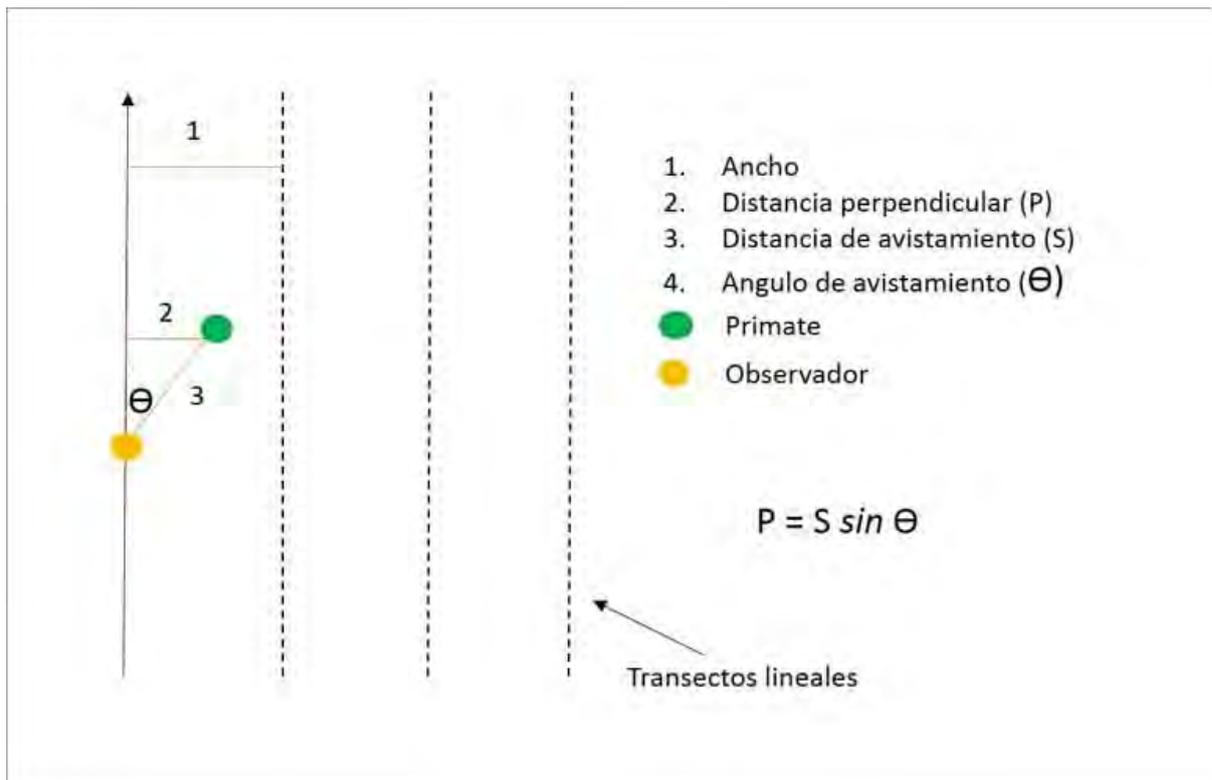


Figura 45. Variables utilizadas para calcular la densidad basada en un transecto lineal. Tomado de Lacher

Las distancias perpendiculares a la línea de muestreo obtenidas a partir de estos datos son usadas para calcular la función de detección (probabilidad de que un animal sea detectado), y con esta función se puede estimar la proporción de animales detectados dentro de una distancia determinada a los dos lados de la línea de muestreo:

$$D = \frac{n}{2Ld_w}$$

Esto, junto con información sobre tasas de encuentro y la distribución aleatoria de un número adecuado de líneas de muestreo a lo largo de la región estudiada, permite estimar un valor de densidad que es representativo de la región estudiada, y que permite obtener un estimativo de abundancia para la región.

La metodología empleada para analizar los datos considera que se han observado la mayor parte de los animales que están más cerca de la línea que transita el barco. Esto quiere decir que uno debe sopesar cuánto tiempo pasa observando el mar lejos del transecto y cuánto tiempo cerca de la misma. En el análisis de los datos, las observaciones más cercanas a la línea son las que más pesan en el momento de estimar densidades; las observaciones más lejanas aportan poca información a la precisión de las estimaciones que se harán, por lo que no tiene sentido derivar mucho esfuerzo en buscar lejos de la línea.

## Supuestos

Los principales supuestos del método básico con referencia al estudio de cetáceos que viven en grupos son:

- Los grupos cuyos centros están sobre o muy cerca de la línea de muestreo son detectados con certeza.
- Los grupos son detectados en su ubicación inicial, antes de cualquier respuesta al observador. Para el movimiento independiente del observador, la velocidad promedio es lenta relativo a la velocidad del observador.
- La medición de las distancias de la línea al centro de cada grupo detectado es precisa.
- Existe un muestreo adecuado de líneas aleatoriamente distribuidas, o una matriz de líneas aleatoriamente posicionadas en la región de estudio.
- Los tamaños de los grupos son registrados con precisión, al menos para grupos ubicados sobre o cerca de la línea de muestreo.

## Los cetáceos como objeto de estudio

Diversas dificultades se plantean, en general, en la estimación de abundancia de cetáceos. En primer lugar, los animales se distribuyen de modo relativamente amplio en su medio de modo tal que es difícil definir los límites de su hábitat y, en consecuencia, hasta donde colocar esfuerzo de estimación y relevamiento. Por otro lado, para muchas especies de delfines, el conocimiento sobre el área en la cual se distribuyen es fragmentario. Además, estas especies tienen una alta movilidad, y en muchos casos su comportamiento no es independiente del observador, evitando o sintiéndose atraídos por las plataformas de observación (barcos, botes). Más aún hay especies mucho más evidentes por su tamaño, comportamiento y/o coloración; y otros que resultan sumamente difíciles de ver.

Durante el muestreo mediante transectos lineales en el mar, el observador trabaja sobre una "franja" de agua en la que efectivamente tiene una alta probabilidad de hallar animales. Asimismo, dirige sus observaciones hacia la proa del barco (plataforma), anticipando avistamientos que todavía no se han colocado perpendiculares al barco. Esta pauta de búsqueda y detección plantea un área efectiva de búsqueda, aquella área en la que existen más posibilidades de detectar animales.

Por otro lado, se debe tener en cuenta que diferentes especies de cetáceos presentan diferentes ritmos de respiración, es decir, se debería tener una idea de cuantas veces por hora o minuto un observador puede esperar ver salir a la superficie a los animales.

## Diseño del muestreo

El nivel de precisión con que se desea hacer la estimación de abundancia de una especie, está directamente asociado al tipo de pregunta que se desea responder con esa estimación. El eje del problema pasa entonces por los objetivos para los cuales se utilizará la mencionada estimación. Obtener una idea de la abundancia de una especie cualquiera, evaluar si la

mortalidad incidental por pesca es significativa para una especie de delfín, etc., son en sí mismas "preguntas" cuya respuesta requiere diferentes grados de precisión.

El nivel de precisión entonces debe ser establecido a priori por quienes desean realizar la estimación. El grado de precisión deseado, tiene directa influencia sobre el esfuerzo requerido para lograr la estimación. La manera en que normalmente se evalúa la precisión es mediante medidas de dispersión como el coeficiente de variación. A modo ilustrativo, para objetivos relacionados a planes de manejo (control de plaga, uso consuntivo, o especies que enfrentan cierto riesgo), es aceptable un coeficiente de variación de entre el 10% y el 20%.

El diseño del muestreo tiene una implicancia fundamental en lo que concierne a optimizar el esfuerzo puesto en el relevamiento y en lograr un muestreo representativo, en donde podamos reducir el valor de los componentes de la varianza. Se refiere normalmente a como se reparte el esfuerzo de relevamiento y búsqueda en el área a relevar. Esto comprende en el caso de los transectos lineales, el largo total de transectos a recorrer, así como la disposición de estas en el área de muestreo.

En el diseño del muestreo intervienen diversos factores:

- precisión deseada en la estimación de la densidad (como ya se mencionó),
- el conocimiento previo de la biología de la especie (zonas, profundidades o época del año que más frecuenten, en el caso que nos ocupa los delfines, presas, cambios estacionales, etc.),
- aspectos de índole económica (costo de operación de la plataforma de observación., así como del movimiento de personal hacia el área de muestreo).

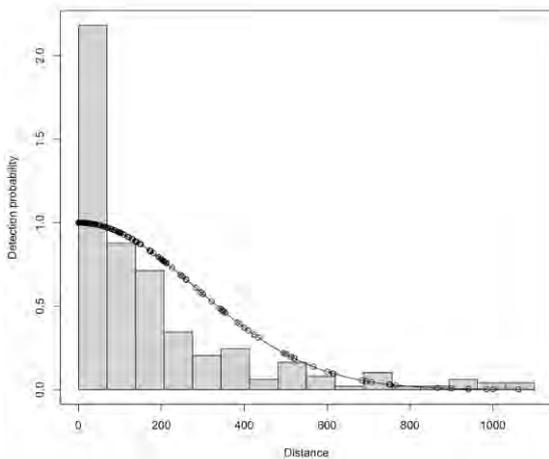
### **5.2.3 Resultados**

Para esta parte del estudio, tan solo se han utilizado los muestreos realizados a lo largo de este programa de trabajo, ya que con anterioridad CIRCE había realizado muestreos de tipo lineal en la zona, en el marco de otras investigaciones, sin obtener grandes resultados. Para lo que sí que se han utilizado datos anteriores de CIRCE es para levantar las funciones de detección de las especies objetivo. Esto permite tener una resolución muchísimo más importante y fina, reduciendo así considerablemente el error. Los datos relativos a los muestreos se pueden ver en la tabla siguiente. La ESW, o ancho de banda efectivo, se puede ver a continuación, por tanto, y son parecidos a este tipo de embarcación, Estando en alrededor de un kilómetro para cachalotes y rorcuales, y sobre 400 metros para el resto de las especies.

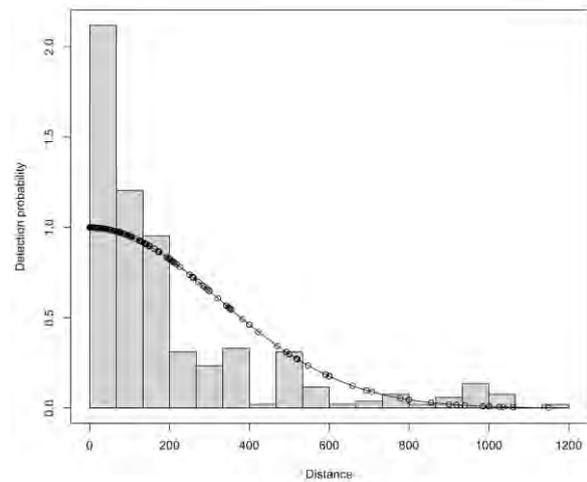
Tabla 9. Resumen de esfuerzo y ESW dedicado a cada especie por medio de transecto lineal

Especie	Avistamientos				C1 km				ESW (m)			P(A)	SE	truncation	Area km2	Media grupos	DEV grupos
	C1	C2	C3	C4	C1 km	C2 km	C3 km	C4 km	ESWIC95min (m)	ESW (m)	ESWIC95max (m)						
<i>Balaenoptera physalus</i>	1	1			181	207	161	218	814	1014	1214	0,507	0,05	2 000	1967	2	1
<i>Delphinus delphis</i>	3	5	13	11	181	207	161	218	246	356	466	0,324	0,05	1 100	1967	51	88
<i>Globicephala melas</i>		2	5	1	181	207	161	218	320	470	620	0,314	0,05	1 500	1967	44	42
<i>Orcinus orca</i>	1			1	181	207	161	218	314	439	564	0,351	0,05	1 250	1967	9	4
<i>Physeter macrocephalus</i>			3	1	181	207	161	218	732	1032	1332	0,344	0,05	3 000	1967	1	1
<i>Stenella coeruleoalba</i>	2	1	3	4	181	207	161	218	283	403	523	0,336	0,05	1 200	1967	113	207
<i>Tursiops truncatus</i>	3	2	8	7	181	207	161	218	298	398	498	0,398	0,05	1 000	1967	44	50

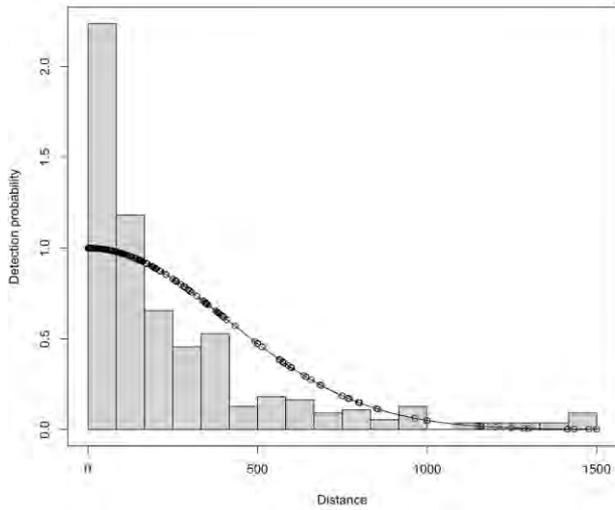
A continuación, se pueden apreciar las funciones de detección de cada una de las especies generales. Para este estudio tan solo se utilizaron las funciones de detección asociadas a estados de mar de 2 Douglas hacia abajo, y se puede apreciar el bajo error estándar (SE).



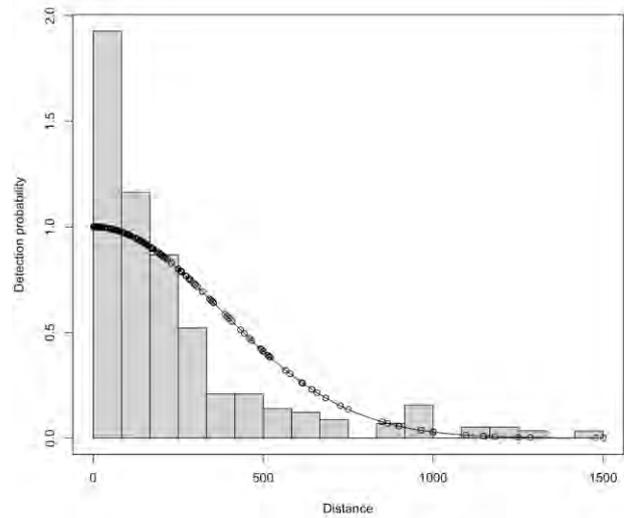
Delfines comunes



Delfines listados

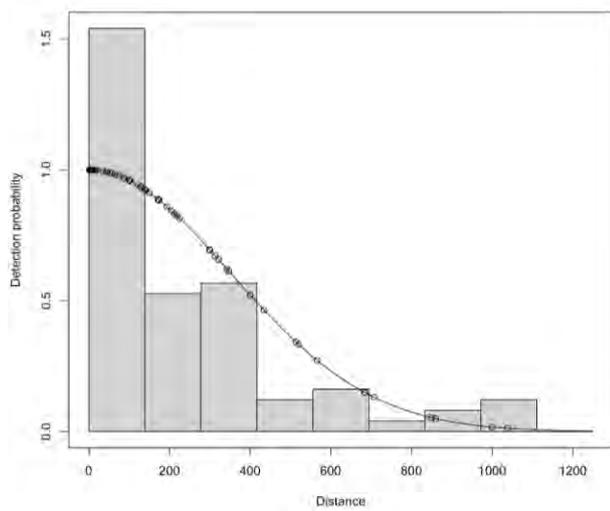


Delfines mulars

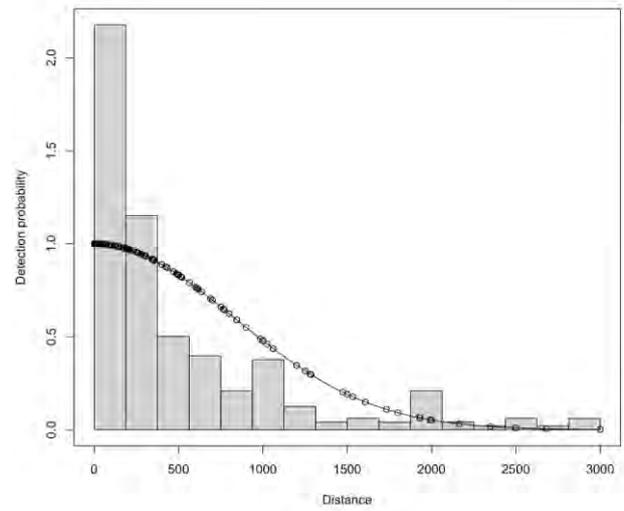


Calderones comunes

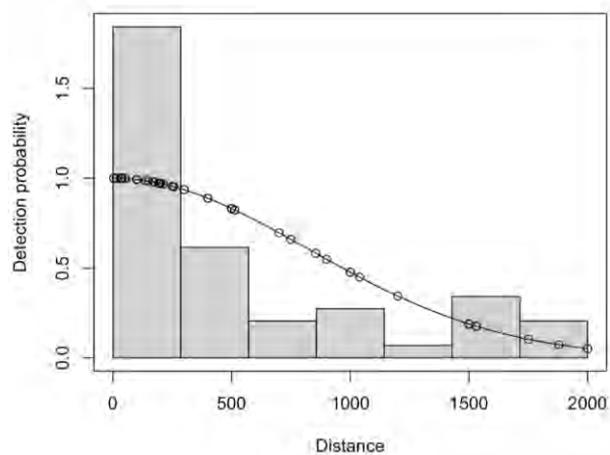
Figura 46. Funciones de detección de especies más comúnmente observadas en el Estrecho y Golfo de Cádiz



Orcas



Cachalotes



Rorcuales comunes

Figura 47. Funciones de detección de especies menos comunes observadas en el Estrecho y Golfo de Cádiz

Finalmente, en la tabla 10 se aprecian los resultados de las estimas de abundancia de cetáceos presentes en la zona de estudio.

Tabla 10. Resumen de estimas de abundancia para aguas frías, calientes y anuales para las especies de cetáceos en la zona de estudio

Especie	Aguas frías			Aguas calientes			Anual		
	Min	Point	Max	Min	Point	Max	Min	Point	Max
<i>Balaenoptera physalus</i>	8	10	12	13	15	19	11	13	16
<i>Delphinus delphis</i>	795	1 040	1 505	2 548	3 334	4 824	1 662	2 175	3 147
<i>Globicephala melas</i>	245	324	475	209	276	405	227	300	440
<i>Orcinus orca</i>	135	173	242	92	118	165	114	146	204
<i>Physeter macrocephalus</i>	0	0	0	16	20	28	8	10	14
<i>Stenella coeruleoalba</i>	485	630	896	2 478	3 216	4 579	1 471	1 909	2 718
<i>Tursiops truncatus</i>	479	599	800	708	886	1 183	592	741	989

### 5.3 Abundancia por medio de modelos de marcaje recaptura

#### 5.3.1 Introducción

Durante largo tiempo los naturalistas no estuvieron satisfechos con la simple identificación de las especies, ya que era necesario identificar cada individuo para poder estudiar, por ejemplo, migraciones, estructura social, tasas de supervivencia o comportamiento. Para ello fueron desarrolladas un increíble número de marcas en diferentes especies, como por ejemplo en abejas (Von Frisch 1962) o en gansos (Lorenz, 1937). Desafortunadamente, todos estos sistemas casi siempre necesitaban una captura física del animal, lo cual no era fácil y conllevaba cierto riesgo. Para evitar estos problemas, se idearon técnicas como poner marcas que se pudieran leer a una cierta distancia. Se crearon pues todo tipo de marcas de colores, como las de las alas de algunas aves de gran tamaño, anillas fluorescentes para flamencos, collares para los cisnes y diferentes tipos de marcas en aletas de delfines (Wells, 1990).

Aunque el problema de la recaptura estaba parcialmente solucionado, aún existían ciertas incertidumbres sobre la fiabilidad del método. Estas marcas podrían alterar la vida del animal: una mancha de color en la immaculada ala de una garza, podría cambiar su capacidad de seducción y, por lo tanto, su éxito reproductivo. Una pegatina en un ala de una mariposa podría atraer a sus depredadores. En otras palabras, ¿eran estos animales representativos todavía de las diferentes especies?

A partir de aquel momento, algunos naturalistas que estaban siguiendo grupos de animales, tales como rinocerontes (Goddard, 1966) o elefantes (Dougals-Hamilton, 1973), señalaron que eran capaces de reconocer cada individuo a partir de signos externos particulares, como, por ejemplo, cicatrices, manchas, deformidades, etc. A pesar de un primer escepticismo en la validación a largo plazo y a gran escala del método por regla de tres, la comunidad científica tuvo que aceptar que esto funcionaba para diversas especies, una vez encontrado un buen criterio para dicho método. Si un cierto carácter específico se encontraba en un individuo, este podía ser fotografiado y analizado posteriormente en fotos realizadas a posteriori. Y así nació la foto-identificación (Katona, 1979).

Este nuevo método revolucionó muchos estudios ya que ofrecía perspectivas insospechadas y surgieron nuevos sectores de la investigación inaccesibles hasta ese momento. Desde entonces se elaboraron un número incontable de archivos de identificación individual: orejas de elefante africano y caudales de ballena jorobada (*Megaptera novaengliae*) (Katona, 1979) de todos los océanos. Para reconocer un individuo, éste sólo necesita ser capturado o fotografiado una sola vez. De esta forma no es necesaria la captura física o los marcajes llamativos que ya son cosa del pasado. Además, esto no sólo permite el seguimiento del animal, sino también estudiar importantes movimientos a lo largo del tiempo (nacimientos, reproducción, accidentes, etc.) y muchos otros aspectos biológicos (Wells, 1990).

Por un lado, la foto-identificación consiste en encontrar un carácter que cambie lo suficiente dentro de una misma especie para así asignar a cada individuo sus variaciones morfológicas propias, las cuales tienen que ser estables a lo largo del tiempo (al menos durante el tiempo del estudio) y fácilmente fotografiables. Es por esta razón que los caracteres escogidos se basan en los que se encuentran en la espalda de los cetáceos (ej.: la aleta dorsal de un delfín mular) (Wells, 1990) o ciertas partes que estén expuestas en algún momento (e.j. la aleta caudal de una ballena jorobada, cuando se está sumergiéndose) (Katona, 1979).

Una vez en el mar, nos podemos encontrar con otros inconvenientes, por ejemplo, como es el caso de Sudáfrica, donde científicos frecuentemente se encontraban con grandes grupos de delfines mulares viajando a gran velocidad (Saayman, 1973). Es imposible hacer buenas fotografías de todas las aletas dorsales de todos los individuos. Por este motivo, usaban para ello cámaras de video de alta velocidad y seleccionaban posteriormente las imágenes para archivarlas, separarlas y analizarlas.

No existe una sola técnica de foto-identificación sino un principio general con todas sus variantes y trucos necesarios para poder adaptarlo a cada situación y especie estudiada.

Una vez son tomadas las fotografías, comienza la parte más meticulosa: ordenar y comparar todas las fotografías con las anteriores con tal de reconocer un individuo ya identificado. Cuando sólo hay unas pocas fotos y unos pocos individuos este proceso es realmente fácil. En cambio, se complica al tener cientos de individuos y miles de fotografías. A pesar del progreso de la informática, esta técnica de comparar se realiza mejor visualmente, separando y comparando cada fotografía con extensos archivos de foto-identificación.

Otro aspecto importante para tener en cuenta es que, en principio, sabemos el número de animales identificados y la tasa de reencuentro, y a partir de ahí podemos llegar a estimar el tamaño de la población. Este método permite, por ejemplo, determinar con gran precisión cuántas ballenas francas hay aún presentes en las costas de Sudáfrica (Best, 1990). Las poblaciones de delfín mular han sido extensamente estudiadas en todo el mundo a través del método de marcaje-recaptura (Wells, 1990, Williams 1993). Diversas especies de cetáceos han sido estudiadas también usando la foto-identificación y algunas poblaciones están totalmente identificadas (Hammond 1990, Best 1990). El mejor ejemplo es la población de orcas residentes del Pacífico Noroeste, donde casi cada uno de los individuos es conocido (Barret-Lennard 2000). Esto permite una mejor comprensión de su estructura social y su dinámica de poblaciones. Algunas bases de datos han sido analizadas para entender qué factores pueden influir en su supervivencia.

Otro ejemplo del empleo de esta técnica son los trabajos con los delfines mulares de Sarasota en Florida, USA donde esta especie ha sido estudiada durante muchos años (Wells 1990). La dinámica de población de una especie se puede entender mejor viendo los índices de asociación entre los diferentes individuos identificados. En estos trabajos se demostró que la población tenía una dinámica de fusión-fisión donde los individuos formaban grupos o asociaciones durante un periodo corto de tiempo, los cuales se volvían a separar para formar nuevos grupos con otros individuos.

El principal problema con el que nos podemos enfrentar es el debido al esfuerzo fotográfico que se ha de realizar. Combinar esta técnica con técnicas como los transectos lineales, es bastante problemático, ya que como sea visto anteriormente, el objetivo de los transectos lineales es el de buscar animales, tanto donde pueda haberlos como donde no pueda haberlos, poniendo hincapié sobre todo en las zonas donde no es esperable observarlos. Por ello, perdemos potencia a la hora de poder realizar fotografías que representen la captura y recaptura.

### **5.3.2 Metodología**

Dado que CIRCE cuenta con un catálogo de fotoidentificación de diferentes especies en la zona de estudio, se han procedido a la integración de los datos con los que cuenta la entidad en los trabajos desarrollados en esta actuación.

En este marco, y desde 1999, se han tomado fotos de las aletas dorsales de calderón común, delfín mular y orcas, y aletas caudales y dorsales de cachalotes en el estrecho de Gibraltar y en el caso del golfo de Cádiz desde 2001. Desde 1999 hasta 2000, las fotos se tomaron desde una embarcación de avistamiento de cetáceos comercial con una cámara Nikon equipada con un objetivo de 100-300 mm. Desde 2001, las fotos se realizaron desde la embarcación de investigación ELSA, una motora de 10 m, de la asociación CIRCE (Conservación, Información e Investigación de Cetáceos) con la misma cámara. En 2002 y 2003 se utilizó una Canon EOS-3 con un objetivo Canon EF 100-400 mm con un estabilizador de imagen. Desde 2004, una cámara

digital réflex Canon 10D fue usada con el mismo objetivo que en 2003. Se incorporaron posteriormente la Canon 20D, 30D, 40D, 60D y 90D, con los mismos objetivos.

Para las especies de delfín mular y calderón común se obtuvieron fotografías del lado izquierdo de la aleta dorsal procurando aproximarse tan cerca como fue posible. Generalmente, este lado es el más accesible debido a que los animales nadan la mayoría del tiempo contra la corriente predominante para permanecer en el mismo lugar o, en el caso de los delfines mulares del Golfo de Cádiz, debido a que se mueven mucho por la zona es posible elegir el lado desde donde se toman las fotos. Todos los individuos durante los avistamientos fueron fotografiados independientemente de su nivel de marcas para tener la misma probabilidad de capturar a todos los animales. El mismo método está siendo usado desde 1999 para que todas las fotos puedan ser analizadas de la misma manera.



Figura 48. Aleta dorsal de delfín mular



Figura 49. Aleta dorsal de calderón común

### 5.3.2.1 Catálogo de foto-identificación

Todas las fotos desde 1999 hasta 2003 se revelaron como diapositivas en color, mientras que a partir de 2004 y hasta 2022 todas las fotografías fueron digitales. En el siguiente link se pueden descargar tanto catálogos realizados en el marco de este proyecto como los catálogos históricos utilizados en el marco de los estudios de CIRCE desde 1999.

<https://www.dropbox.com/scl/fo/4t0h034axdyvvw3zaxrni/h?rlkey=w0nvvbkgmhmb5b5kp0zhk8n5nuqi&dl=0>



Todas las diapositivas fueron revisadas con una lupa de 8x y una tabla de luz. Cada foto fue analizada e introducida en una base de datos. Los datos se basan en información general como número de avistamiento, nombre del grupo, número de carrete, número de la foto, número total de animales en la foto, número del individuo analizado en la foto (puede haber más de un individuo en la foto); y de información de cada individuo con la exposición de la aleta (fuera o no del agua), ángulo, calidad del individuo (Q), código del individuo, veracidad de la identificación, proporción de la parte trasera expuesta del individuo y comportamiento.

Un rango de calidad en una escala de 0 a 2 (de mala a excelente) fue asignado a cada imagen de aleta, basado en las características de la imagen: enfoque, tamaño, orientación, exposición y porcentaje de la aleta expuesta en la fotografía:

- Q0: aletas dorsales individuales de forma inusual, cuando está borrosa, demasiado lejos o si el ángulo está entre 330º y 30º o 150º y 210º.
- Q1: fotografías de calidad media donde aparece parte de la aleta dorsal o entera.
- Q2: fotografías de alta calidad con toda la aleta dorsal.

Delfines mulares y calderones comunes fueron identificados a partir de muescas y deformaciones sólo para maximizar las oportunidades de recaptura, ya que los rasguños y

cicatrices tienden a desaparecer con el tiempo (Wilson et al 1999). Cada individuo en el catálogo obtenía un nivel de marca de 0 a 3:

- M 0: individuos sin ninguna marca en la aleta dorsal, pero con una forma específica.
- M 1: individuos con pequeñas muescas que sólo pueden ser vistas mediante fotografías de alta calidad.
- M 2: individuos con un tamaño medio de muescas o muchas de pequeño tamaño.
- M 3: individuos con muescas muy características, por ejemplo, con muescas muy profundas o con amputaciones parciales o totales de la aleta dorsal. Éstas podían ser reconocidas mediante fotografías de calidad muy baja.



Figura 50. Individuo no marcado, no incluido en el catálogo



Figura 51. Individuo con un nivel de marcas 1 (M1): con 1 muesca pequeña indicada por la flecha negra.

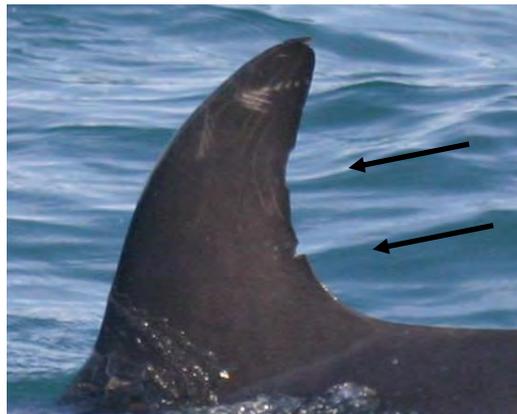


Figura 52. Individuo con nivel de marcas 2 (M2) con dos muescas de tamaño medio indicadas con las flechas negras.

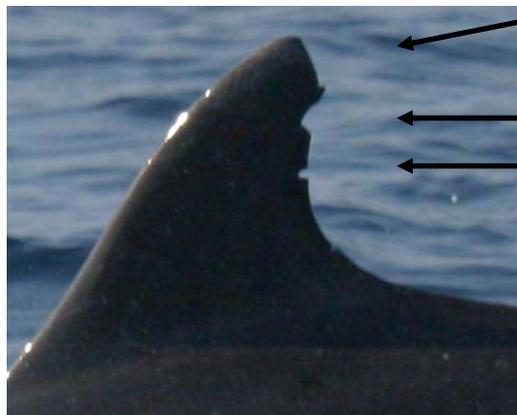


Figura 53. Individuo con nivel de marcas 3 (M3) muescas profundas y fácilmente reconocibles.

Se creó un historial de las muescas de cada individuo para poder hacer un seguimiento de su evolución. Las muescas de la aleta dorsal se conservan durante años, pero pueden evolucionar, por ejemplo, si una muesca más grande se hace encima de una más antigua.

Las orcas fueron identificadas a partir de muescas o cicatrices en la aleta dorsal y también a partir de cicatrices en la llamada “silla de montar” (Bigg 1982 y Bigg et al, 1983). Los individuos son identificados principalmente a partir de las muescas de sus aletas dorsales lo cual facilita la unión de ambos lados de la aleta dorsal. Cuando la aleta dorsal no tiene ninguna muesca, entonces se usa la forma y el color de dicha “silla de montar”, ya que es única para cada individuo (Baird y Stacey, 1988). Por lo tanto, una buena calidad de foto de la “silla de montar” es importante para una buena identificación, especialmente en el Estrecho de Gibraltar donde la mayoría de los individuos están muy poco marcados. Los nuevos individuos son incluidos en el catálogo si ellos están marcados mediante marcas M2 y M3 y deberán haber sido vistos por lo menos en 2 avistamientos si tienen una calidad de marcas de 0 y/o 1.

Los cachalotes fueron identificados a partir de marcas y patrones de color blanco en sus aletas (Whitehead y Arnborn, 1987). Se utilizaron identificaciones adicionales de marcas y patrones en

la aleta dorsal para identificar individuos a los que no resultó posible aproximarse desde detrás. Sin embargo, el catálogo sólo se realizó a partir de identificaciones de la aleta caudal.

### 5.3.2.2 Análisis

- Estimación de población

Los modelos de marcaje-recaptura sólo estiman el tamaño de los individuos marcados de la población ( $\hat{N}$ ). Esto significa que el tamaño total de la población ( $\hat{N}'$ ) tiene que ser corregido por un factor de corrección  $\hat{c}$  o  $\hat{c}_{M2+M3}$  (ver ecuación 4,5 y 6) Así la estima de la población corregida a partir del factor de corrección viene dada por la Ecuación 1:

**Ecuación 1:**

$$\hat{N}' = \hat{N} \times \hat{c}$$

El mismo factor de corrección fue aplicado para los límites del intervalo de confianza (IC) del 95% estimado por el programa CAPTURE, que está integrado dentro del programa estadístico MARK, a través de la ecuación 2

**Ecuación 2:**

$$L.CI(\hat{N}') = L.CI(\hat{N}) \times \hat{c}$$

$$U.CI(\hat{N}') = U.CI(\hat{N}) \times \hat{c}$$

donde L.CI es el intervalo de confianza 95% inferior y U.CI es el intervalo de confianza 95% superior.

La proporción de todos los individuos marcados (M1, M2, M3) en la población fue estimada para corregir la estimación realizada con los modelos de marcaje-recaptura del programa CAPTURE. El factor de corrección ( $\hat{c}$ ) se calculó para todo el periodo de estudio.

**Ecuación 3:**

$$\hat{c} = \frac{\text{número de imágenes de buena calidad (Q2) de individuos marcados y no marcados}}{\text{número de imágenes de buena calidad (Q2) de individuos marcados (M1, M2, M3)}}$$

Esta estima asume que, de media, el mismo número de fotografías de mejor calidad (Q2) son tomadas de individuos bien marcados como de individuos poco marcados (Ottensmeyer y Whitehead, 2003).

La proporción de individuos bien marcados (M2 y M3) sobre los individuos poco marcados (M1) fue calculada para el periodo de estudio. Primero, el número total de individuos no marcados fue estimado mediante el factor de corrección calculado en la ecuación 1.

#### Ecuación 4:

Número total de animales no marcados=

Número total de animales marcados identificados  $\times \hat{c} \times$  proporción de individuos no marcados.

Entonces la proporción de individuos M2 y M3 ( $\hat{c}_{M2+M3}$ ) puede ser calculado a través de la ecuación 5:

#### Ecuación 5:

$$\hat{c}_{M2+M3} = \frac{\text{Número total de individuos marcados (M1, M2, M3)}}{\text{Número de individuos identificados con M2 y M3}}$$

Las curvas de captura (número de identificaciones versus tamaño del catálogo) de todos los animales marcados (M1, M2 y M3) y bien marcados (M2 y M3) se realizaron para estimar cuan cerca se estaba de llegar al número de individuos que se pueden identificar dentro de la población. Las curvas de tendencia polinomial de orden 2 muestran una primera estimación aproximada de la población marcada cuando se llega a una asíntota horizontal, que querrá decir que todos los individuos marcados de la población han sido capturados. Esta técnica sólo se usa para tener una idea de lo cerca o lejos que estamos de identificar la mayoría de los individuos de la población. La curva de tendencia polinomial disminuirá después de la asíntota, que no será el caso de la curva de captura real. Una curva de tendencia logarítmica será más realista considerando el tipo de curva esperado, pero no nos dará un valor específico que podamos usar.

Se realizaron dos estimaciones diferentes utilizando los modelos de marcaje-recaptura. Primero, usando todos los individuos marcados (M1, M2 y M3), y en segundo lugar usando solo los individuos bien marcados (M2 y M3). Esta segunda estimación se hizo para disminuir el problema de recaptura en los animales marcados. Todas las identificaciones de las imágenes con aletas de Q0 no se usaron para los análisis, para disminuir la alta probabilidad de individuos M3 capturados.

Se usaron modelos de marcaje-recaptura para poblaciones cerradas para estimar el número de delfines en la zona de estudio. Estos modelos derivan de los modelos  $M_0$  que se basan en cuatro suposiciones (Otis et al., 1978; Pollock et al., 1990)

- ✓ H1: La población esta demográfica y geográficamente cerrada.
- ✓ H2: Todos los individuos tienen la misma probabilidad de recaptura en cada ocasión de captura.
- ✓ H3: Todas las marcas son claramente visibles y son anotadas en cada ocasión.
- ✓ H4: Las marcas de los individuos no se pierden.

*H1.* Asumimos que la población está aproximadamente cerrada, es decir, sin mortalidad, nacimientos, emigración e inmigración durante el periodo de estudio. Por ello se usaron todos los avistamientos que se realizaron durante todo el año de estudio en el Golfo de Cádiz. A partir del Proyecto Mediterráneo (1999-2001), desarrollado por Alnitak-Universidad Autónoma de Madrid, se puede ver como los pocos avistamientos del delfín mular estaban distribuidos delante de la costa de Cádiz y en el cabo Trafalgar, Chipiona, Mazagón e Isla Cristina, distribución similar a los avistamientos obtenidos entre 2002 y 2005, y en este estudio, por esto suponemos que probablemente será una población cerrada en toda la zona del Golfo de Cádiz.

*H2.* Para poder asumir que todos los individuos tienen la misma probabilidad de recaptura en cada ocasión de captura, se pueden aplicar tres tipos de variaciones en los modelos de captura  $M_0$ :

Variación con el tiempo (t)

Heterogeneidad entre individuos (h)

Respuesta de comportamiento del individuo a su primera captura (b)

Estos modelos pueden ser usados solos o combinados como:  $M_0$ ,  $M_t$ ,  $M_h$ ,  $M_b$ ,  $M_{th}$ ,  $M_{tb}$ ,  $M_{bh}$  y  $M_{tbh}$ . El programa informático MARK tiene integrado el programa CAPTURE que permite la selección de todos los modelos y este proporciona un modelo a seguir para la elección del modelo correcto. Estos modelos se clasifican entonces en una escala de 0 a 1, siendo 1 el mejor modelo a usar. Aunque, estos criterios no son absolutos y se recomienda que tan sólo se consideren los modelos que se correspondan con las condiciones y la biología de las especies estudiadas. (Pollock et al, 1990).

La conducta de respuesta se refiere al comportamiento después de la primera captura en la trampa (en este caso, la fotografía desde el barco) e.j.: el animal se verá atraído, indiferente o evitará la embarcación. Comportamiento “trap shy” (baja probabilidad de captura) nos dará una sobreestimación del tamaño de la población; el comportamiento “trap happy” (alta probabilidad de captura) nos dará una subestimación (Wilson et al, 1999). La foto-identificación usa las marcas existentes en el individuo, no implica interacción física entre el animal y el investigador, y, por lo tanto, este tipo de respuesta de comportamiento no se produce (Wilson et al, 1999). Así, todos los modelos donde se tienen en consideración estos comportamientos de respuesta no se usaron para los análisis ( $M_b$ ,  $M_{bh}$ ,  $M_{tb}$  y  $M_{tbh}$ )

*H3.* Durante los avistamientos todos los individuos fueron fotografiados independientemente de su nivel de marcado. Se realizó un esfuerzo para asegurar que todos los individuos fueran fotografiados, con la intención de que hubiera como mínimo una fotografía de buena calidad de cada individuo. Las historias de marcaje de cada individuo se crearon para poder seguir la evolución de las marcas. Las muescas de la aleta dorsal se conservan durante años, pero pueden evolucionar cuando, por ejemplo, aparecen nuevas muescas alrededor de las viejas.

*H4* Las muescas no se perdieron durante el periodo de estudio. Los individuos identificados en 1999 tienen aún las mismas muescas que en 2005.

Las imágenes de calidad Q0 no fueron usadas para el análisis con el fin de disminuir la alta probabilidad de los individuos M3 de ser capturados.

### 5.3.3 Resultados

Como se comenta en la introducción de este apartado, tan solo se pueden estimar por medio de estimas directas de marcaje recaptura 3 grupos específicos, al no haber obtenido suficientes fotografías para realizar estimas coherentes por medio de foto-identificación en cada uno de los casos comentados anteriormente.. Se presentan estimas de las siguientes especies, que nos ayudarán a gestionar la zona de estudio. En otro apartado se presentan las estimas por medio de censo del resto de especies. En el caso de delfines comunes, y listados normalmente no se aplican este tipo de análisis debido a la alta abundancia de estas, y por tanto la probabilidad de tener que utilizar modelos de tipo abierto.

- Delfines mulares del Golfo de Cádiz
- Delfines mulares del Estrecho
- Calderones comunes del Estrecho

#### 5.3.3.1 Delfines mulares del Golfo de Cádiz:

Para el caso de delfines mulares del Golfo de Cádiz, se tomaron 3 estimas, para los años 2005-2006, 2009-2010 y 2012-2013. Se realizaron un total de 51 avistamientos durante los períodos estudiados, obteniendo un total de 44.542 fotos tomadas (las fotos pueden incluir a muchos individuos). De estas, 36.686 correspondieron a imágenes de la aleta dorsal izquierda, de las cuales 20.861 alcanzaron una alta calidad (Q1 y Q2).

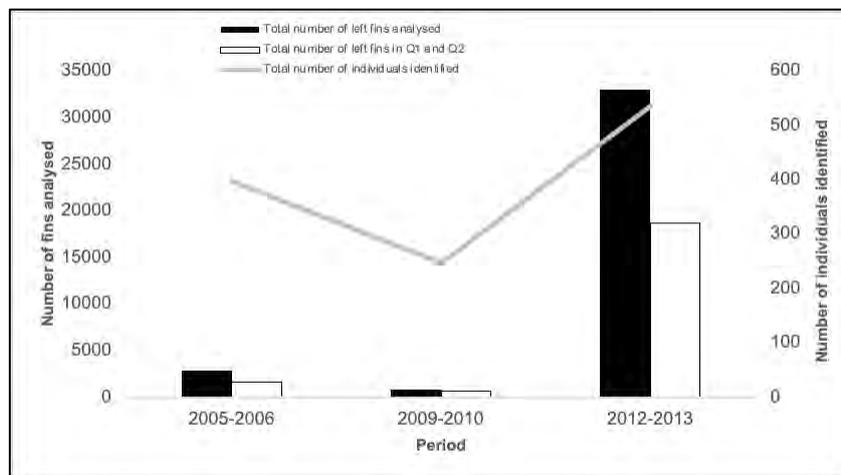


Figura 54. Esfuerzo fotográfico (número total de aletas analizadas y filtradas con alta calidad) por número de individuos identificados en cada período.

Utilizando el modelo Mt con Efectos Aleatorios, que fue el mejor basado en los valores más bajos de AIC, las estimaciones de la población permanecieron estables durante los primeros períodos estudiados (2005-2006 y 2009-2010) alrededor de los 400 individuos (400 [284-531] para 2005-2006 y 369 [225-455] para 2009-2010). Sin embargo, en el último período estudiado (2012-2013) se detectó un aumento en la población (713 [602-839]), casi duplicando el tamaño de la población estudiada previamente.

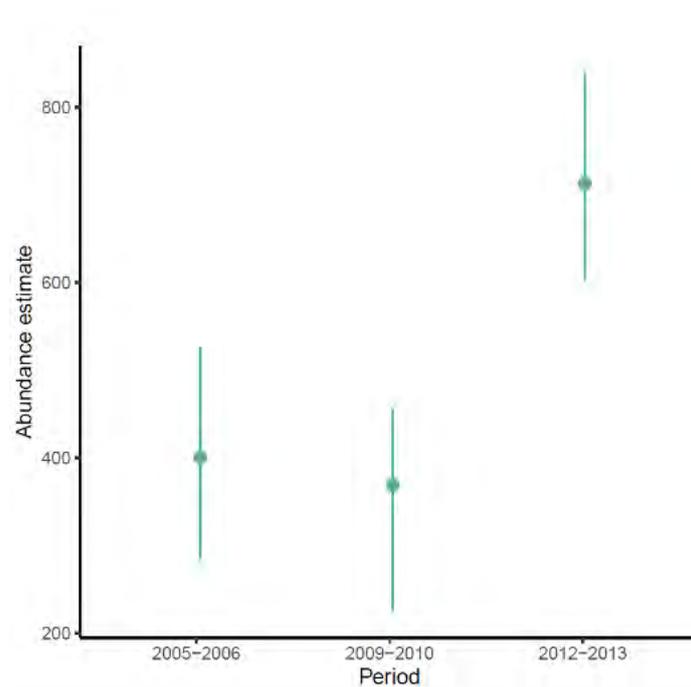


Figura 55. Estimaciones de abundancia total de los periodos analizados con barras de IC del 95%.

Los resultados presentados, derivados del modelo Mt con Efectos Aleatorios, indican una notable variación en las estimaciones poblacionales de delfines mulares en el Golfo de Cádiz a lo largo de los periodos estudiados. **Específicamente, mientras que las estimaciones se mantuvieron estables alrededor de los 400 individuos en los periodos 2005-2006 y 2009-2010, el periodo 2012-2013 revela un aumento significativo, con una población que casi se duplica, alcanzando los 713 individuos.**

Una hipótesis que se alinea con la ecología y comportamiento conocidos de los delfines mulares en esta región sugiere que estos animales, en realidad, se mueven en un rango geográfico más amplio de lo que se había considerado anteriormente. Aunque la zona de estudio se centró entre Barbate y Ayamonte, es muy probable que estos delfines mulares amplíen sus movimientos hasta puntos tan lejanos como el Cabo San Vicente. Esto significa que una parte significativa de la población podría haber estado fuera del área de estudio en ciertos momentos, dependiendo del año.

Este comportamiento nómada y posiblemente estacional puede explicar las fluctuaciones observadas en las estimaciones poblacionales. Si bien en algunos años una proporción significativa de delfines mulares podría haber estado presente en el Golfo de Cádiz, en otros años podrían haberse dispersado en un rango más amplio, moviéndose hacia regiones como el Cabo San Vicente. Estos movimientos amplios y posiblemente cíclicos permiten a los delfines acceder a diferentes fuentes de alimento, evadir a posibles depredadores y, posiblemente, participar en comportamientos reproductivos.

Dado el amplio rango de movimiento y la variabilidad potencial en la distribución anual, es esencial considerar estos factores al interpretar las estimaciones poblacionales. El aparente "aumento" en la población en 2012-2013 podría ser simplemente una coincidencia de un mayor número de delfines mulares presentes en el Golfo de Cádiz durante ese período específico.

Por tanto, los resultados obtenidos no solo subrayan la importancia de comprender el rango de movimiento de los delfines mulares en la región, sino que también sugieren la necesidad de ampliar la zona de estudio o considerar metodologías que puedan tener en cuenta estos amplios movimientos al estimar la población.

En conclusión, la variabilidad observada en las estimaciones poblacionales de delfines mulares en el Golfo de Cádiz puede estar intrínsecamente ligada a sus patrones de movimiento y dispersión. Reconocer y entender estos patrones es crucial para obtener estimaciones más precisas y para la conservación efectiva de estos majestuosos mamíferos marinos en la región.

La metodología adoptada para los estudios poblacionales es esencial para garantizar resultados precisos y conclusiones efectivas. Los modelos de marcaje-recaptura ofrecen una profundidad y un matiz que, en muchos casos, pueden superar a las técnicas de transecto lineal. Mientras que los transectos lineales proporcionan estimaciones basadas en observaciones directas en un espacio y tiempo específicos, los modelos de marcaje-recaptura se centran en el seguimiento de individuos específicos a lo largo del tiempo. Esta naturaleza longitudinal del modelo de marcaje-recaptura puede capturar mejor la variabilidad inherente en los movimientos y comportamientos de especies móviles, como los delfines mulares. En este contexto, teniendo en cuenta las posibles amplitudes de movimiento de estas especies y sus patrones de comportamiento, sería recomendable reconsiderar y posiblemente adaptar las metodologías de estudio. El empleo de modelos de marcaje-recaptura, en contraposición o complemento a los transectos lineales, permitiría una evaluación más holística y detallada de la población, y podría contribuir a una mejor comprensión de las dinámicas poblacionales y a la elaboración de estrategias de conservación más efectivas en el futuro.

**Ante esta realidad, lo que emerge con claridad de nuestros hallazgos es la existencia de una extensa población de delfines mulares que no solo se circunscribe al área específica de estudio, sino que también abarca todo el Golfo de Cádiz. Estos amplios rangos de movimiento y uso del hábitat enfatizan la vitalidad y relevancia del Golfo como un ecosistema clave para esta especie. Además, subraya el papel crucial que desempeña nuestra área de estudio, no solo como un punto de referencia para la investigación, sino también como una zona de potencial importancia ecológica y conservacionista.**

Es evidente que estos delfines mulares no reconocen las fronteras geográficas que hemos delineado para nuestros estudios, lo que destaca aún más la necesidad de adaptar y ampliar nuestras metodologías y enfoques. **El área de estudio, lejos de ser una porción aislada, debe considerarse como una parte integral de un ecosistema más amplio que es utilizado activamente por los delfines. Esta comprensión refuerza la importancia de conservar y proteger el área, al tiempo que nos recuerda la interconexión y la dinámica intrínseca de las**

**poblaciones de delfines en el Golfo de Cádiz.** Todo ello se verá en los modelos de distribución espacial del punto 6.

### 5.3.3.2 Delfines mulares del Estrecho de Gibraltar:

A continuación, se detallan los hallazgos parcialmente divulgados en relación con los delfines mulares y sus estimaciones de abundancia entre 1999 y 2009. A partir de un criterio de distintividad predefinido, se consideraron 17.121 imágenes de alta calidad (Q1 y Q2) para la identificación individual, todas tomadas exclusivamente del lado izquierdo de la aleta. Se logró identificar a 258 individuos distintos; de estos, 50 (alrededor del 19%) se observaron únicamente en un año, mientras que una mediana de 147 individuos fue avistada anualmente, con un rango que fluctuó entre 45 y 185 individuos. Aunque no nos sumergiremos en pormenores metodológicos, que se encuentran detallados en Tenan et al., 2019, **es esencial destacar que la estimación poblacional no ajustada rondó los 200 individuos, con un intervalo de confianza del 95% entre 150 y 250.** Esta cifra será la referencia principal para la gestión del espacio propuesto como Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) por su solidez. Si bien carecemos de datos recientes debido a complicaciones en los muestreos, atribuidas en gran parte a la pandemia de COVID-19, se anticipa que las cifras serán similares, refiriéndose exclusivamente a los delfines mulares distintivamente marcados del estrecho de Gibraltar.

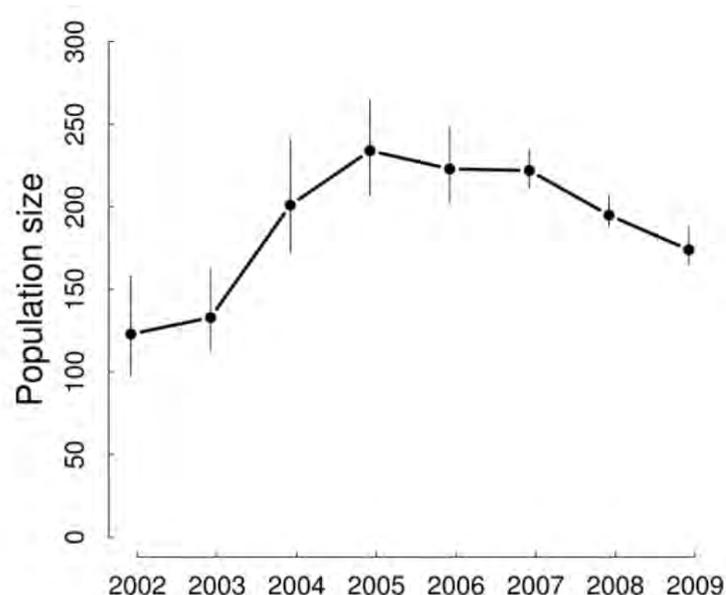


Figura 56. Estructura poblacional por clases de edad en el Estrecho de Gibraltar entre 1999 y 2006

Es esencial añadir que estudios llevados a cabo por el programa CETASUR y CETIDMED corroboran que la población de delfín mular se circunscribe principalmente al área del Estrecho y las aguas cercanas a Ceuta. Se evidencia un intercambio mínimo, de apenas un 1,5%, con zonas del norte de Marruecos en el Mediterráneo, y ningún avistamiento registrado en aguas que se extienden desde Estepona hasta Murcia. Esta circunscripción de la población a áreas específicas se ve respaldada por el análisis de unidades de gestión descritas en el informe inicial. **En esencia,**

se destaca que esta población de delfines se limita principalmente a las zonas de aguas profundas de nuestra área de estudio, es decir, las profundidades del Estrecho.

### 5.3.3.3 Calderones comunes del Estrecho:

Se presentan los resultados publicados en dos artículos, sobre los últimos resultados obtenidos para la especie en lo que respecta. Entre 1999 y 2015, se tomaron y analizaron 137.125 imágenes de aletas dorsales de ballenas piloto, y se identificaron 452 individuos. De esta base de datos, seleccionamos 91.189 imágenes de aletas dorsales de calidad Q1 y Q2 obtenidas entre febrero y octubre, correspondientes a 446 avistamientos. Estas imágenes nos permiten hacer 66.998 identificaciones de 447 individuos. Estos análisis, nos permitieron estructurar la población en clases de edad, como se puede apreciar en la siguiente figura. Esto se pudo hacer gracias a la cantidad ingente de fotografías obtenidas.

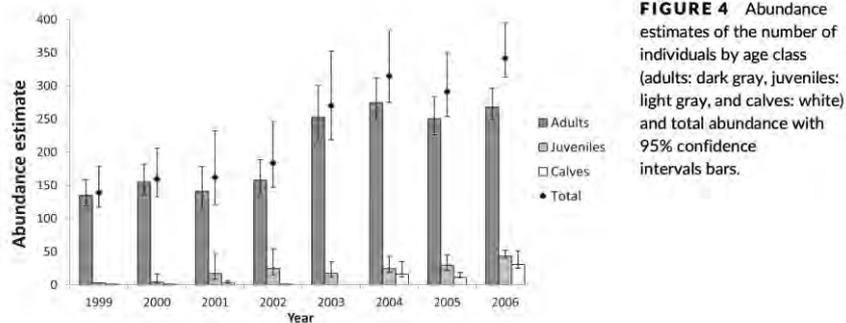


Figura 57. Estructura poblacional por clases de edad en el Estrecho de Gibraltar entre 1999 y 2006

En las siguientes figuras también se puede ver como gracias a estimas a largo plazo, se pueden obtener parámetros demográficos como las tasas de supervivencia. Estos catálogos permitieron detectar por un lado una epidemia de morbillivirus en 2007, y a continuación ha permitido ver como sigue evolucionando la epidemia, como se puede apreciar en las siguientes figuras.

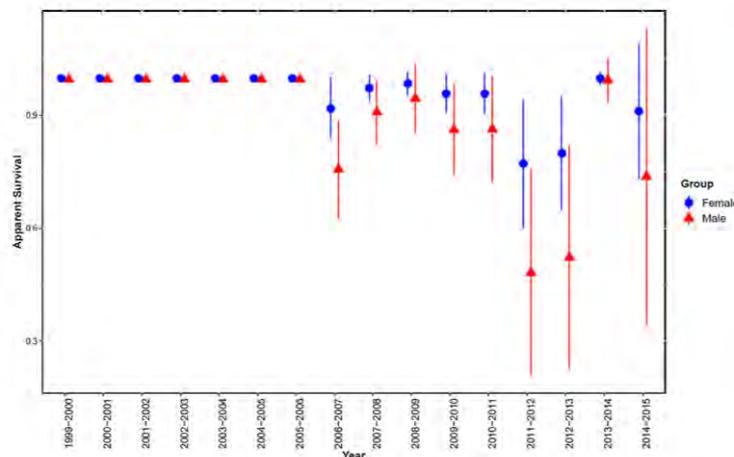


Figura 58. Tasas de supervivencia anual de calderones comunes en el Estrecho de Gibraltar entre 1999 y 2015, diferenciadas entre machos y hembras

Estos seguimientos a largo plazo han permitido calcular parámetros de historia natural, que permiten poner en marcha un análisis de viabilidad poblacional. A continuación, se pueden ver los parámetros, calculados sobre la base de datos presentada anteriormente, y que se han utilizado un análisis de viabilidad poblacional.

**TABLE 4** Input parameters used for the four scenarios in VORTEX. "Faroe" is for demographic data from studies in the Faroe Islands, "GIB\_LCI," "Gib\_mean," and "GIB\_UCI" are with data from this study corresponding to the lower 95% confidence interval, mean, and upper 95% confidence interval of the parameters estimated (in bold). Values of the Faroe scenario are shown as an \* in other scenarios.

Scenario	Faroe	GIB_LCI	GIB_mean	GIB_UCI
Inbreeding	No <sup>a</sup>	*	*	*
Dispersal	No <sup>b</sup>	*	*	*
Age at first reproduction for females	8 <sup>c</sup>	*	*	*
Age at first reproduction for males	14 <sup>d</sup>	*	*	*
Maximum age of reproduction	59 <sup>e</sup>	*	*	*
Mating system	Polygamous <sup>f</sup>	*	*	*
Maximum number of progeny per year	1 <sup>f</sup>	*	*	*
Sex ratio at birth M:F	1:1.4 <sup>g</sup>	*	*	*
Interbirth interval	5.1 <sup>d</sup>	<b>4.5</b>	<b>4.5</b>	<b>4.5</b>
% Annual breeding females	19.61 <sup>d</sup>	<b>22.22</b>	<b>22.22</b>	<b>22.22</b>
% Annual breeding males	80 <sup>a</sup>	*	*	*
Annual male mortality (age 0–1 year)	7.2 <sup>e</sup>	<b>59.1</b>	<b>37.1</b>	<b>19.5</b>
Annual male mortality (age 1–5 years)	7.2 <sup>e</sup>	<b>24.2</b>	<b>13.1</b>	<b>6.6</b>
Annual male mortality (age 6–13 years)	7.2 <sup>e</sup>	<b>4.7</b>	<b>2.8</b>	<b>1.7</b>
Annual male mortality (mature individuals)	5.48 <sup>e</sup>	<b>4.7</b>	<b>2.8</b>	<b>1.7</b>
Annual female mortality (age 0–1 year)	9.2 <sup>e</sup>	<b>59.1</b>	<b>37.1</b>	<b>19.5</b>
Annual female mortality (age 1–5 years)	9.2 <sup>e</sup>	<b>24.2</b>	<b>13.1</b>	<b>6.6</b>
Annual female mortality (age 6–7 years)	9.2 <sup>e</sup>	<b>4.7</b>	<b>2.8</b>	<b>1.7</b>
Annual female mortality (mature individuals)	3.06 <sup>e</sup>	<b>4.7</b>	<b>2.8</b>	<b>1.7</b>
Initial population size	<b>341</b>	<b>341</b>	<b>341</b>	<b>341</b>
Carrying capacity	<b>500</b>	<b>500</b>	<b>500</b>	<b>500</b>

Sources:

<sup>a</sup>Amos et al. (1993),

<sup>b</sup>Verborgh et al. (2009),

<sup>c</sup>Martin & Rothery (1993),

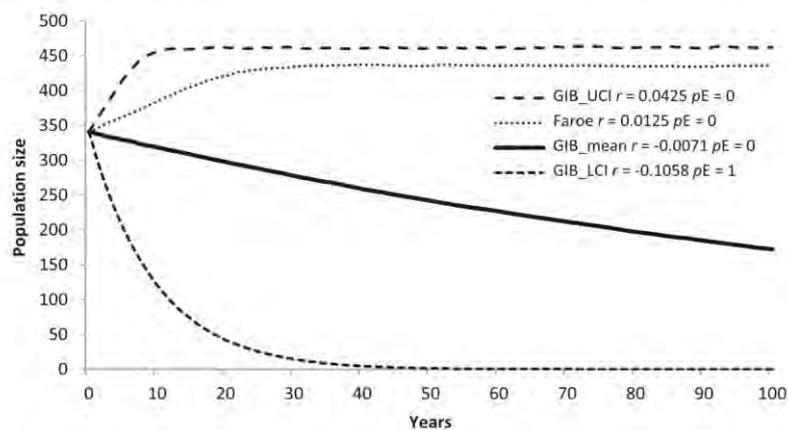
<sup>d</sup>Desportes et al., (1993),

<sup>e</sup>Bloch et al. (1993),

<sup>f</sup>Olson & Reilly (2002),

<sup>g</sup>Desportes, Andersen, and Bloch (1994).

Para tres escenarios en el PVA, se estimó que la población persistiría durante 100 años con una probabilidad del 100%, aunque el escenario que utiliza los valores medios de Gibraltar pronosticó una tasa de crecimiento negativa que condujo a una disminución en el tamaño de la población. En contraste, el escenario que utilizó la estimación de supervivencia del intervalo de confianza menores tuvo una probabilidad de extinción del 100%.



**FIGURE 5** Four scenarios created in VORTEX showing the evolution of population size over 100 years using demographic parameters from the Faroe Islands (Faroe), or from the Strait of Gibraltar survival rate mean estimate (GIB\_mean), lower (GIB\_LCI) and upper (GIB\_UCI) 95% confidence interval for the three age classes (see Table 4); “r” is the average population growth rate and “pE” the probability of extinction over 100 years.

La discusión sobre las estimaciones poblacionales, en muchos contextos, puede ser llevada hacia aspectos numéricos y absolutos. Sin embargo, en el caso de los calderones comunes, (igual que en el caso de delfines mulares y otras especies) del estrecho, lo realmente esencial no reside tanto en el número exacto de individuos, sino en las tendencias que dicha población muestra con el tiempo.

**Es cierto que se estima una población de 341 individuos. No obstante, ese dato en sí mismo es solo una referencia puntual. Lo que es verdaderamente crucial es cómo esa cifra evoluciona año tras año.** Este seguimiento de tendencias poblacionales es lo que realmente nos proporciona una imagen fidedigna de la salud y el bienestar de la población. Y, más allá de los números, nos permite desentrañar patrones más complejos relacionados con la estructura de la población. Por ejemplo, las categorizaciones por clases de edad nos ofrecen datos inestimables sobre parámetros como las tasas de supervivencia de diferentes segmentos de la población.

Cabe resaltar que son precisamente estas tasas las más susceptibles a diversas presiones ambientales y antrópicas. Un ejemplo palpable es el avistamiento de cetáceos, que puede alterar notablemente la supervivencia de determinadas clases de edad. Es vital comprender que, en el contexto de los calderones, tenemos dos factores que juegan a nuestro favor: 1) su notable fidelidad a una región geográfica específica, dado que los calderones se encuentran casi todo el año en el mismo lugar; y 2) la posibilidad de analizar las tasas de supervivencia específicas por clases de edad. Ambos factores nos brindan herramientas robustas para realizar análisis de viabilidad poblacional.

Con esta información, no solo obtenemos un panorama más completo de la población actual, sino que también podemos proyectar futuros escenarios. Es decir, podemos evaluar si las medidas de conservación y gestión que se están implementando realmente resultan beneficiosas o si, por el contrario, son insuficientes o incluso contraproducentes.

En resumen, más allá de cuantificar la población, la verdadera clave reside en comprender sus dinámicas y tendencias. Esto nos permitirá tomar decisiones informadas que garanticen la conservación y prosperidad de los calderones en el estrecho a largo plazo.

## 5.4 Abundancia por medio de censos

### 5.4.1 Introducción

Especies como orcas, cachalotes y rorcuales, con una abundancia muchísimo menor para el primer caso, y una presencia de tipo abierto en el segundo y tercero, no se pueden beneficiar de modelos de marcaje recaptura al uso. Por ello, en estos casos, se han aplicado simplemente censos, en el primero de los casos y número mínimo de individuos en el segundo. En el caso del rorcual, no se han obtenido datos suficientes para hacer estimas de abundancia (ver más adelante).



Figura 59. Aleta caudal de cachalote



Figura 60. Aleta dorsal y silla de montar de orca



Figura 61. Aleta dorsal de rorcual común en el Estrecho

#### 5.4.2 Cachalotes

Un total de 5449 aletas caudales y dorsales fueron analizadas entre 1999 y 2023. Se identificaron 89 individuos en el catálogo año tras año. Algunos individuos han sido observados todos los años desde 1999, utilizando el Estrecho de Gibraltar como zona de alimentación. Este hecho, unido a que no han sido observados transitando a través el Estrecho, otorga una gran fidelidad por el hábitat, sobre todo en las épocas de primavera-verano. El cachalote observado en este estudio era un individuo nuevo que se ha incorporado a los catálogos históricos de CIRCE. Los individuos identificados en el estrecho, también lo han sido en aguas del resto del Mediterráneo, Catálogo de cachalotes del Mediterráneo y Atlántico Norte y el programa europeo Europhlukes (“Europhlukes: Initiating a European Network to Develop an European Cetacean Photo-id System and Database” EVR1-2001-00015). Lo que se ha podido por tanto observar es que cada año hay una serie de individuos identificados que vuelven al Estrecho y que son conocidos desde 1999. En el caso de los análisis de cachalotes, no se puede establecer el porcentaje de residencia al no haberse realizado un estudio en profundidad. Si que se sabe que al menos el 54% de los individuos fue visto en más de una ocasión en el Estrecho, con una tasa de recaptura para esos individuos importante, es decir, que hay algún tipo de prevalencia por la zona. Sin embargo, al ser una especie con una distribución espacial tan amplia, no se puede concluir grados de residencia en profundidad. También hay nuevos individuos que se pueden ver un año y parece que no vuelven más o que sólo pasan un tiempo limitado en la zona, lo que no nos permite identificarlos si no se muestrea durante su periodo de estancia en el Estrecho cuando se alimentan. **Lo que sí es seguro es que usan el área para su alimentación, ya que siempre se han visto en comportamiento de alimentación. Aunque no se observan a lo largo de todo el año, los mismos individuos se observan durante varios meses (hasta 9 meses) en la zona central del Estrecho, lo que indica que el Estrecho es una zona importante para algunos individuos de cachalotes.** Estos cachalotes estarían en el Mediterráneo el resto del año.



Figure 1. Individuals from the Strait of Gibraltar resighted in the Mediterranean Sea. Numbers indicate chronological order of observation.

Figura 62. Individuos del Estrecho de Gibraltar observados en el Mediterráneo



Figura 63. PM\_GIB\_021 en el Estrecho de Gibraltar



Figura 64. PM\_GIB\_021 en el Mar de Liguria

### 5.4.3 Orcas

No se han obtenido datos suficientes para poder realizar una estima de la especie en el área de estudio, por lo que nos remitiremos a los resultados incorporados al primer entregable de estas actuaciones (“Informe de conocimientos sobre cetáceos y tortugas marinas en el Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar en el periodo 1996-2022”) para esta especie para el diseño de medidas de gestión se refiere. Hasta el 2005 serían alrededor de 54 los animales capturados. Durante el

periodo 2015-2022 se han incorporado 8 individuos más a la población. **En total estaríamos por tanto ante una población o unidad de gestión de unos 62 individuos en total.**

#### **5.4.1 Rorcuales comunes**

No se han obtenido datos suficientes para poder realizar una estima de la especie en el área de estudio, por lo que nos remitiremos a los resultados incorporados al primer entregable de estas actuaciones (“Informe de conocimientos sobre cetáceos y tortugas marinas en el Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar en el periodo 1996-2022”) para esta especie para el diseño de medidas de gestión se refiere. **Hasta el 2022 serían alrededor de 68 los rorcuales incluidos en los catálogos.**

#### **5.5 Muestreos acústicos de marsopas y grandes buceadores.**

Los datos obtenidos gracias a los seguimientos acústicos han proporcionado dos resultados interesantes. Por un lado, los datos sobre grandes buceadores han resultado ser inviables, debido al ruido ambiente existente en el Estrecho de Gibraltar. Hay que dejar claro que esta metodología se ha probado con anterioridad en dos ocasiones en el Estrecho (Alnitak y Submon), y en ambas ocasiones obtuvieron las mismas conclusiones que en este estudio. Aparte del ruido ambiente, la conformación del Estrecho crea una serie de ecos que impiden la localización de los animales. En todo caso, debido al ruido ambiente sería igualmente inviable escucharlos. Sin embargo, los resultados obtenidos por el *porpoise detector* sí que llevaron a conclusiones interesantes. Se suma a los resultados de este estudio un estudio previo realizado con la misma metodología en aguas poco profundas del Golfo de Cádiz, que confirman nuestros resultados.

##### **5.5.1 La marsopa común**

La marsopa común (*Phocoena phocoena*), uno de los cetáceos más pequeños que existe en la tierra, se caracteriza por su aleta dorsal triangular. La cabeza, sin pico, y la espalda son de color gris oscuro, los costados grises claro, mientras que la parte ventral es blanca. La marsopa común vive tanto en las aguas templadas como frías del hemisferio norte, generalmente poco profundas, y también en algunos estuarios (Reeves and Leatherwood, 1983). Son abundantes en el mar del norte y en aguas contiguas. Las estimaciones realizadas en 1994 durante el proyecto SCANS en el Atlántico norte son de 341.366 individuos (CV= 0,14; 95% CI= 260 000 - 449 000) (Hammond et al, 2002). En Europa, estos animales se pueden encontrar en el Mar del Norte, el Canal de la Mancha y en el Océano Atlántico, hasta el Estrecho de Gibraltar, estando ausentes en todo el Mar Mediterráneo y volviéndose a encontrar en el Mar Negro. Según Evans (1987), las marsopas son poco comunes al sur de las islas británicas, en el Golfo de Vizcaya y a lo largo de la costa de la Península Ibérica, pero vuelven a ser más frecuentes en las costas de Mauritania. El estudio SCANS II ha confirmado que la presencia de marsopas al sur de Europa es muy poco frecuente (Hammond com pers), siendo avistadas en todas las costas desde el Mar

del Norte hasta el Estrecho de Gibraltar, observando una disminución en el número de avistamientos al sur del paralelo 47°N (MacLeod et al, 2006). Al comienzo del último siglo, las marsopas estaban presentes a lo largo de la zona oeste del Mar Mediterráneo, mientras que en la actualidad está ausente en toda la zona, excepto en el Mar Negro (Evans, 1987).

Generalmente se avista en pequeños grupos de 2 a 6-8 individuos (Teilmann, 2003), aunque se han observado algunas agregaciones de alrededor de 50 marsopas (Reeves and Leatherwood, 1983). Su pequeño tamaño y los grupos reducidos, junto con un comportamiento discreto, hacen los avistamientos muy difíciles. Las marsopas comen una gran variedad de peces y cefalópodos. Llegan a su madurez sexual entre los 3 y 5 años, dando a luz cada dos años de media (Reeves and Leatherwood, 1983). La gestación dura 11 meses y la lactancia de 4 a 10 meses (Reeves and Leatherwood, 1983).



Figura 65. Grupo de 6 marsopas comunes en el Golfo de Cádiz

Las poblaciones de marsopas han disminuido mucho en el último siglo. En primer lugar, porque eran cazadas por los pescadores, los cuales denunciaban competencia con la especie por la captura, por parte de esta, de ejemplares de interés comercial. En segundo lugar, se encuentra la sobrepesca, que ha hecho disminuir drásticamente los stocks de algunas especies que sirven de alimento a la marsopa en las aguas costeras donde reside, y, por último, los nuevos artes de pesca, incluidos los trasmallos, en los cuales se dan capturas accidentales, algo que no es sostenible para la persistencia de la especie, según las estimaciones de poblaciones de marsopa en el mar del Norte y aguas contiguas (Hammond et al, 1995; Tregenza et al, 1997; Hammond et al, 2002). La presencia de las marsopas en el Golfo de Cádiz se conoce en primer lugar por los varamientos ocurridos en las playas de Cádiz y en la zona de Huelva. También han sido observadas en el mar por la zona de Huelva y ocasionalmente cerca de Chipiona y Cádiz. No obstante, sigue siendo una especie muy desconocida en el Golfo de Cádiz, y se ignora hasta dónde se limita su distribución hacia el sur.

### **5.5.2 El detector de marsopa**

El detector de marsopa fue desarrollado primero en los años 1992-1993 por la IFAW (Chappel y Gordon 1994), aportando resultados muy prometedores de inmediato. Se ha demostrado que con un estado de mar de más de 2 en la escala Douglas, la detección acústica supera la detección visual; mientras que es similar con un estado de mar de menos de 2 Douglas (Evans y Chappell 1994). La mayor diferencia entre las campañas acústicas y visuales es que, de momento, la acústica es incapaz de revelar cuantos individuos están presentes y la distancia entre los animales y el hidrófono. Estos dos factores son imprescindibles para hacer estimas de abundancia absoluta, de forma que, de momento, la detección acústica se utiliza para estudios de presencia/ausencia y para calcular la abundancia relativa de marsopas en una zona. Resulta muy útil en zonas de baja densidad de animales y en lugares donde el estado del mar no desciende con frecuencia de 2 Douglas (Evans y Chappell 1994).

Teilmann (2003) ha demostrado que existe un efecto significativo del estado de la mar sobre las tasas estimadas de avistamiento, la anchura de búsqueda efectiva, la densidad y la abundancia, entre los estados de mar de 0 a 3 en campañas visuales de búsqueda de marsopas. Esto implica que el estado de mar tiene un efecto significativo sobre las estimaciones de marsopas en las campañas visuales a bordo, siguiendo la metodología tradicional de transectos lineales. La función de detección acústica es la que permite estimar la distancia perpendicular al barco a la que es posible detectar los animales. En el caso de las marsopas, esa función está generalmente limitada a unos 200 m, con un estado de mar de menos de 3 en la escala Douglas (Hammond et al, 2002), mientras que las detecciones acústicas se aproximan a unos 200-300 m, y ocasionalmente hasta 600 m. Sin embargo, se sugiere un comportamiento de evasión a menos de 50m del barco (Swift et al, 2006). No obstante, Gillespie y Chappell (2002) recomiendan un rango de 100-150 m para detecciones más seguras de trenes acústicos de clics de marsopas.

### **5.5.3 Material y métodos**

El sistema de detección acústica de marsopa empleado en este estudio está descrito por Gillespie y Chappell (2002). Dicho sistema está compuesto de tres partes: el hidrófono, el módulo analógico electrónico y un ordenador portátil con un convertidor analógico/digital que ejecuta el programa de detección de clics 'Porpoise detector' (Gillespie y Chappell 2002). El hidrófono es desplegado a la salida del puerto y recogido antes de entrar al mismo al final del día, de forma que se recogieron datos acústicos de todos los transectos aleatorios y lineales.

### **5.5.4 El hidrófono y el módulo analógico electrónico**

La parte del hidrófono se compone de un cable de 200 metros con dos hidrófonos en el extremo final y un sensor de profundidad. Los hidrófonos son de alta frecuencia y al ser dos, es posible calcular el ángulo desde el cual se ha emitido el clic, gracias a la triangulación. Y calculando la diferencia de tiempo para recibir el clic entre los dos hidrófonos. El sensor de profundidad nos permite saber la profundidad a la que se encuentra el hidrófono para evitar colisiones con el fondo. Por este motivo, se enciende la sonda del barco cada 20 minutos para asegurar una profundidad adecuada y luego se apaga.



Figura 66. Detalle del módulo analógico electrónico



Figura 67. Detalle del ordenador portátil conectado al módulo analógico electrónico

El módulo analógico usa filtros para separar la señal recibida en tres bandas: una centrada a 50 kHz, otra a 71 kHz y la última a 115-140 kHz. Es esta última, la que cubre las frecuencias en que las marsopas emiten sus clics. Estas señales pasan a través de un amplificador y después se digitalizan. La energía de las tres bandas de frecuencias es comparada por un programa que diferencia los pulsos de alta frecuencia y de bandas pequeñas producidos por las marsopas de los ruidos de fondo. El sistema puede clasificar los clics de marsopas y rechaza los sonidos producidos por las sondas de profundidades, las hélices de barcos, otros cetáceos y demás ruidos ambientales (Gillespie y Chappell 2002). El hidrófono estéreo proporciona el ángulo de la fuente de los clics recibidos basándose en la diferencia de tiempo de llegada de cada clic a cada hidrófono, sujeto a una ambigüedad izquierda/derecha. Los datos fueron guardados en una base de datos Microsoft Access. El programa permite la detección de clics en tiempo real integrando el número de clics detectados a diferentes amplitudes sobre un periodo de tres segundos.

### 5.5.5 Extracción y análisis de detecciones acústicas

El programa de detección de marsopa facilita el análisis de los datos fuera de línea. Los datos pueden ser observados desde diferentes pantallas gráficas y los clics se pueden oír a través de la tarjeta de sonido de un ordenador. Una identificación automática es factible con el programa informático, pero se prefirió secuenciar los datos visualmente, buscando series de clics y examinando la forma de la curva de la onda para cada clic, y así evaluar la probabilidad de que haya sido emitido por una marsopa. Cada archivo de datos fue examinado en orden cronológico para identificar todas las series de clics de marsopas seguras y posibles. Los archivos fueron entonces analizados una segunda vez para guardar sólo los archivos inequívocos de marsopas.

Una detección de marsopa se definió como una secuencia rápida de clics de banda corta de tipo marsopa en un mismo rumbo. Los límites de amplitud encima de los cuales se detectan los clics de marsopas fueron definidos del siguiente modo: amplitud mínima de clics de tipo marsopa = 100 dB en la banda de los 115-140 kHz, con una diferencia mínima entre esta banda y las bandas de frecuencias de ruido de fondo de 25 dB. Los códigos de colores de clics (rojo = marsopa; azul claro = otros cetáceos; azul oscuro = no cetáceos) se emplearon como ayuda para localizar eventos de clics, pero aun así fue examinada la forma de onda de series de clics en un rumbo similar.

Así pues, se analizaron secciones de veinte segundos de datos acústicos en sucesión en cada archivo de dos horas. Cuando un evento de clic de marsopa era identificado, los datos describiendo el evento se anotaron en una tabla dentro de la base de datos. Esos datos consistían en el nombre del archivo, el número de clics, la hora de inicio y final del evento, la duración, el ángulo inicial, la probabilidad de que fuera una marsopa y un índice que relaciona la hora con la posición tomada por el GPS. El índice GPS relaciona los eventos con las posiciones del GPS tomadas por el ordenador de a bordo, el esfuerzo de búsqueda y datos meteorológicos guardado en tablas de la misma base de datos.

Tal como recomiendan Gillespie y Chappell (2002), cuando el detector de marsopa se usa para buscar animales en zonas de baja abundancia, como es el caso del Golfo de Cádiz, el uso de la parte gráfica del programa se muestra más útil para buscar secuencias de muchos clics de marsopas que para buscar clics aislados. Así pues, tan sólo las secuencias de clics se analizaron usando este método. Asimismo, el ruido de fondo, siempre presente en la zona, podía producir falsas detecciones de marsopas.

### 5.5.6 Resultados

#### 5.5.6.1 Esfuerzo de búsqueda

Se realizó un total de 767 km de búsqueda (todos los transectos lineales en la parte del Golfo de Cádiz estudiada) en 2022, y se han comparado con 2.318 km de búsqueda de marsopas realizados en 2009 usando el "Porpoise detector". En este kilometraje, se tiene en cuenta tanto el esfuerzo de búsqueda en modo aleatorio, como en modo lineal:

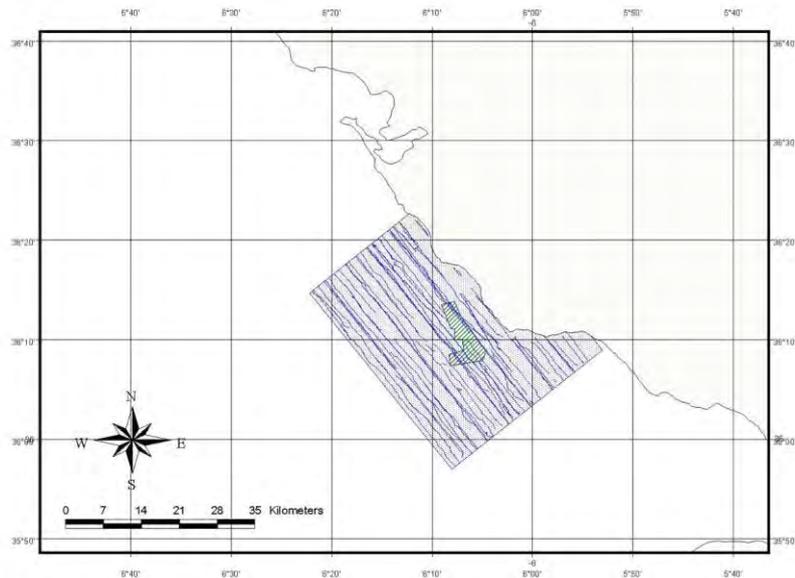


Figura 68. Transectos lineales con "Porpoise detector" en 2009

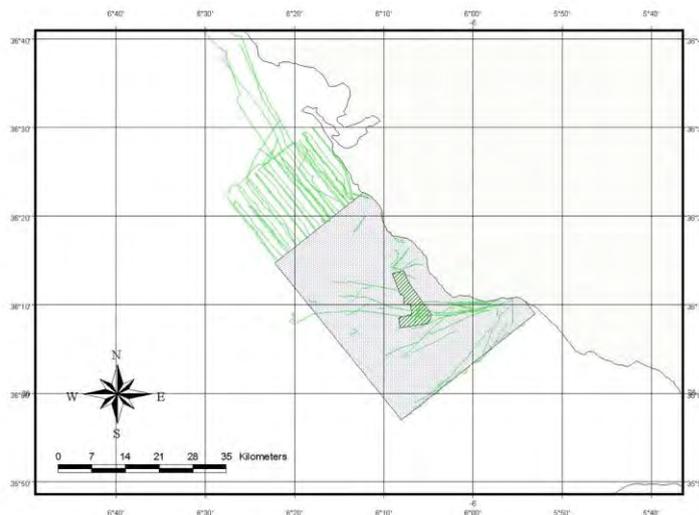


Figura 69. Transectos aleatorios con "Porpoise detector" en 2009

### 5.5.6.2 Detecciones de marsopas

Sólo se detectaron un grupo de marsopas, el día 22 de mayo 2009 a las 16h08 GMT. La detección fue a 3,8 millas de Cabo Roche, frente a Conil, en una zona de muy poca profundidad (alrededor de los 5 metros de profundidad) (figura 4). Esta detección no pudo ser confirmada visualmente porque las condiciones meteorológicas no permitieron ir a la búsqueda de cetáceos, es decir, había más de fuerza 3 en la escala de Douglas. Eso confirma la utilidad del detector acústico de marsopa, que se revela muy útil, debido, sobre todo, a la dificultad de avistar esta especie con unas condiciones meteorológicas de más de fuerza 2 Douglas.

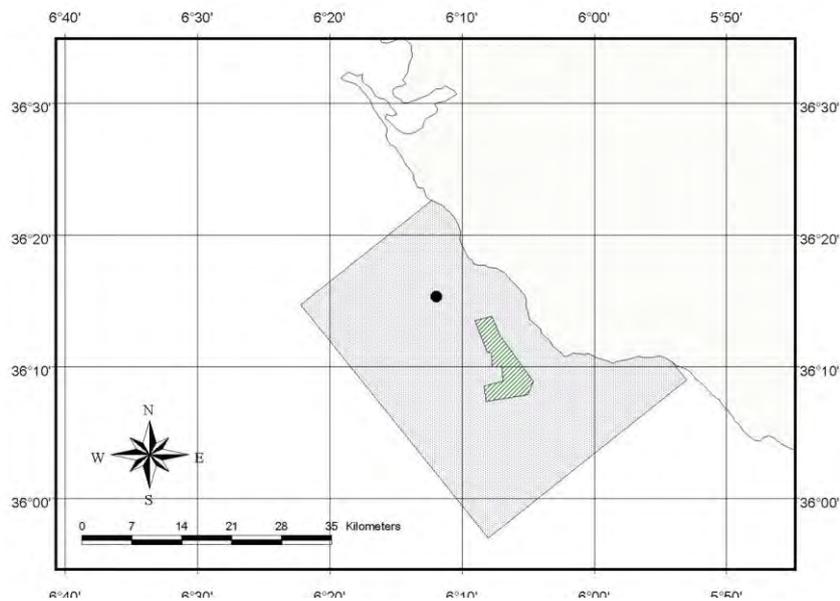


Figura 70. Avistamientos de marsopa común por acústica en negro durante las campañas de 2009 en la zona de estudio.

Los trenes de clics de marsopa fueron de 28,4 segundos (Figura 5). Un total de 13 trenes de clics de marsopas, fueron situados en el evento de detección. Un examen de Fit Chi<sup>2</sup> demuestra que efectivamente se trataba de una marsopa (Chi<sup>2</sup>: 527,906; p=0,000). Se obtuvo además información sobre el trayecto seguido por el animal, detectado primero a un ángulo de 58,7° y finalmente a un ángulo de 120,0° de los hidrófonos (Figura 5). Este sistema no es capaz de dar una estimación de distancia, de forma que no es posible saber si la marsopa se estaba alejando o acercando al barco.

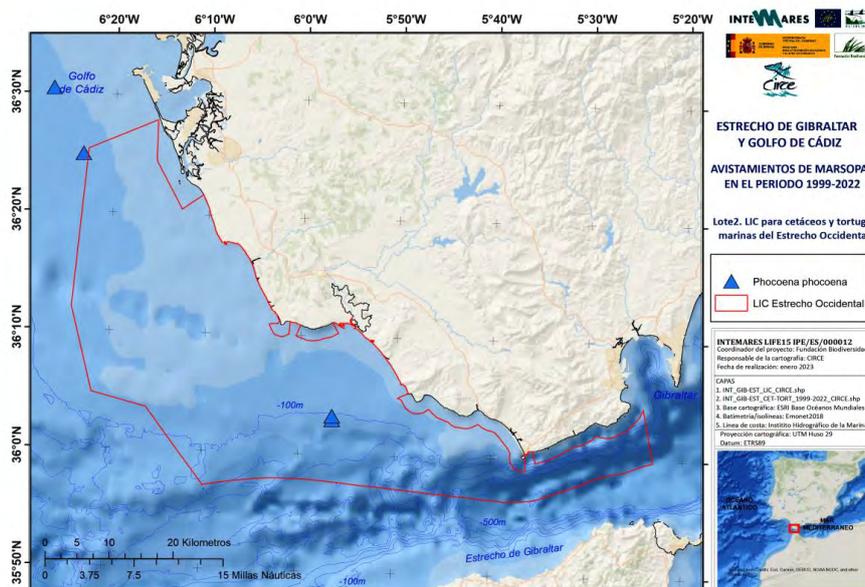


Figura 71. Foto de pantalla del programa "Porpoise detector" (Gillespie y Chappell 2002). La parte superior contiene 16 minutos de detecciones, en rojo se puede ver la detección de clic de tipo marsopa. El ángulo de la emisión de los clics se muestra en la parte inferior. Aquí se muestran 60 segundos de datos con la detección de la marsopa. El eje vertical representa el ángulo – la línea central horizontal marca 90° de los hidrófonos. La ventana "Envelope Waveforms" enseña la curva de forma de onda de un clic con un pico muy claro en las bandas de marsopas a 140kHz en los hidrófonos de delante (ch0) y detrás (ch4) y mucha menos energía en las bandas de 50kHz y 75kHz (ch1 y ch2).

Gillespie et al (2004) vieron que, como los clics de marsopas son altamente direccionales (Au et al 1999), en muchas secuencias de clics, también hay un número importante de clics claramente identificados como clic de marsopa, asimismo hay clics de “banda ancha” (broad band) que tienen una amplitud más baja y no pueden ser identificados con seguridad como clics de marsopa solo mirando la señal de amplitud de las diferentes frecuencias. Estos clics de banda ancha muchas veces son situados en el sentido del animal y son consistentes con la regularidad de los clics de marsopa anteriores (se nota mucho cuando se escucha la grabación a través de los auriculares), por lo tanto, son claramente parte del tren de clic de la marsopa (Gillespie et al 2004). El programa no lo detecta tan bien como los demás ya que la marsopa no emite el clic en la dirección del hidrófono, por lo que la parte más alta que emiten en alta frecuencia no se detecta ya que está perdida en el agua. Este fenómeno se refleja claramente en la figura 5, donde se pueden observar 6 clics de banda ancha (en azul claro) situados en el camino de la marsopa y emitidos aproximadamente con los mismos intervalos entre los clics.

### 5.5.6.3 Observaciones visuales de otros proyectos en zonas colindantes.

En otros proyectos, incluidos en la base de datos Gollum realizados por el equipo de CIRCE desde 1996, (actuaciones desarrolladas en el marco del proyecto LIFE+ INDEMARES, seguimientos financiados por la Fundación Loro Parque, programa de Plan nacional, programas financiados por CEPESA, programas financiados por CEOWIND, GAMESA y Capital Energy de seguimientos de eólica marina, etc.), se puede observar que la mayor cantidad de observaciones de marsopas se da en la parte onubense del Golfo de Cádiz, en la zona comprendida entre Chipiona e Isla Cristina (figura 6).



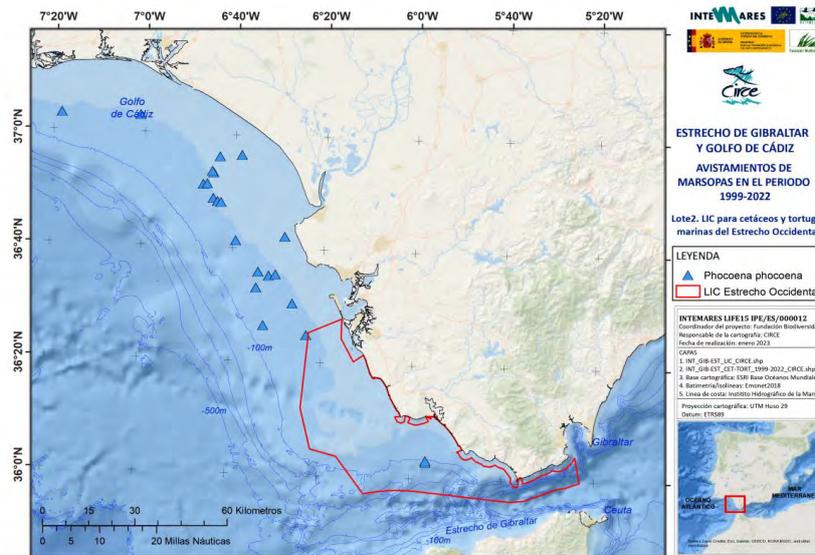


Figura 72. Avistamientos de marsopas en la zona de estudio y en el Golfo de Cádiz a lo largo de proyectos de CIRCE 1999-2022.

La Directiva Hábitat (92/43/EEC) de la Unión Europea categoriza la marsopa común como una especie que necesita una protección estricta y para su conservación se requiere la designación de Áreas Especiales de Conservación. Asimismo, está incluida en la categoría de vulnerable, tanto en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, como en el Catálogo Andaluz de Especies Amenazadas. Por lo tanto, todos los países de la UE están legalmente obligados a proteger la marsopa común en su hábitat natural, seleccionando áreas protegidas, y, por tanto, el Estado y/o Comunidad Autónoma debe de plantear un plan de Conservación para la especie.

De momento sólo se sabe que las marsopas están presentes en la parte norte del Golfo de Cádiz y que han sido detectadas acústicamente hasta Conil. También se han registrado varamientos de esta especie en las zonas de Cádiz y Huelva. Lo ideal para poder establecer las áreas de distribución sería la utilización de balizas Argos desarrolladas especialmente para marsopas que permiten seguir uno o más individuos durante un periodo determinado (las balizas pueden emitir hasta 6 meses) y definir las áreas más importantes para esta especie (Johnston et al, 2005; Sveegaard et al, 2006). Sin embargo, esto implicaría la captura de los individuos, y, por tanto, entrañaría un peligro para la especie, debido a su baja densidad. Por ello, sería difícil aplicar este método en el Golfo de Cádiz, aunque los resultados podrían proporcionar respuestas muy importantes. Por ejemplo, sería posible saber la extensión de su zona de distribución y así entender la importancia del Golfo de Cádiz para esta especie.

**Este estudio demuestra que la zona de Trafalgar y Conil de la Frontera tiene una densidad muy baja de marsopas, según muestreos acústicos (una detección) y visuales (ningún avistamiento), y si bien no han de tenerse en cuenta como presentes en la zona, sí que hay que tener constancia de que la zona podría ser potencial para la especie.**

## 5.6 Resumen de resultados

Los resultados obtenidos con este muestreo tienen varias lecturas. Por un lado, es interesante ver como se ha podido obtener una estima, coherente, sobre abundancia, que pueda tener lógica cuando la comparamos con diferentes estimas obtenidas por medio de marcaje recaptura. En vistas a la coherencia de los resultados, no es necesario aplicar modelos del tipo Model based, distance sampling que solamente incluirían más ruido en los errores. Estos resultados nos darán una línea de base para la correcta gestión de las especies.

**Si nos atenemos a la lectura en base a los resultados obtenidos por medio de linear transect, la especie más común en el Estrecho sería el delfín listado (1909 IC95%: 1471-2718) y el delfín común (2175 IC95%: 1662-3147).** En el apartado de residencia se analizan tasas de encuentro temporales, y se podrá detectar el mismo **cambio que se aprecia aquí entre aguas frías y cálidas. Esta variación de abundancia estará probablemente asociada a migración de especies como los peces voladores, que se aprecian a finales de verano y en marzo.**

**Las segundas especies más comunes serían delfines mulares (761 IC95%: 592-989), y calderones comunes (300 IC95% 227-440).** Es interesante observar que no se aprecian variaciones de las estimas significativas entre la época de aguas frías y cálidas.

**Las estimas tanto de orcas, cachalotes o rorcuales comunes no podrán ser consideradas coherentes para seguimientos de tendencias poblacionales** al ser de poblaciones abiertas o de poca densidad, y por tanto no deducibles por medio de transecto lineal. Para estas especies la metodología más coherente sería la de realizar censos de individuos para el caso de la orca.

Como se ha podido ver, con dos tipos de metodologías se pueden conseguir resultados fiables y viables sobre estimas de abundancia. Sin embargo, hay que dejar claro que estas dos metodologías son incompatibles. Los modelos que se aplican para poder realizar estimas basadas en transectos lineales se basan en muestrear toda la zona de estudio, sin tener en cuenta posibles zonas de máxima abundancia, es decir, se basan en buscar zonas tanto con animales como sin animales, poniendo énfasis en zonas sin presencia de animales. Esto hace que el tiempo dedicado a los trabajos abordó, no se centran en fotografiar a los animales. La potencia que se puede obtener gracias a la fotoidentificación se ha puesto de manifiesto en este estudio, y en estudios recientes, que se han incorporado a este informe. En zonas como el Estrecho, con gran densidad de cetáceos en algunas partes, y más bajas en otras, se pone de manifiesto que, para una correcta gestión, con una inversión económica mínima, los resultados que se pueden obtener mediante las estimas de abundancia basadas en fotoidentificación serían mucho más rentables que por medio de transectos lineales. A continuación, se presentan dos tablas resumen que indican las estimas de abundancia de cetáceos obtenida por medio de *distance sampling*, que nos dará una fotografía de los individuos presentes en la zona en un momento concreto.

Tabla 11. Resumen de estimas de abundancia por medio de transecto lineal. Fuente: CIRCE.

Especie	Aguas frías			Aguas calientes			Anual		
	Min	Point	Max	Min	Point	Max	Min	Point	Max
<i>Balaenoptera physalus</i>	8	10	12	13	15	19	11	13	16
<i>Delphinus delphis</i>	795	1 040	1 505	2 548	3 334	4 824	1 662	2 175	3 147
<i>Globicephala melas</i>	245	324	475	209	276	405	227	300	440
<i>Orcinus orca</i>	135	173	242	92	118	165	114	146	204
<i>Physeter macrocephalus</i>	0	0	0	16	20	28	8	10	14
<i>Stenella coeruleoalba</i>	485	630	896	2 478	3 216	4 579	1 471	1 909	2 718
<i>Tursiops truncatus</i>	479	599	800	708	886	1 183	592	741	989

Las estimas que se obtienen por medio de fotoidentificación nos darán en cambio la cantidad de individuos que utilizan la zona durante el año en cuestión durante el que se realiza el análisis. A continuación, se presenta una tabla resumen de las últimas estimas disponibles. Los datos de fotoidentificación son los únicos que nos permitirán (como se ha visto en los puntos 5.3.3.2 y 5.3.3.3) identificar tendencias poblacionales, y por tanto permitirán relacionar las mismas con presiones y con posibles medidas correctoras de esas presiones. A continuación, se presentan resultados puntuales más recientes disponibles para este tipo de estima.

Tabla 12. Resumen de estimas por medio de identificación fotográfica Fuente: CIRCE.

Especie	Abundancia o censo
Delfín mular <i>Tursiops truncatus</i>	258 individuos (IC del 95% 226 – 316) en 2013
Calderón común <i>Globicephala melas</i>	341 individuos por censo en 2015
Orca <i>Orcinus orca</i>	62 individuos por censo en 2022
Cachalote <i>Physeter macrocephalus</i>	89 individuos en el catálogo.
Rorcual común <i>Balaenoptera physalus</i>	68 individuos en el catálogo

## 6. Distribución espacial de cetáceos

### 6.1 Introducción

En el siguiente apartado los análisis se centran en presentar los resultados obtenidos a partir de modelización espacial, que nos permitirá saber si el espacio propuesto como LIC es el idóneo para la conservación de las especies de cetáceos y tortugas marinas. Para ello, se ha contado con los datos asociados a este proyecto, y a la base de datos obtenida a lo largo del periodo 1999-2022 por CIRCE.

### 6.2 Origen de los datos

Tal como se ha ido comentando a lo largo de este documento, se ha puesto a disposición un total de 46535 kilómetros de esfuerzo para este análisis. De estos, 28312km fueron realizados en la zona al Este del 6ºW, y el resto, unos 18223 al Oeste de esa longitud.



Figura 73. Esfuerzo de búsqueda realizado en la zona de estudio para el periodo 1999-2022

De la misma forma, se han puesto a disposición un total de 1967 avistamientos de cetáceos y tortugas bobas realizados en asociación a estas líneas de esfuerzo. En total se observaron 63 rorcuales comunes, de los cuales 60 lo fueron en aguas del Estrecho y 3 del Golfo de Cádiz, 222 grupos de cachalotes, solamente en aguas del Estrecho, 144 tortugas bobas en aguas del Golfo de Cádiz, y 104 en aguas del Estrecho, 104 orcas en el Estrecho, y 3 en el Golfo de Cádiz, 531 avistamientos de calderones comunes, en aguas del Estrecho (y 2 en aguas del golfo de Cádiz, que se han eliminado de los análisis), 169 observaciones de delfines mulares del Estrecho, y 32 del Golfo de Cádiz, 71 observaciones de delfines listados en el Estrecho y 10 en el Golfo de Cádiz, 465 observaciones de delfines comunes en el Estrecho, y 22 en el Golfo de Cádiz, y 23 observaciones de marsopas en aguas del Golfo de Cádiz.

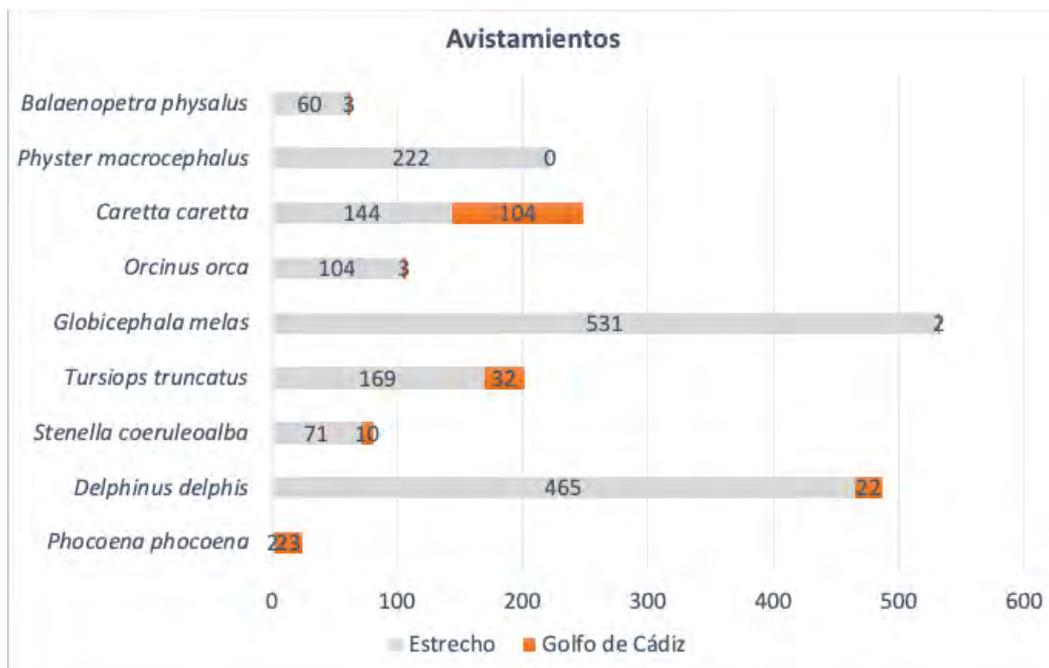


Figura 74. Avistamientos realizados en la zona de estudio para el periodo 1999-2022 incluidas en la base de datos Gollum puesta a disposición para estos análisis. (Se corresponde a la figura 32).

## 6.3 Material y métodos

### 6.3.1 Muestreos en el mar

Durante los años 1999-2022, se llevaron a cabo transectos aleatorios desde el barco de investigación ELSA. Esta embarcación es una motora de 11 metros de eslora, 2,80 metros de manga, y que tiene una plataforma que permite posicionar observadores a 5 metros sobre el nivel del mar. La zona de estudio fue muestreada a una velocidad media de 6,3 nudos.

Los observadores eran situados en una plataforma de observación a 5 metros sobre el nivel del mar. Dos observadores entrenados ocuparon el puesto de observación en turnos de una hora, durante la luz del día, cuando la visibilidad superaba las 3 nm. (5,6 Km.). Para realizar los avistamientos, estaban provistos de unos prismáticos 8 x 50, cubriendo 180º por delante del barco. El esfuerzo de búsqueda fue medido como el número de kilómetros navegados con condiciones de avistamiento adecuadas (con un estado de mar menor de 4 en la escala Douglass y con dos observadores en el puesto de observación).

La posición geográfica de la embarcación era grabada continuamente en un ordenador portátil desde un GPS y a través de un programa informático (IFAW Data Logging Software Logger 2000 versión 2.20) provisto por la International Fund For Animal Welfare. Datos relativos a la hora, especie, número de individuos, comportamiento y otros datos relevantes durante los avistamientos fueron grabados junto con otros datos ambientales relevantes. Un avistamiento fue definido como un grupo de animales de la misma especie observados a la misma hora que llevan un comportamiento similar y que estaban a menos de 1000 m de distancia entre ellos (SEC 1999).

### 6.3.2 Distribución espacial de especies

El área de estudio fue dividida en cuadrículas con una resolución de 2 minutos de latitud por 2 minutos de longitud. La distancia en kilómetros de búsqueda en cada cuadrícula fue entonces calculada utilizando un sistema de información geográfico: ArcView 3.2 de ESRI. Tan sólo fueron utilizados para los análisis, las cuadrículas de los transectos cubiertos con esfuerzo de al menos 1 Km. en total.

Para poder comparar los datos obtenidos en cada cuadrícula de nuestra zona de estudio se definió el parámetro Encounter Rate (ER) o tasa de encuentro, es el número de avistamientos de una especie dada por cada 100 Km. navegados y es definido:

$$ER = (\text{Sigh}/\text{Eff}) \times 100$$

- Sigh: número de avistamientos realizados de una especie en esfuerzo de búsqueda en la zona de estudio.
- Eff: Distancia (Km.) cubierta con esfuerzo de búsqueda

Sigh incluye los avistamientos de cetáceos en donde los animales fueron contactados (es decir, que se estuvo a menos de 100 metros de estos en algún momento) y los avistamientos de los cetáceos en donde los animales no fueron contactados.

Este ER fue calculado en cada cuadrícula muestreada, para normalizar todos los datos. A continuación, esta matriz de datos fue analizada por medio del sistema de información geográfico, y de la extensión Animal movement (Hooge and Eichenlaub 1997).

### 6.3.3 Distribución espacial, batimetría y temperatura

El Encounter Rate para cada especie fue calculado para cada cuadrícula como número de avistamientos por especies y por Km. sólo los avistamientos para los cuales el contacto fue establecido (de la que se tiene posición precisa) fueron usados para este análisis.

Las relaciones entre la presencia de la especie en concreto que se vaya a analizar y variables ambientales fueron estudiadas usando Modelos Generales Aditivos (GAMs). Debido a que los datos provenían de diferentes fuentes, y para normalizar tasas de esfuerzo, se utilizó el concepto de modelo de presencia vs pseudo-ausencias. Se utilizó modelos con una distribución tweedie y una función logit. Se usó una gamma=1.4, y se probó la de 1.1, para evitar sobre dispersión. Todas las cuadrículas con esfuerzo de más de 1km se tomaron en consideración, tomando como variable respuesta el ER de cada una de ellas para cada una de las especies. Se ajustó la cantidad de grados de libertad utilizados por el modelo a menos de 25% de las observaciones positivas en cada caso. La estructura general del modelo fue:

$$E(p_i) = \exp \left[ \theta_0 + \sum_k f_k(z_{ik}) \right]$$

En donde  $p_i$  es la probabilidad de encontrar la especie en cuestión, en la  $i$ th estación de muestreo,  $\theta_0$  es el intercepto,  $f_k$  son funciones suavizadas de las covariables explicativas, y  $z_{ik}$  es el valor de la  $k$ th covariable explicativa en la  $i$ th estación de muestreo. Se utilizaron las siguientes covariables ambientales:

- Batimetría.
- Pendiente de Fondo.
- Orientación de cañones.
- Distancias a isóbatas 1000m, 500m, 200m, 0m.
- Temperatura superficial del Mar.
- Concentración en clorofila.
- Productividad marina (Ocean Productivity).

El mejor modelo fue usado posteriormente para calcular la probabilidad de presencia de la especie a estudiar en una grida de 2x2km en base a las covariables seleccionadas por el modelo. Para validar los modelos, se realizaron 800 repeticiones de las predicciones, en base a una remuestreo de los datos, obteniendo así un coeficiente de variación para cada celda en donde se realizaron las predicciones. Tan solo se seleccionaron las celdas con menos de 0.30 como coeficiente de variación. Finalmente se difumino el ráster por vecinos cercanos.

Previamente se realizó una serie de pruebas de correlación entre las covariables para evitar utilizar covariables que pudieran introducir ruido a los modelos. Para ello se calcularon los estadísticos sobre un muestreo de 100 valores de nuestra zona de estudio.

#### **6.3.4 Uso del hábitat y superposición de áreas de campeo**

Para analizar el uso del hábitat por parte de las diferentes especies de cetáceos, se observó el uso de toda la zona de estudio realizado por cada especie, principalmente en el Estrecho (los resultados del golfo de Cádiz no lo requerían al ser visualmente clara la separación), y se definió como el número de cuadrículas en donde una especie dada fue observada. El grado de superposición entre dos especies fue definido, como el número de cuadrículas utilizadas por las dos especies divididas por el número total de cuadrículas usadas por cada especie y expresadas en porcentaje. Para analizar más precisamente el entrecruzamiento en el uso del hábitat entre dos especies también se tomó en consideración el ER (expresado en porcentaje) para cada cuadrícula por cada especie. El sobrecruzamiento fue entonces calculado como la suma del mínimo ER común para una cuadrícula dada visitada por las dos especies.

## 6.4 Resultados

### 6.4.1 Esfuerzo de búsqueda y avistamientos de cetáceos.

Se han utilizados los mismos datos de esfuerzo y avistamientos presentados en los puntos 4.2 y 4.3. En el siguiente mapa, se puede observar cómo está distribuido el esfuerzo de búsqueda en la zona de estudio.

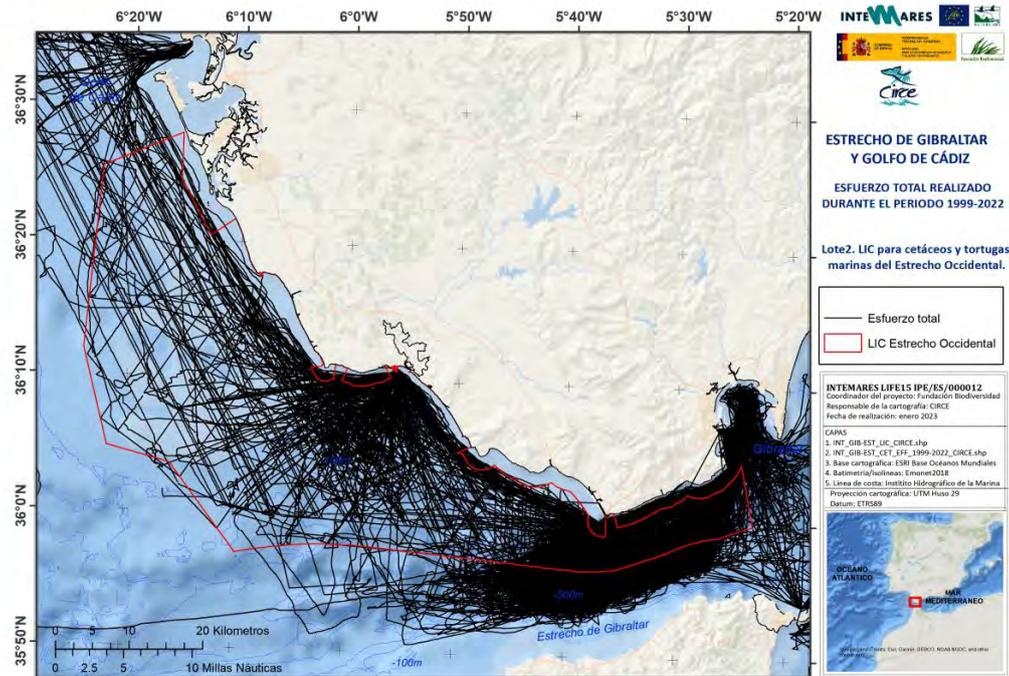


Figura 75. Distribución espacial del esfuerzo realizado en aguas del Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar. Esta es la misma puesta a disposición de datos incluida a lo largo de todo el estudio (incluida en figura 30)

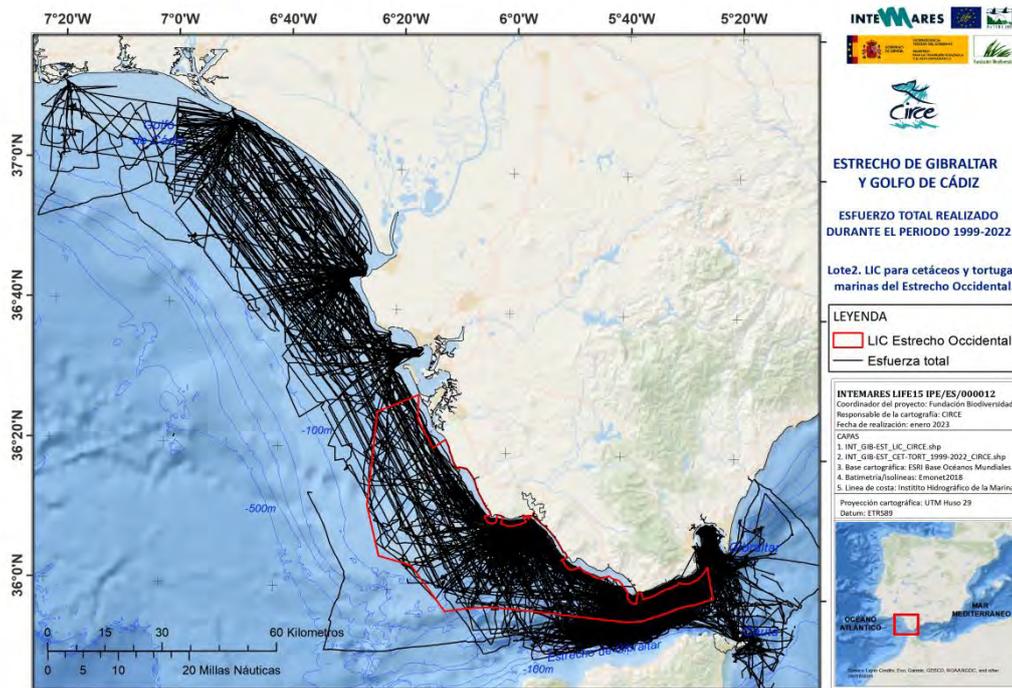


Figura 76. Distribución espacial del esfuerzo realizado en aguas del Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar (incluida en figura 30)

De la misma forma, y ya de forma normalizada podemos ver las tasas de encuentro de cada una de las especies, en cada una de las zonas.

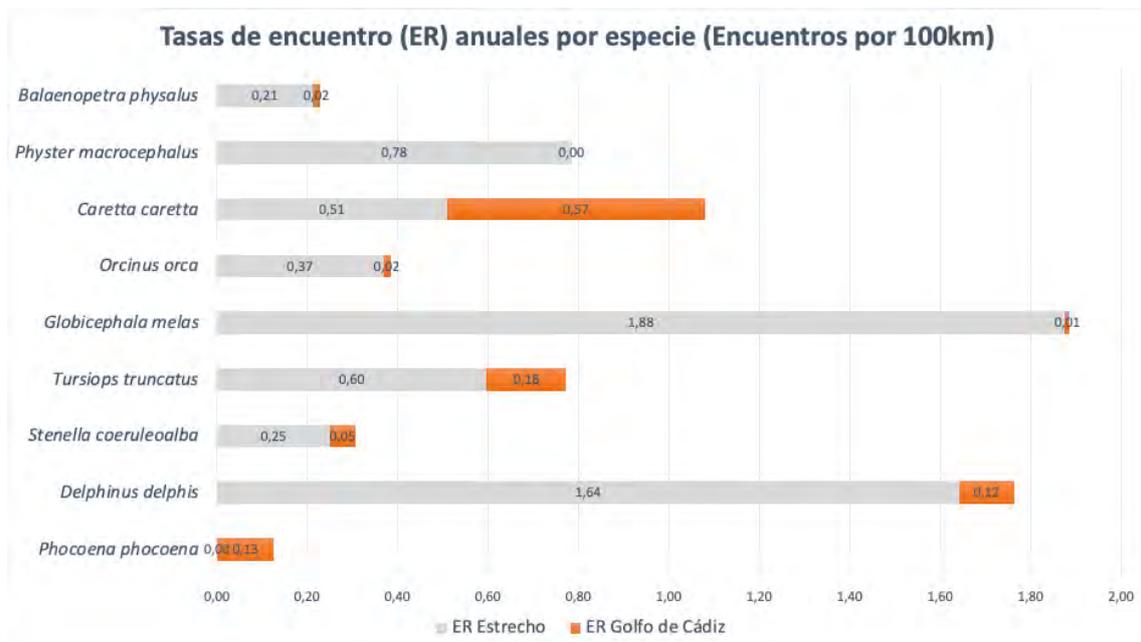


Figura 77. Tasas de encuentro (encuentros por 100km navegados con el Elsa) en aguas del Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar.

### 6.4.1 Modelos explicativos

Los resultados obtenidos a partir de los modelos dejaron claro una serie de parámetros. Por un lado, la temperatura y clorofila no han resultado ser covariables capturadas por los modelos. Esto es debido probablemente a la dinámica de la zona, con grandes corrientes, y afloramientos espaciotemporalmente importantes en la zona. Seguidamente se plasman los resultados globales de cada una de las zonas, con sus gráficos respuesta. Como se puede apreciar, los resultados de cuadrículas han sido prácticamente iguales a los presentados en el informe inicial de conocimientos, y esto debido probablemente a la poca tasa de encuentro realizada a lo largo de los muestreos de 2022. El aumento de temperatura de agua y sequía deberían de poder explicar estos cambios, y se podrán confirmar cuando vuelvan a niveles normales.

#### Modelos explicativos de las diferentes especies de cetáceos del Golfo de Cádiz.

Especie	Modelo	Grados de libertad	Devianza explicada
Delfín mular costero	$\text{Prob} \sim s(\text{Pendiente}) + s(\text{LogBatimetría})$	15	35 %
Marsopa	$\text{Prob} \sim s(\text{latitud}) + s(\text{LogBatimetría})$	6.01	51 %
Delfín común	$\text{Prob} \sim s(\text{logdist200m}) + s(\text{LogBatimetría})$	8	24 %

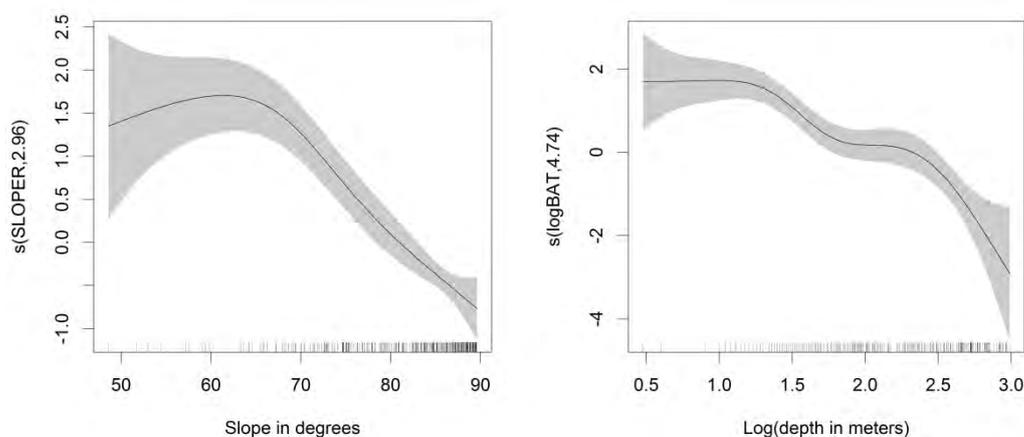


Figura 78. Funciones respuesta del modelo explicativo de presencia de delfines mulares costeros en el Golfo de Cádiz

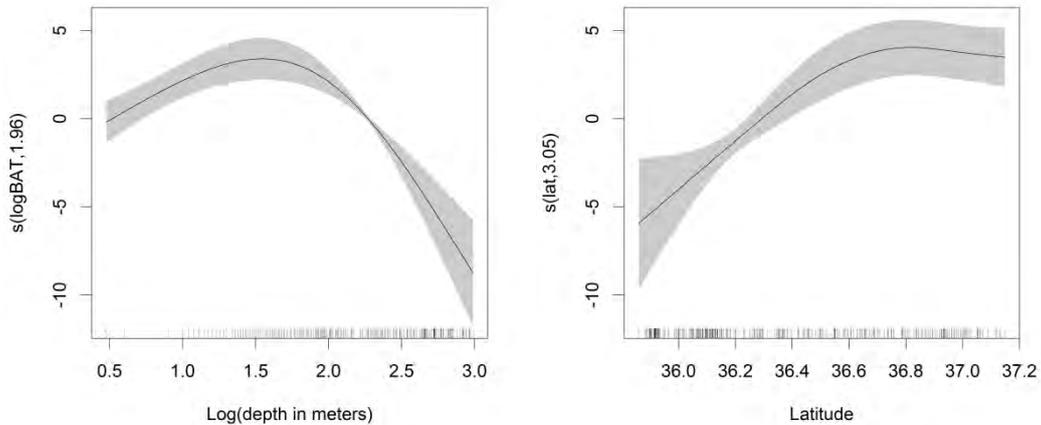


Figura 79. Funciones respuesta del modelo explicativo de presencia de marsopas en el Golfo de Cádiz

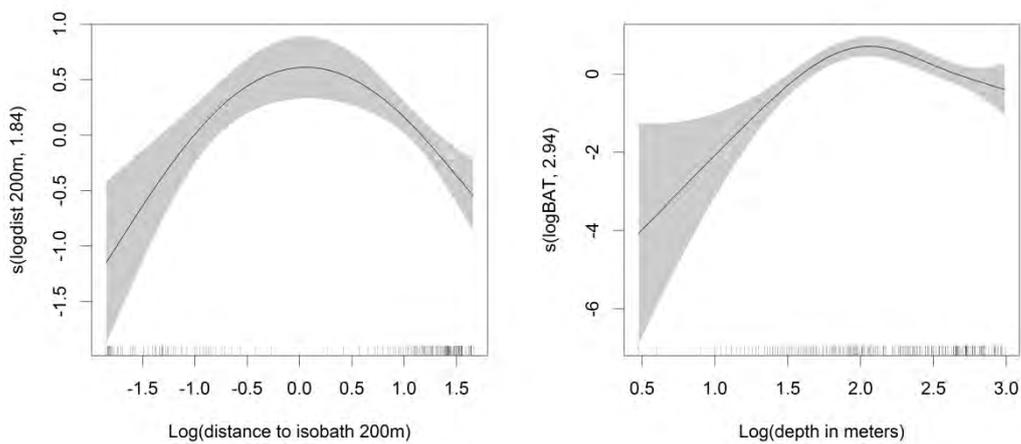


Figura 80. Funciones respuesta del modelo explicativo de presencia de delfines comunes en el Golfo de Cádiz

Queda claro que existe una segregación por profundidades y distancia a costa en este tipo de especies, con delfines mulares cercanos a la costa, marsopas en aguas más profundas, y delfines listados asociados a los cantiles del Golfo de Cádiz. Los delfines estarían incluidos sin problema en el espacio propuesto como LIC, mientras que una zona potencial para marsopa también lo estaría, aunque sin presencia confirmada. Los modelos siendo prácticamente iguales a los obtenidos en el informe inicial, se pueden observar los mismos a continuación.

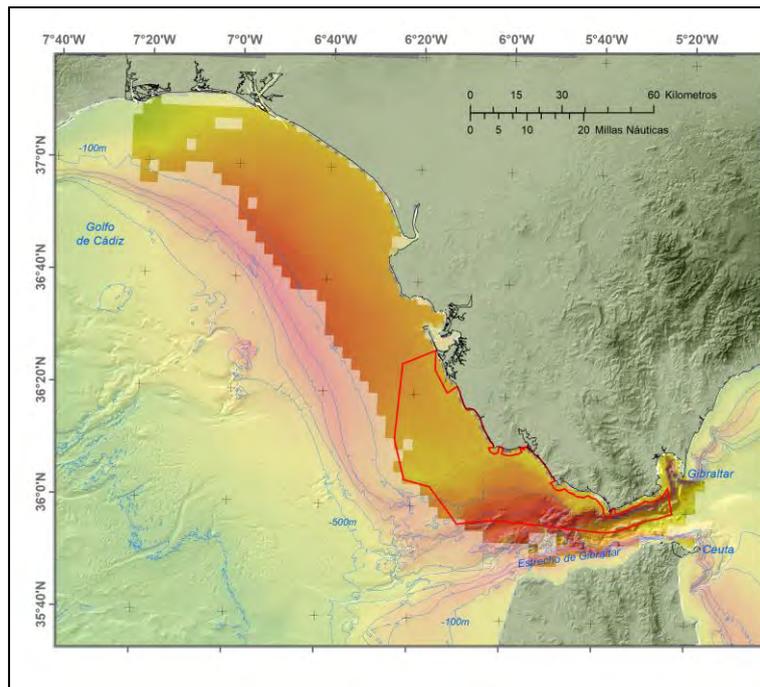


Figura 81. Modelos predictivos de presencia de delfines comunes en el Golfo de Cádiz

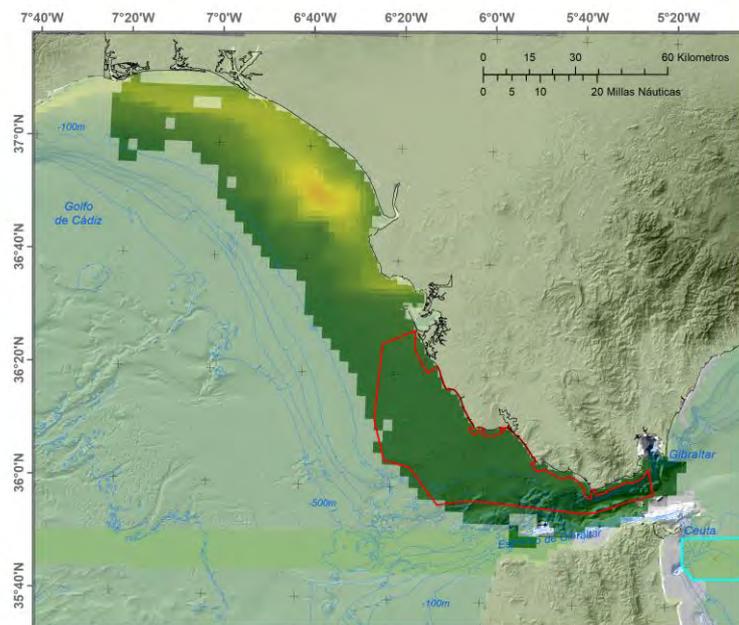


Figura 82. Modelos predictivos de presencia de marsopas en el Golfo de Cádiz

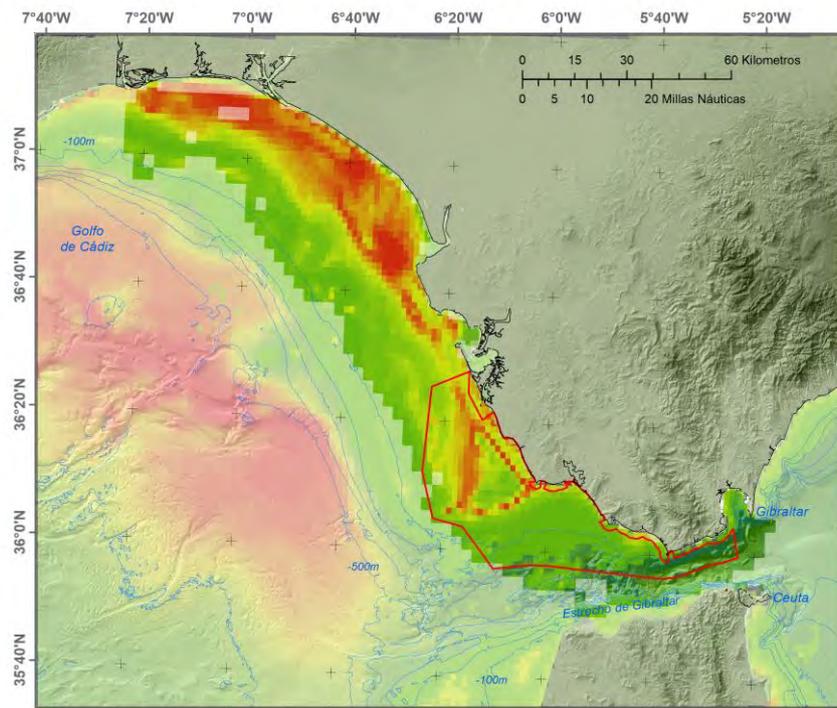


Figura 83. Modelos predictivos de presencia de delfines mulares costeros en el Golfo de Cádiz

Como conclusión, se ve claramente, por un lado, que delfines comunes estarían asociados a aguas del final de la plataforma continental, y a aguas enfrente de Barbate, por lo que la zona de estudio sí que protegería a gran parte de los delfines comunes del Golfo de Cádiz. Por otro lado, las marsopas no estarán incluidas bajo ningún concepto en el área de estudio, pero sí que se identifica una presencia clara en el resto del Golfo de Cádiz. Finalmente, los delfines mulares del Golfo de Cádiz sí que estarán incluidos en el área de estudio, de forma clara, aunque no en su mayor zona de distribución en la zona de Estrecho y Golfo de Cádiz. Es importante recalcar que este mapeado no se basa en solamente un año de datos, sino de más de 20 años de seguimiento, y por tanto tiene en cuenta la heterogeneidad temporal en cuanto a su distribución espacial.

A continuación, se detallan los modelos para el resto de especies (o unidades de gestión en el caso de delfines comunes y delfines mulares) para el Estrecho.

Modelos explicativos de las diferentes especies de cetáceos del Estrecho.

Especie	Modelo	Grados de libertad	Devianza explicada
Delfín común Estrecho	$Prob^s$ (longitud, latitud) +s(Batimetría)+s(pPendiente)	9	22 %
Delfín listado Estrecho	$Prob^s$ (longitud, latitud) +s(Batimetría)+s(pPendiente)	16	10 %
Delfín mular Estrecho	$Prob^s$ (longitud, latitud) +s(Batimetría)+s(pPendiente)	9	9 %

Calderón común Estrecho	Prob <sup>~</sup> s (longitud, latitud) +s(Batimetría)+s(pPendiente)	14	51 %
Cachalote Estrecho	Prob <sup>~</sup> s (longitud, latitud) +s(Batimetría)+s(pPendiente)	12	33%
Orcas Estrecho	Prob <sup>~</sup> s (longitud, latitud) +s(Batimetría)+s(pPendiente)	14	31%
Tortuga boba	Prob <sup>~</sup> s (longitud, latitud) +s(Batimetría)+s(pPendiente)	2	5%

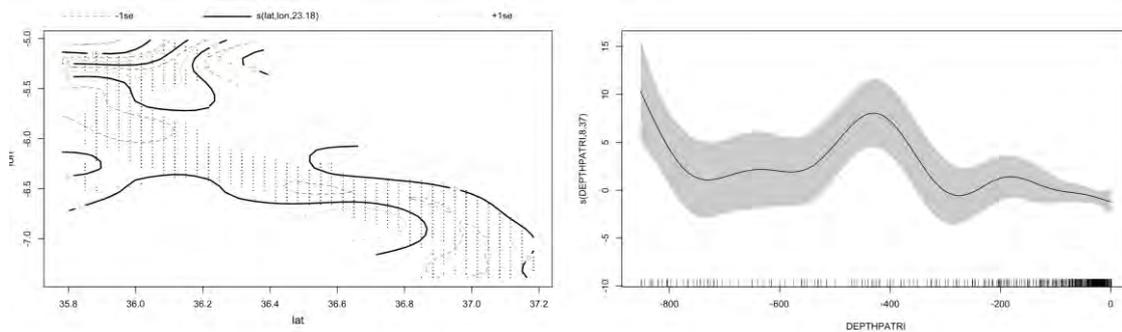


Figura 84. Funciones respuesta del modelo explicativo de presencia de delfines comunes en el Estrecho. Depthpatri siendo la profundidad absoluta, y slopepatri siendo la pendiente absoluta.

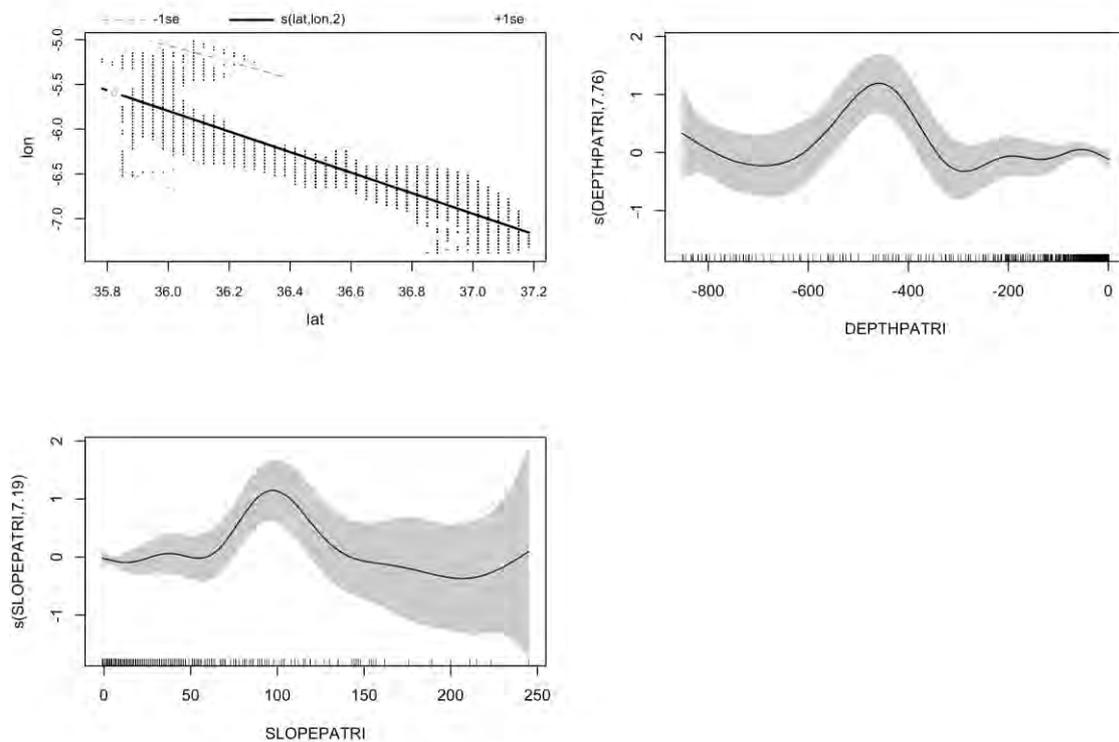


Figura 85. Funciones respuesta del modelo explicativo de presencia de delfines listados en el Estrecho. Depthpatri siendo la profundidad absoluta, y slopepatri siendo la pendiente absoluta.

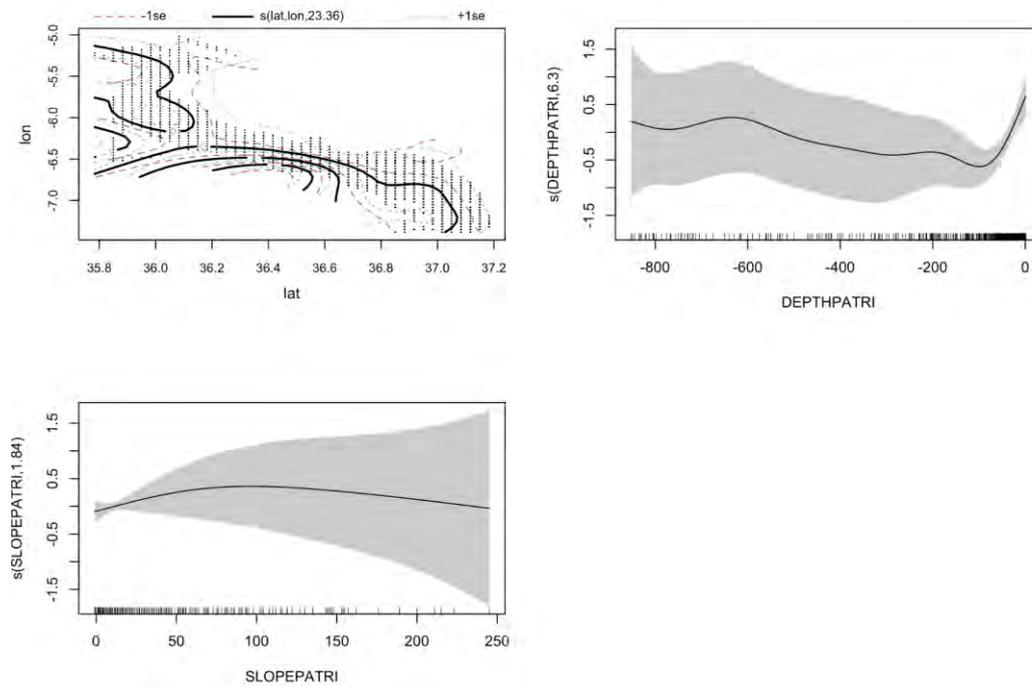


Figura 86. Funciones respuesta del modelo explicativo de presencia de delfines mulares en el Estrecho. *Depthpatri* siendo la profundidad absoluta, y *slopepatri* siendo la pendiente absoluta.

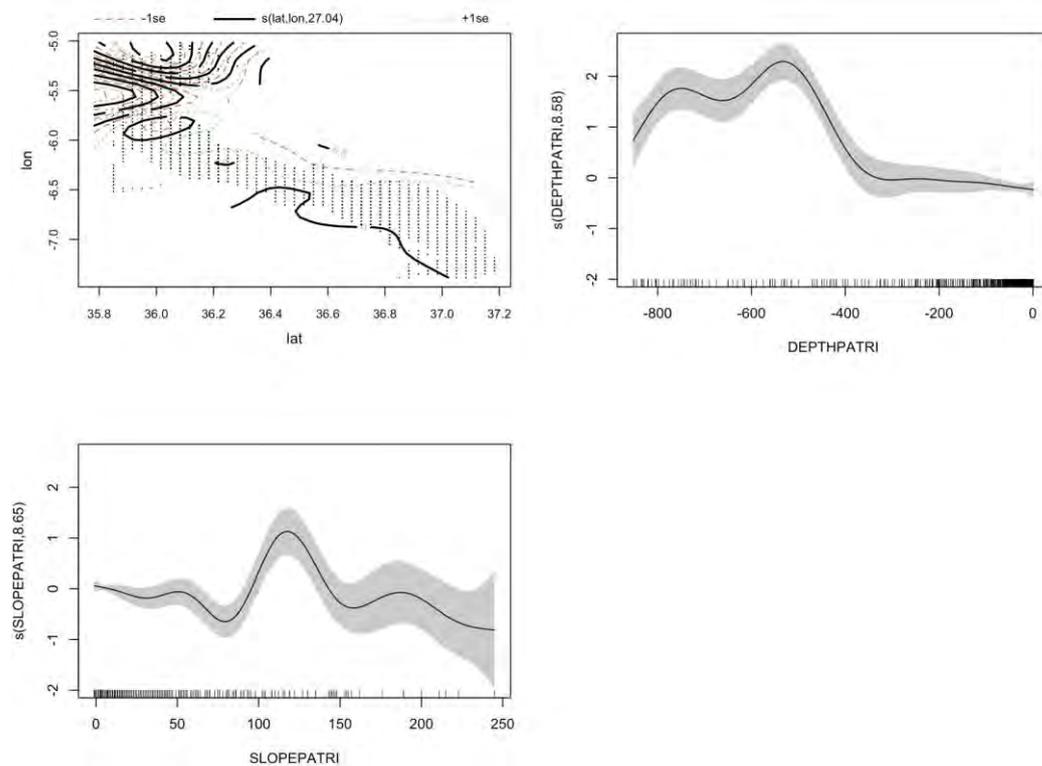


Figura 87. Funciones respuesta del modelo explicativo de presencia de calderones comunes en el Estrecho. *Depthpatri* siendo la profundidad absoluta, y *slopepatri* siendo la pendiente absoluta.

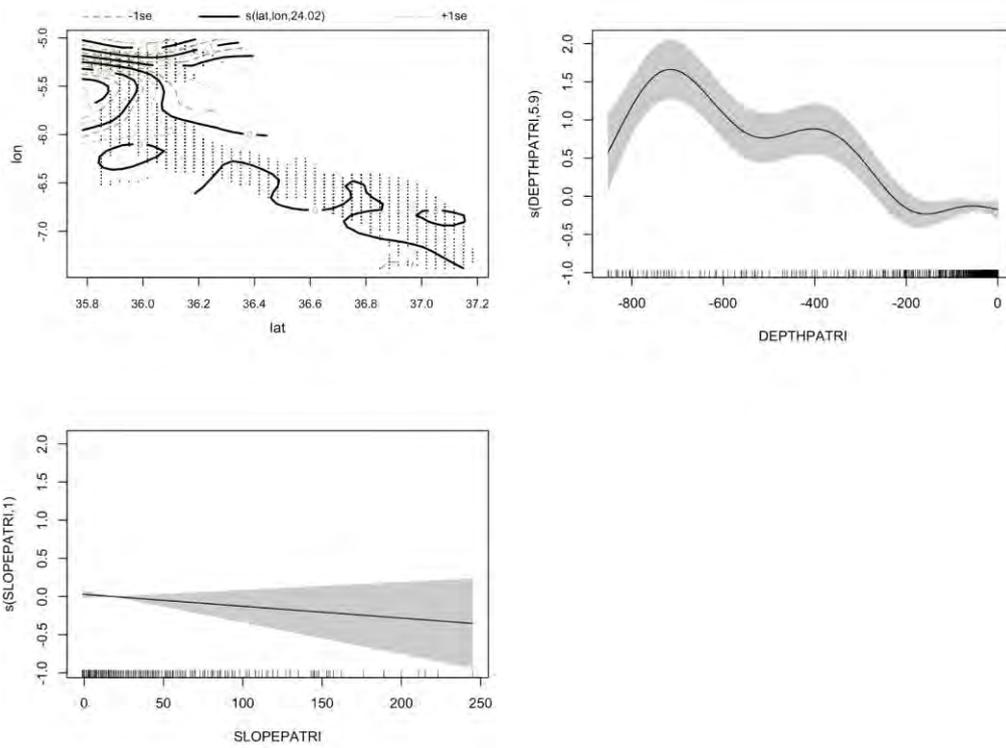


Figura 88. Funciones respuesta del modelo explicativo de presencia de cachalotes en el Estrecho. Depthpatri siendo la profundidad absoluta, y slopepatri siendo la pendiente absoluta.

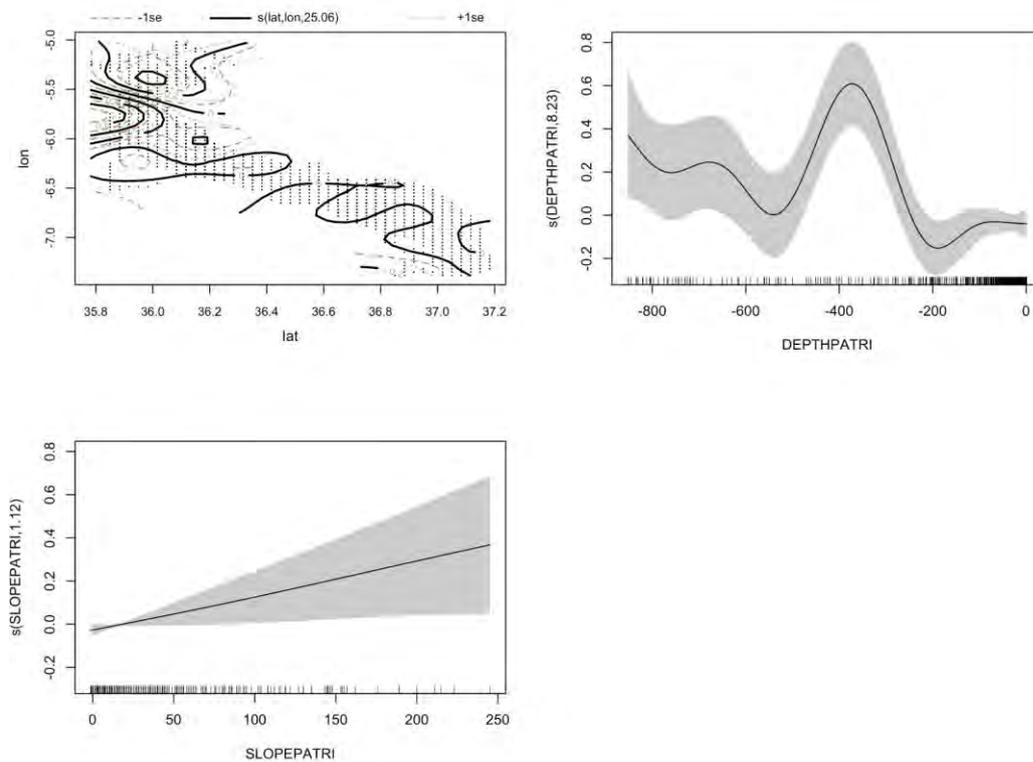


Figura 89. Funciones respuesta del modelo explicativo de presencia de orcas en el Estrecho. Depthpatri siendo la profundidad absoluta, y slopepatri siendo la pendiente absoluta.

A continuación, se presentan los mapas de distribución espacial obtenidos a partir de la predicción.

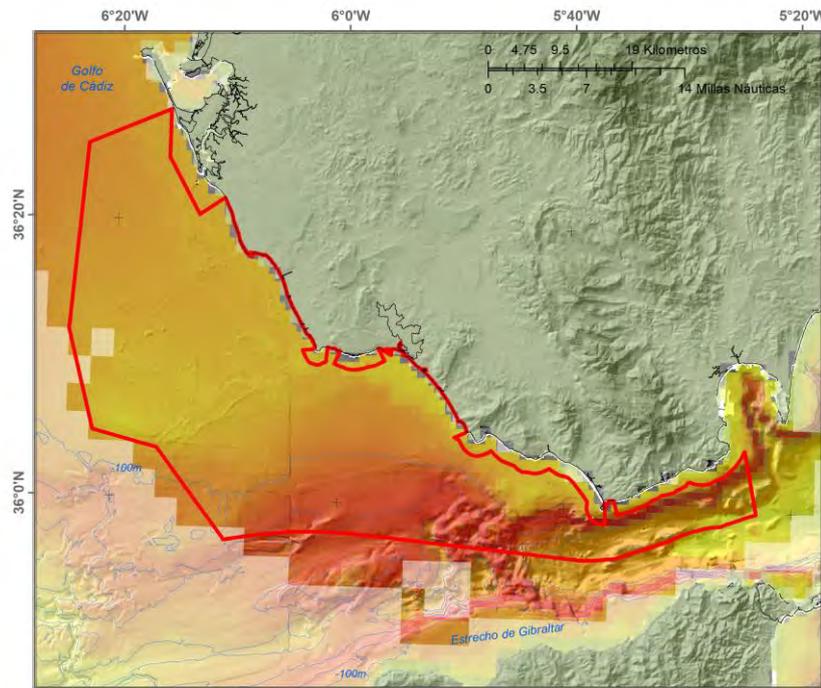


Figura 90. Distribución espacial de delfines comunes en el Estrecho de Gibraltar

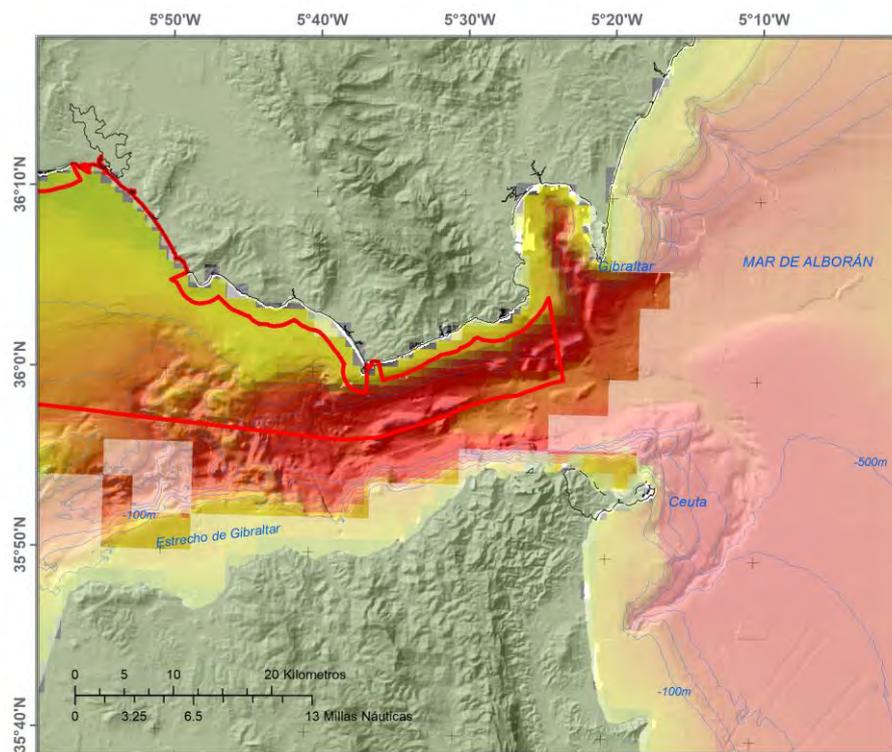


Figura 91. Distribución espacial de delfines listados en el Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar

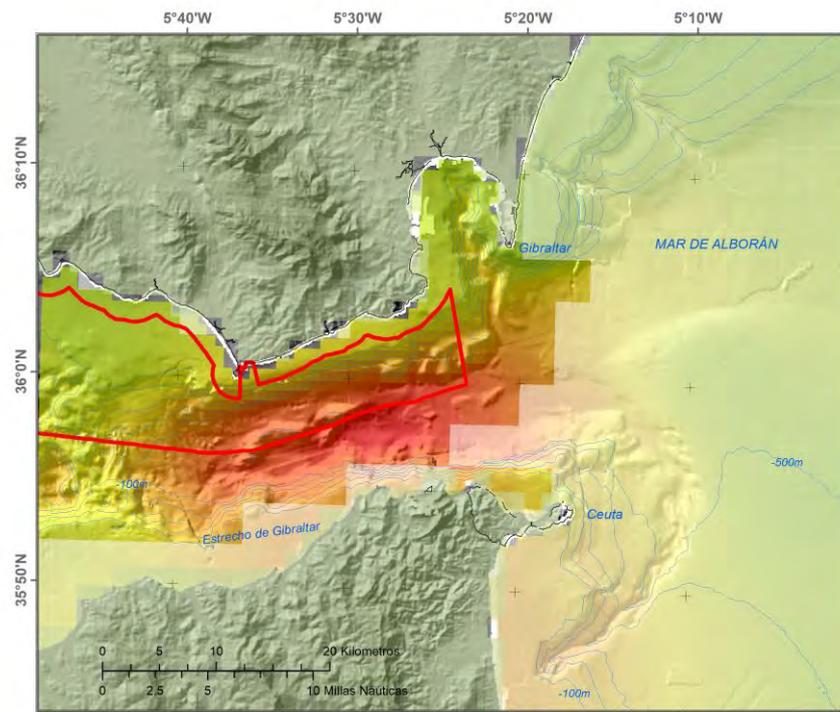


Figura 92. Distribución espacial de delfines mulares en el Estrecho de Gibraltar Debido a problemas de convergencia en longitudes mayores de 6°W, del modelo se ha decidido cortar el mapa en esa longitud.

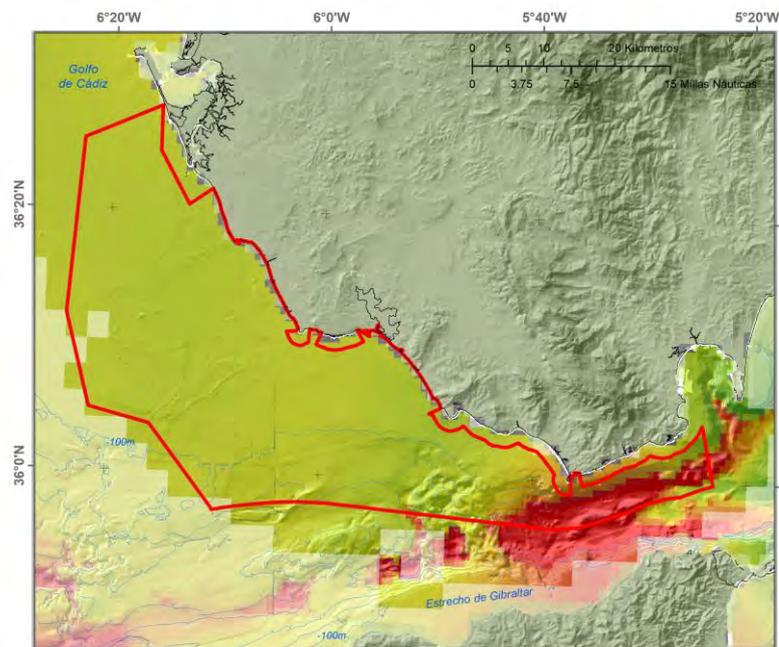


Figura 93. Distribución espacial de calderón común en el Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar

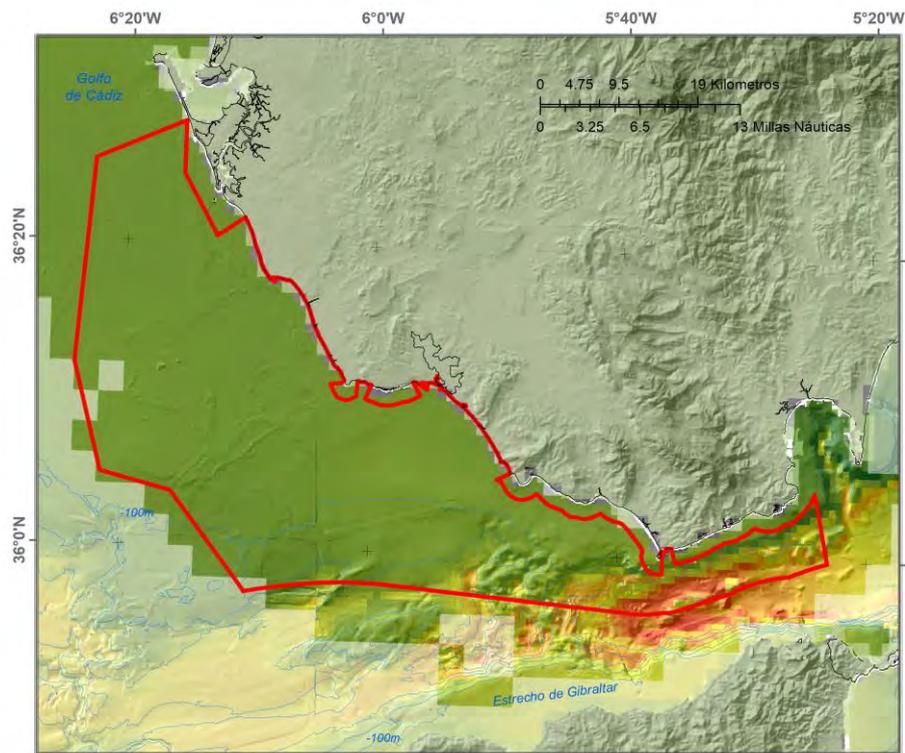


Figura 94. Distribución espacial de Cachalotes en el Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar

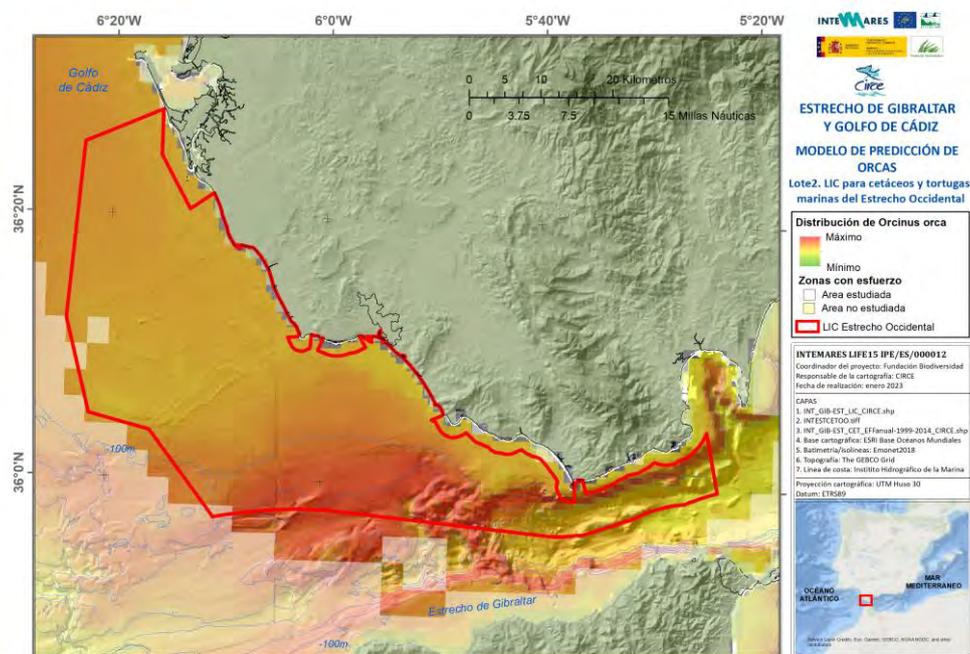


Figura 95. Distribución espacial de orcas en el Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar

## 6.5 Resumen de resultados

### 6.5.1 *Distribución espacial de delfines mulares.*

Desde un punto de distribución espacial, es importante recalcar que se han realizado análisis en base a cada unidad de gestión en función de lo descrito en el primer entregable de estas actuaciones (“Informe de conocimientos sobre cetáceos y tortugas marinas en el Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar en el periodo 1996-2022”). En el apartado de abundancias, hemos podido concluir que por medio de marcaje recaptura se puede obtener abundancias para cada una de las unidades de gestión (no factible por medio de *distance sampling*). Además, el haber ampliado la zona de análisis a todo el golfo de Cádiz nos permite también observar cuestiones muy interesantes sobre las dinámicas poblacionales de la especie en la zona.

Por un lado, una población residente en el Estrecho de Gibraltar, que tiene un área de campeo bastante confinado al Estrecho mismo. Los resultados obtenidos en el marco del programa CETASUR demuestran que en alguna ocasión algunos individuos han sido observados al sur de Ceuta. Sin embargo, este hecho es bastante circunstancial, por lo cual la unidad de gestión se circunscribe principalmente a las aguas profundas del estrecho de Gibraltar.

Por otro lado, la población residente en el Golfo de Cádiz tiene un área de campeo, que puede llegar hasta las costas de Portugal. Uno de los individuos estudiados entre 2001 y 2006, demuestra que puede residir, tanto en el área de Faro (Joao Nuñez pers com), como en el área de Mazagón, Cádiz o Barbate. Este hecho es muy importante, ya que esta es precisamente la población que estará entrando y saliendo de un futuro LIC. **Es decir, que la zona de estudio albergará a la unidad de gestión del Golfo de Cádiz, pero no de forma permanente, al contrario del caso de la unidad de gestión del Estrecho.**

### 6.5.2 *Distribución espacial de delfines listados.*

El caso de los delfines listados es bastante diferente de la del resto de especies. En el caso del Estrecho, se puede observar, que éstos están situados sobre todo en áreas profundas (para el Estrecho), sobre todo en el entorno de los -600 a -400 metros. Al haber realizado poco esfuerzo de búsqueda en aguas profundas para el Golfo de Cádiz (más de 100 metros), se podría esperar una situación parecida a la del Estrecho, con poblaciones de delfines listados en aguas de más de 200 metros. Por ello, a lo largo de este proyecto, así como durante los muestreos realizados por CIRCE entre 1999 y 2022, no habría sido común observarlos, y **tan solo se tendría unos cuantos parches de distribución en aguas poco profundas.**

### **6.5.3 Distribución espacial de delfines comunes.**

Esta especie **se sitúa en ambas zonas, en las profundidades de alrededor de -200 metros**. Sería **interesante ver si la especie es residente todo el año, o por si el contrario** y confirman los resultados obtenidos en el apartado de abundancia, con un **aumento de abundancia a finales de verano**, cuestión que se analiza en el punto 7 de este documento.

### **6.5.4 Distribución espacial de calderones comunes.**

Tan solo han sido avistados en aguas del Estrecho de Gibraltar. Los mapas de distribución, por grupos demuestran que **esta especie es residente en el Estrecho, asociados a cachalotes y delfines mulares**.

### **6.5.5 Distribución espacial de cachalotes.**

Tan solo han sido avistados en aguas del Estrecho de Gibraltar. Los mapas de distribución demuestran que **esta especie es residente en el Estrecho gran parte del año**.

### **6.5.6 Distribución espacial de orcas.**

Según demuestra orcas están presentes en el Estrecho de Gibraltar, así como en las aguas de Barbate y Conil al menos durante la primavera-verano. Estarán presentes en aguas de Barbate y Conil fundamentalmente entre abril y finales de junio, y en el Estrecho entre Julio y finales de septiembre. El resto del año también han sido observadas entre Cabo Espartel, Tarifa y Barbate, pero de forma oportunista.

### **6.5.7 Distribución espacial de marsopas.**

Esta especie, es muy difícil de observar. Según los muestreos visuales y acústicos, **se demuestra que no hay una población de marsopas en aguas colindantes a Barbate y Conil, quedando su rango de distribución localizado a partir de aguas de la entrada de la Bahía de Cádiz**, hasta isla Cristina fundamentalmente y por tanto se **quedaría fuera de la zona de estudio**.

### **6.5.8 Distribución espacial de calderones grises y otras especies.**

Aparte de las siete especies descritas anteriormente, en los estudios realizados por CIRCE, así como en los registros de las redes de varamientos del Golfo de Cádiz, se han podido identificar otras especies que de forma oportunista pueden estar presentes en el Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar.

#### **6.5.8.1 Calderones grises (*Grampus griseus*)**

Por un lado, se podrían observar calderones grises (*Grampus griseus*). Tan solo se ha obtenido 5 avistamiento de esta especie entre 1999 y 2022. De la misma forma, se realizó una observación

durante el año 2001, por parte del grupo de investigación Alnitak en la misma zona. Además, se han registrado al menos dos varamientos de esta especie en aguas de Conil, lo que confirmaría la presencia de esta especie, probablemente en aguas profundas enfrente de la zona del Golfo de Cádiz. Sin embargo, es muy poco probable que esta especie se acerque mucho a aguas poco profundas, restringiéndose su área de distribución a aguas profundas del Golfo de Cádiz, al ser una especie eminentemente teutófaga según la bibliografía.

#### **6.5.8.2 Rorcuales aliblanco (*Balaenoptera acustorostrata*).**

Se han observado bastantes varamientos de esta especie, fundamentalmente durante el invierno. Esto probablemente sea debido a posibles pasos migratorios de esta especie entre el sur y norte del Atlántico, ya que no se ha observado esta especie durante los muestreos, y no es una especie que se considere común en el Mediterráneo.

#### **6.5.8.3 Rorcuales comunes (*Balaenoptera physalus*)**

El Estrecho de Gibraltar es un canal de migración para el rorcual común en sus migraciones entre el Mediterráneo y el Atlántico. Según los estudios realizados por CIRCE (Salazar Sierra et al 2004) y el CNRS, que marcó por satélite 11 rorcuales comunes en el Mediterráneo y realizó estudios de concentraciones de isótopos estables en barbas de animales varados a lo largo del Mediterráneo y el Atlántico contiguo español, estos animales entrarían al Atlántico durante la época estival (entre junio-julio), y entrarían al Mediterráneo durante el principio del invierno (diciembre-enero) (Guinet et al 2005). Estos datos también están confirmados por los varamientos registrados por la Junta de Andalucía en los últimos años.

#### **6.5.8.4 Otras especies.**

Otras especies han sido observadas, o han varado en aguas del Golfo de Cádiz desde 1985. Sin embargo, estas deberían de tomarse como casuales, no habiéndose observado de forma regular estos varamientos, y no habiéndose observado en el mar.

## 7. Grado de residencia. Distribución temporal y seguimiento satelital de cetáceos

### 7.1 Introducción

Cuando queremos analizar la idoneidad de un espacio a proteger y la afección que puedan tener las actividades antropogénicas en una zona, es importante por un lado ver y analizar la presencia temporal de las especies que pretendemos proteger, y por otro lado si existe un grado de residencia a lo largo de todo el año, lo que nos ayudará a, posible establecimiento de medidas de gestión espacio-temporales, en función de la relación de esta temporalidad con la temporalidad de las presiones en el área de estudio. Por ello, en este apartado analizaremos por un lado la presencia temporal de cada una de las especies a lo largo del año (no solo en épocas de aguas cálidas y aguas frías), y, por otro lado, los posibles movimientos de estas a otras áreas de campeo fuera de la zona de estudio y fuera del golfo de Cádiz (a mayores profundidades, etc.).

### 7.2 Material y métodos

Se ha aplicado los cálculos de ER descritos anteriormente por bloques de dos meses (para difuminar posibles alteraciones debidas al subesfuerzo). Esto se ha hecho de forma general, y para cada una de las zonas de estudio. Por otro lado, y sin entrar en detalles metodológicos, se ha utilizado resultados de diferentes marcajes satélite de las siguientes especies, que se han puesto a disposición para el estudio: calderones comunes, orcas, cachalotes, rorcuales comunes y tortugas bobas. Este apartado no tiene como objetivo analizar en profundidad esos datos, y simplemente se describen parte de esos trayectos para poder utilizarlos más adelante. Los resultados finales se han dividido en 4 apartados. Por un lado, se analizan las especies residentes, delfines comunes, mulares, calderones comunes, marsopas y delfines listados. Por otro lado, se analizan especies presentes parte del año, como son orcas, y cachalotes, y finalmente se analizan las especies potencialmente migradoras, como son rorcuales comunes y tortugas bobas.

### 7.3 Resultados y discusión

#### 7.3.1 *Especies residentes en el Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar*

##### 7.3.1.1 Delfines listados y comunes:

A continuación, se pueden ver los gráficos de distribución temporal de delfines listados y comunes. En ellos se puede apreciar que, **si bien la distribución temporal es constante en el tiempo, la presencia de la especie aumenta, a finales de verano en el Estrecho**. Esto es debido, según observaciones personales, a asociaciones con aumento de presencia de peces voladores en la zona.

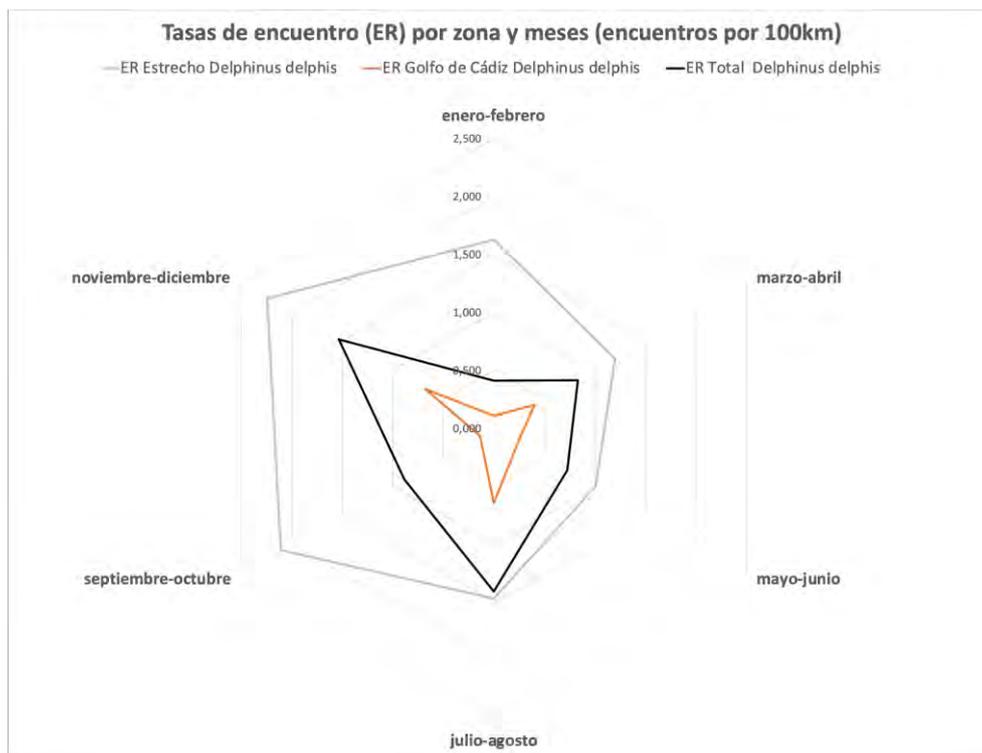


Figura 96. Distribución de tasas de encuentro bimensualmente para delfines comunes

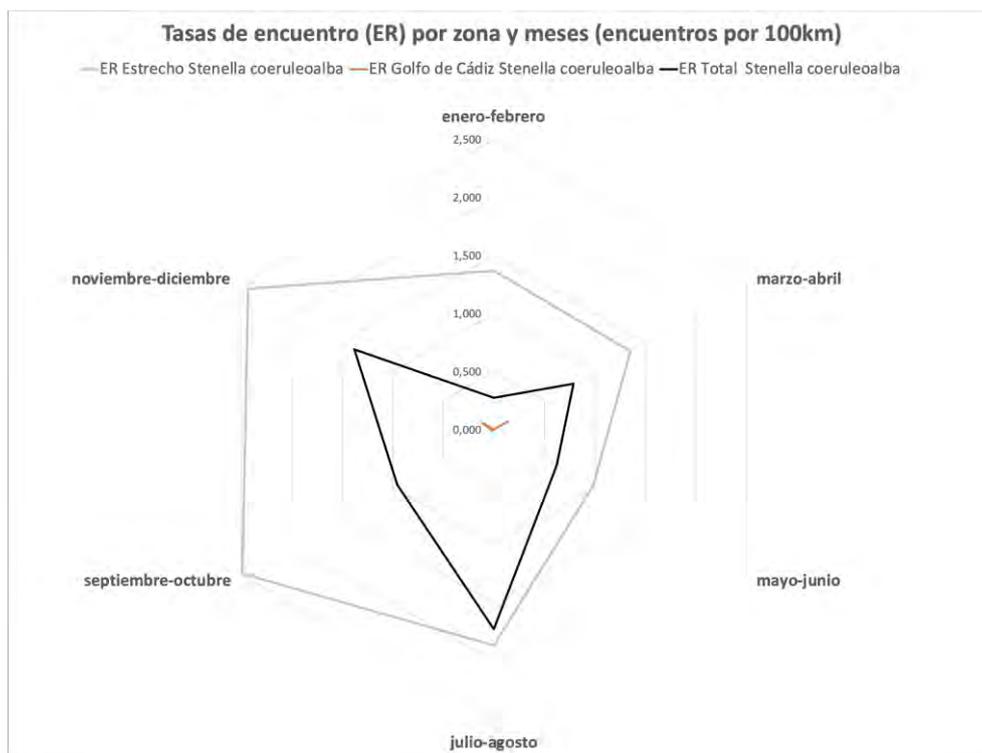


Figura 97. Distribución de tasas de encuentro bimensualmente para delfines comunes



Figura 98. Pez volador en el Estrecho de Gibraltar.

### 7.3.1.2 Delfines mulares y calderones comunes:

A continuación, se pueden ver los gráficos de distribución temporal de delfines mulares y calderones comunes.

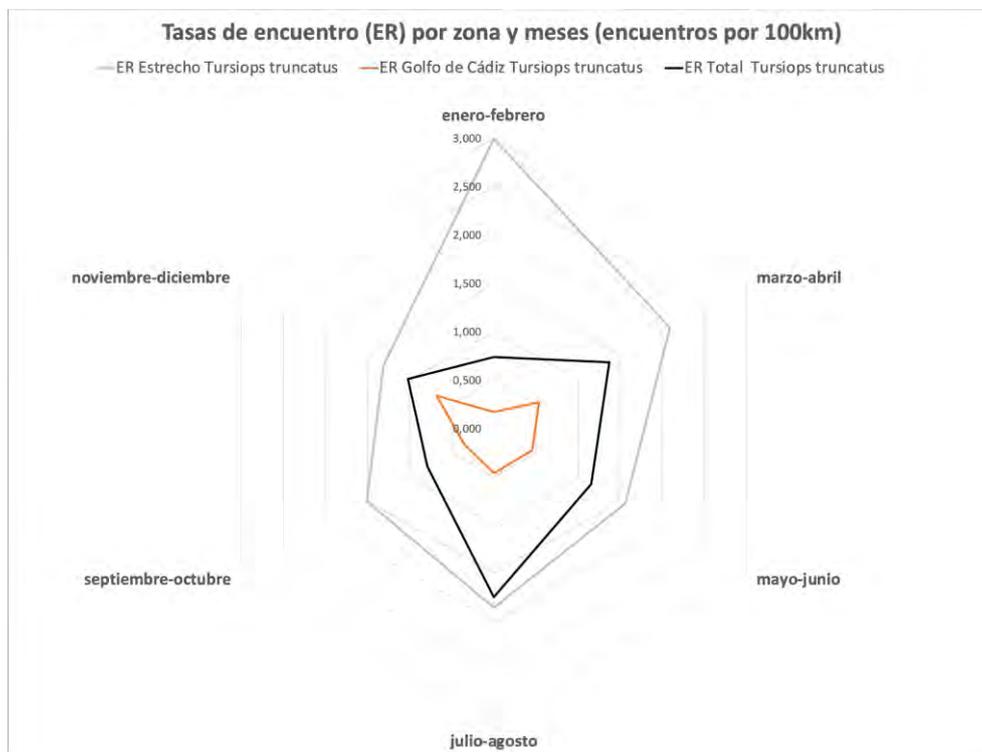


Figura 99. Distribución de tasas de encuentro bimensual para delfines comunes

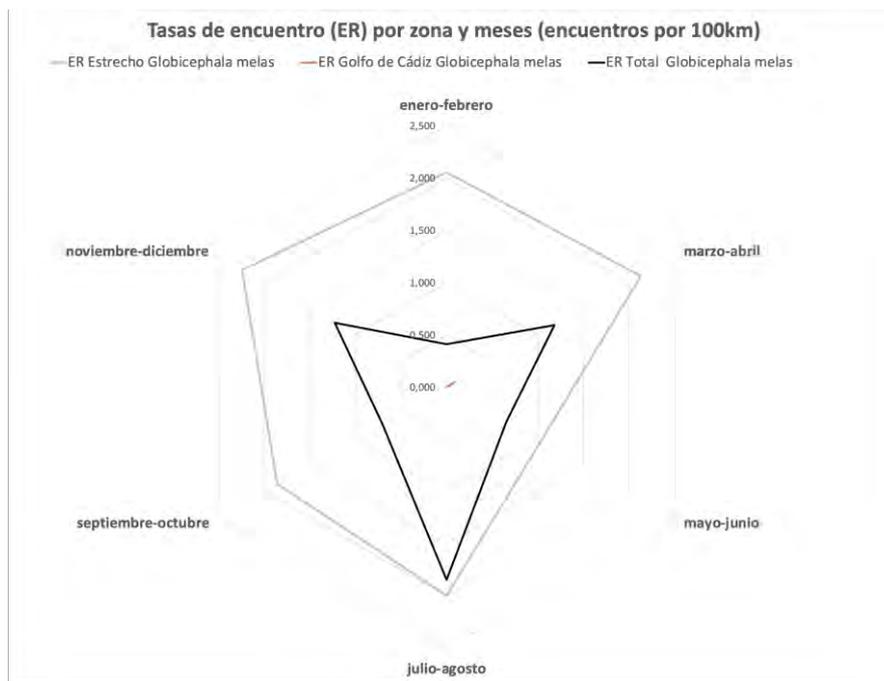


Figura 100. Distribución de tasas de encuentro bimensual para calderones comunes

**Los delfines mulares parecen tener una tasa de encuentro relativamente estable a lo largo del año, con un pequeño aumento enero-febrero.** Debido a la falta de esfuerzo en esos meses sería atrevido interpretar cualquier cosa. Sin embargo, en el caso de los calderones comunes, se puede apreciar como su tasa de encuentro disminuye en primavera según los marcajes que se han realizado en el marco de otros proyectos y que se muestran en el gráfico anterior pero, sin embargo, son muy abundantes en verano e invierno. Esto podría estar relacionado con posibles movimientos fuera del Estrecho en esa época, debido a movimientos reproductivos. Si observamos el mapa de seguimiento satelital (figura 101), podemos apreciar como efectivamente, los calderones (color naranja) hacen pequeñas exploraciones fuera del Estrecho. También podemos ver como el Estrecho puede tener visitantes de fuera del Estrecho, como son los individuos que aparecen en rojo, que serían calderones comunes inmigrantes del núcleo presente en el Mar de Alborán. **El espacio propuesto como LIC podrá por tanto proteger la presencia de esta especie gran parte del año, pero habrá que tener en cuenta que la misma puede tener impactos negativos no gestionados de fuera del Estrecho en ciertas épocas del año.**

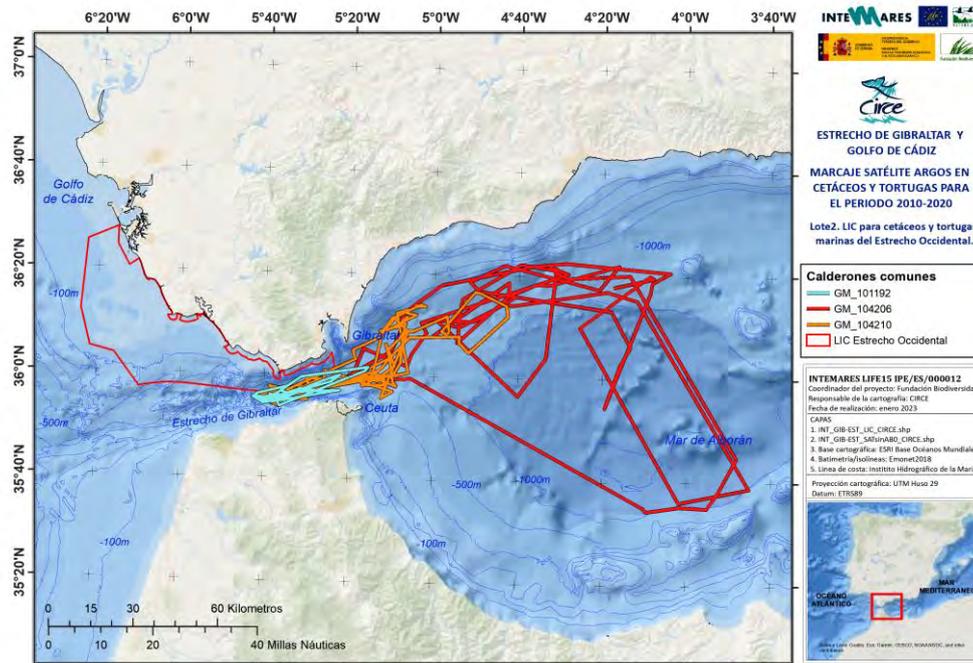


Figura 101. Seguimiento satelital de calderones comunes a través del Estrecho de Gibraltar en diferentes épocas del año. Azul en verano, naranja en primavera. En rojo sería un grupo de calderones inmigrante.

### 7.3.1.3 Marsopas

A continuación, se pueden ver los gráficos de distribución temporal marsopas. **No se dispone de suficientes avistamientos para poder establecer conclusiones.**



Figura 102. Distribución de tasas de encuentro bimensual para delfines comunes

### 7.3.2 Especies semi residentes en el Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar

A continuación, se pueden ver los gráficos de distribución temporal de orca y cachalotes.

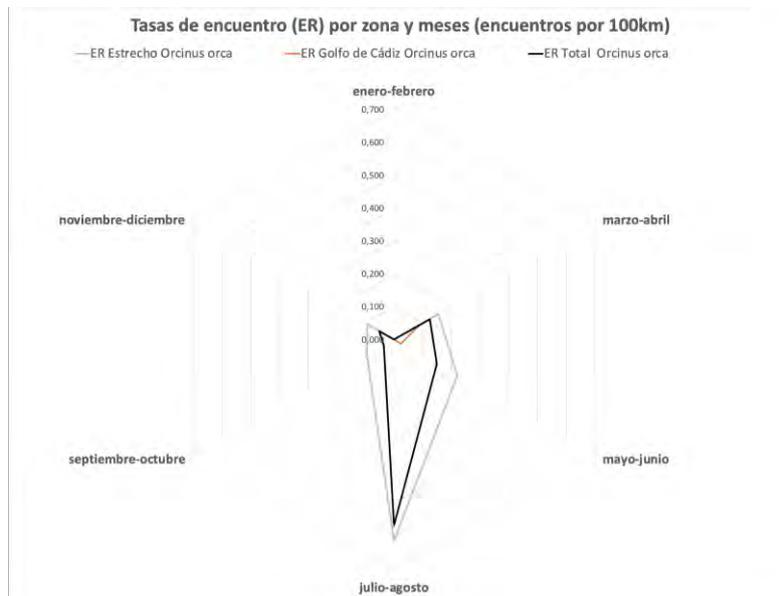


Figura 103. Distribución de tasas de encuentro bimensual para orcas

En el caso de la **orca**, y ateniéndonos a los datos recientes obtenidos en el marco del proyecto demostrativo desarrollado entre 2022 y 2023 en el marco del proyecto LIFE IP INTEMARES sobre interacciones entre orcas y veleros, se ha podido determinar que **la especie estará presente principalmente en aguas del Estrecho desde los meses de final de invierno hasta finales de verano, y empezarán a moverse entre Galicia y Portugal y Francia desde el principio del verano hasta el invierno. En todo caso, durante los meses primaverales las orcas estarán asociadas a aguas de Barbate y en verano a las pesquerías de atún del Estrecho.**

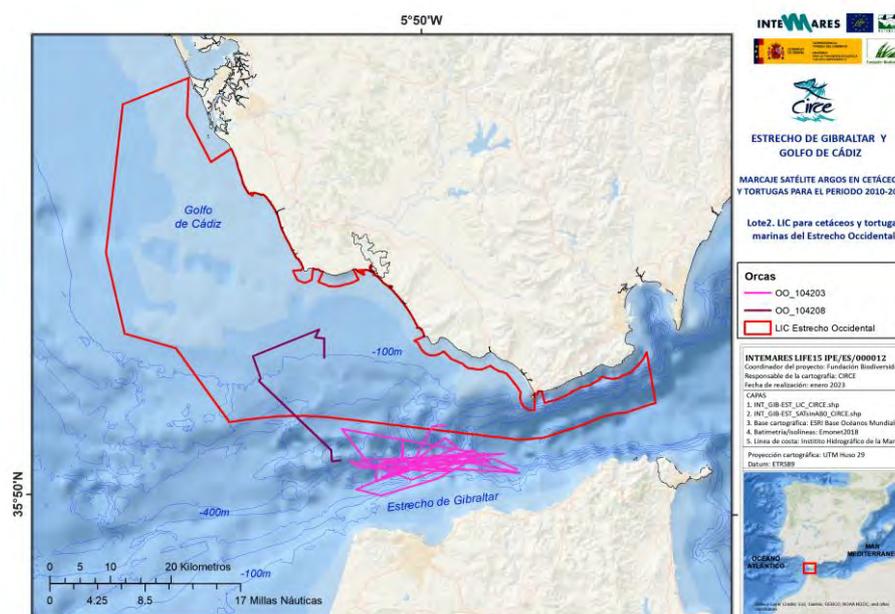


Figura 104. Seguimiento satelital de orcas en el Estrecho de Gibraltar

En el caso de los cachalotes, la presencia está claramente durante finales del otoño, invierno y primavera, con una pequeña presencia durante el principio del verano. Si nos atenemos a 3 marcas desplegadas en los cachalotes en primavera, está claro que esta especie estaría “pastando” por aguas del mar de Alborán y Estrecho de Gibraltar durante este periodo, y se moverían a finales de primavera, principio de verano a aguas de las Islas Baleares.

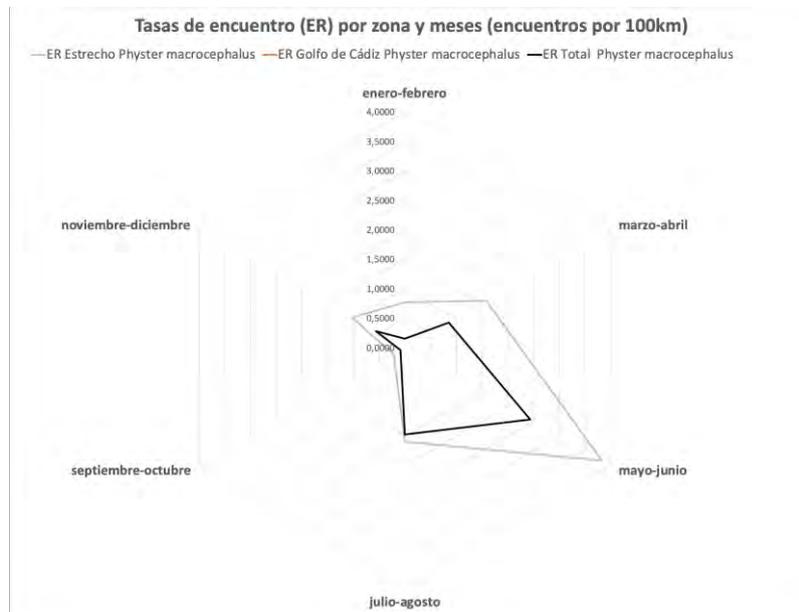


Figura 105. Distribución de tasas de encuentro bimensual para cachalotes

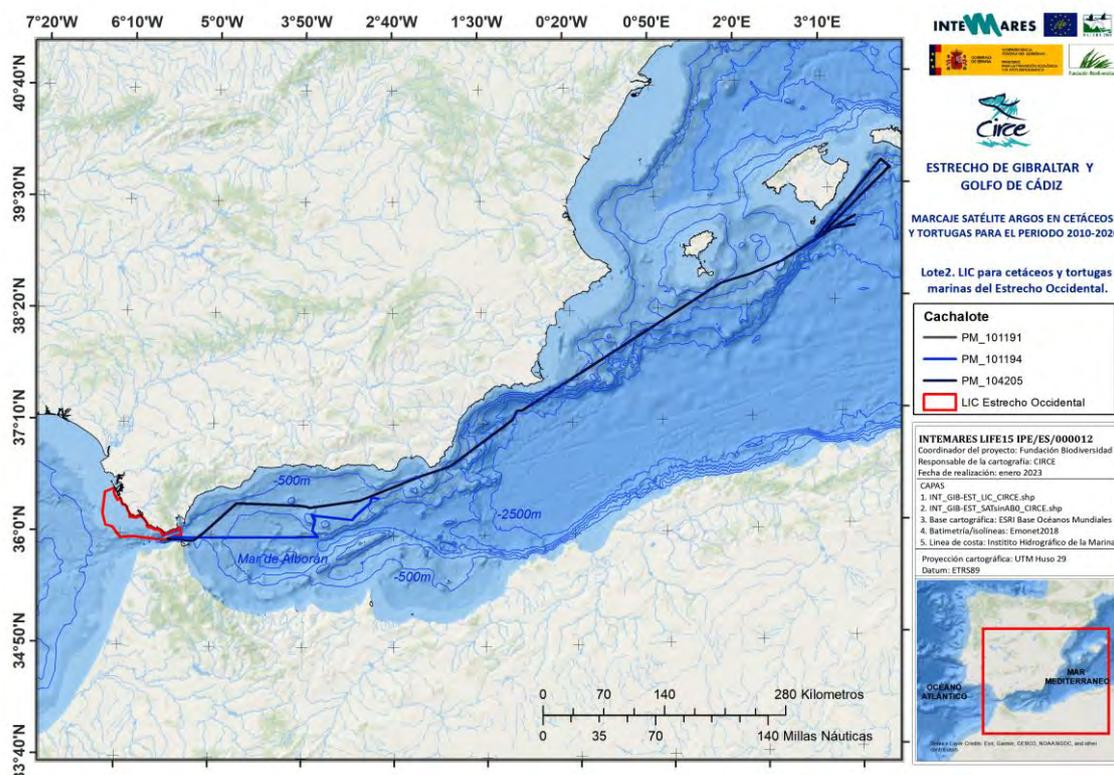


Figura 106. Seguimiento satelital de cachalotes a través del Estrecho de Gibraltar

### 7.3.1 Especies semi residentes en el Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar

A continuación, se pueden ver los gráficos de distribución temporal de rorcuales comunes. En este caso, se puede apreciar como existe una bimodalidad en las distribuciones temporales.

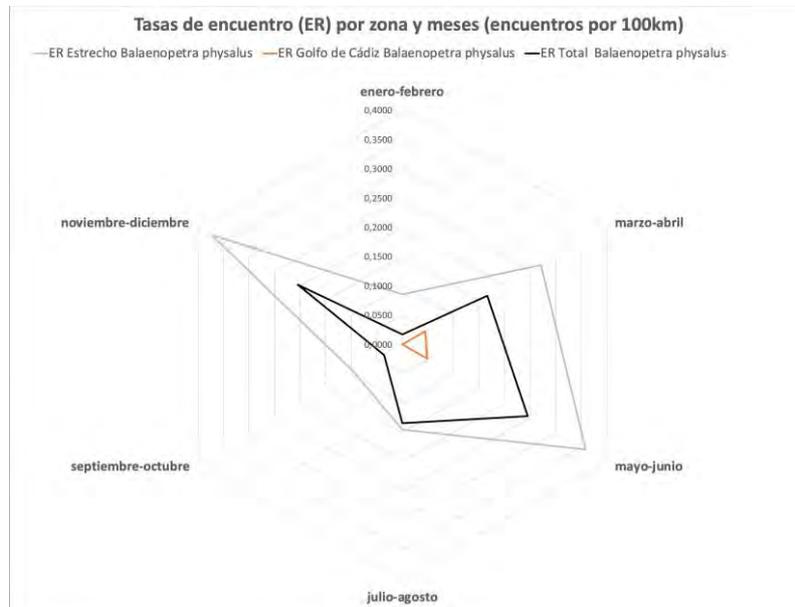


Figura 107. Distribución de tasas de encuentro bimensual para rorcuales comunes

Esta información es crucial si queremos actuar en medidas específicas en estas especies. En el caso de rorcuales comunes, además resulta importante para regularizar el tráfico marítimo.

**Los rorcuales comunes tendrían por tanto en el Estrecho, una zona de paso importante en ciertas temporadas (final otoño y final primavera).** Si nos atenemos a marcajes satélites desarrollados por CIRCE en los 2000 y a un marcaje satélite realizado por Christian Lydersen et al 2020 en aguas del Atlántico, resulta claro que la zona es de gran importancia para la especie.

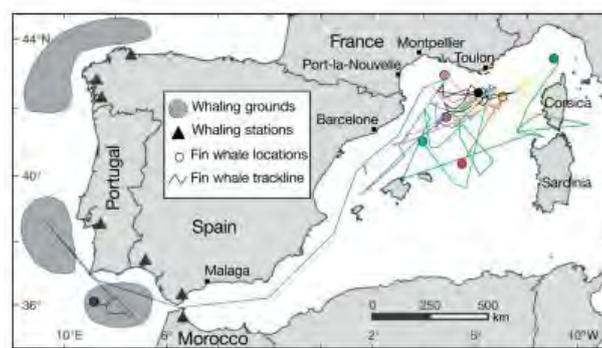


Fig. 6. *Balaenoptera physalus*. Argos locations of 7 individuals tagged with satellite-monitored radio transmitters off the Provençal coast from 1 August to 20 August 2003. Tags (see Table 5): ● = 10838, ○ = 23029, ● = 10838, ● = 23032, ● = 23042, ● = 10836, ● = 10842, ● = 23041. The tag 23032 is not shown, as only 2 locations were obtained from this individual over a 43.3 d period and within initial tagging area.

Figura 108. Marcajes satélites realizados por CIRCE-CNRS en 2000 en el Mediterráneo (Bentaleb et al 2010)

## 8. Distribución espacial de tortugas bobas.

### 8.1 Introducción

Dados los conocimientos existentes de tortugas marinas en la zona, el Estrecho podría ser confluencia de dos tipos de tortugas bobas. Si nos atenemos a las tortugas bobas observadas en el Mediterráneo occidental, éstas procederían de dos áreas geográficas diferentes: i) las playas de puesta del Mediterráneo central y oriental (URM Mediterránea) y ii) las del Atlántico occidental (URM Atlánticas) (Argano & Baldari, 1983). Con este estudio, buscamos determinar si hay alguna distribución espacio-temporal predecible para estas tortugas, evaluar la viabilidad de realizar estimaciones de abundancia y discernir si existen desafíos antropogénicos particulares para la especie dentro del área de estudio

### 8.2 ¿Cuántas, cuándo hay y dónde están?

En base a los datos descritos en el punto 4, se ha realizado un modelo explicativo basado en la metodología descrita en el punto 6. El modelo obtenido tan solo explicaba un 5% de desviación por lo que no se ha podido realizar una predicción espacial de su distribución.

Tortuga boba	$\text{Prob}^{\sim} \text{s}(\text{longitud, latitud}) + \text{s}(\text{Batimetría}) + \text{s}(\text{pPendiente})$	2	5%
--------------	---	---	----

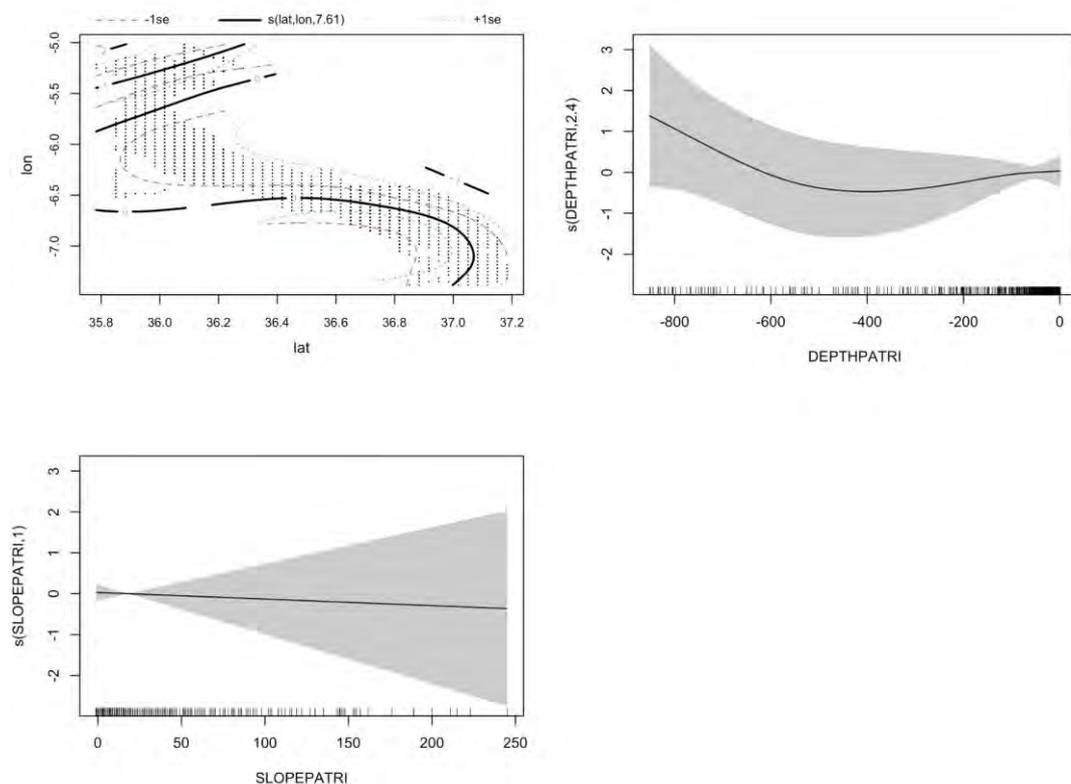


Figura 109. Funciones respuesta del modelo explicativo de presencia de tortugas bobas en el Estrecho. *Depthpatri* siendo la profundidad absoluta, y *slopepatri* siendo la pendiente absoluta.

Tal como se ve en el mapa de distribución de avistamientos, y si bien los modelos no acaban de converger, el peso de la presencia de la especie se sitúa en las puertas del Estrecho. Se hace muy difícil pensar en una migración o paso por el Estrecho de forma activa, debido principalmente a la velocidad que puede alcanzar una tortuga boba, frente a las velocidades de las corrientes del Estrecho. En todo caso, como decimos los modelos solo explican un 5% de desviación por lo que no podemos estar al 100% seguro de ello. **Lo que sí está claro es que la especie está presente en la zona de estudio.**

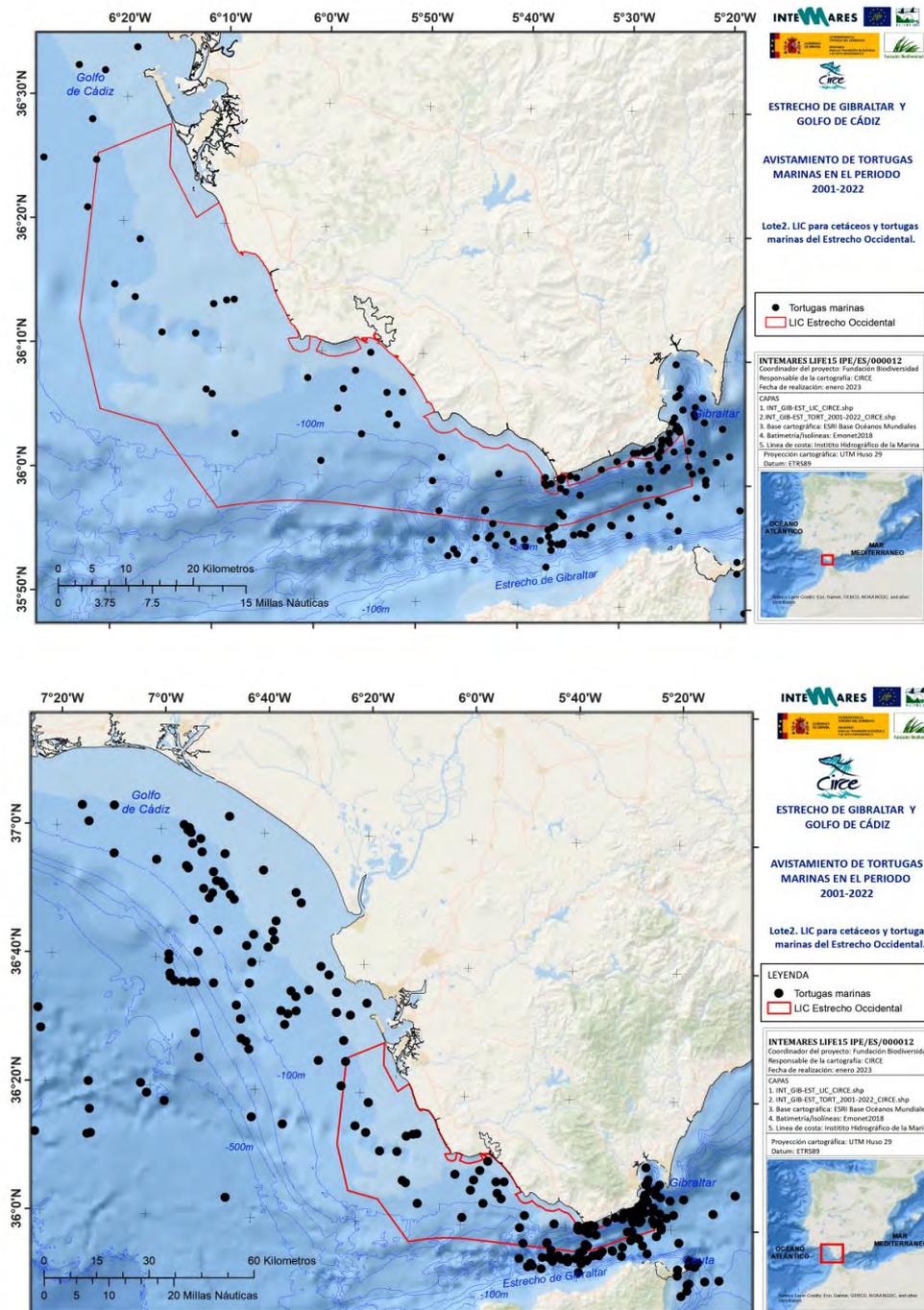


Figura 110. Distribución espacial de tortugas bobas en el Golfo de Cádiz y Estrecho para el periodo 1999-2023

Al pararnos a analizar la distribución de tasas de encuentro temporal, **sí que se evidencia una bimodalidad en cuanto a la presencia de esta, estando presentes en aguas del Golfo de Cádiz y en la zona costera del Estrecho, (pero no en el Estrecho profundo) en el periodo noviembre-diciembre y marzo-abril, con un descenso importante el resto de los meses.**

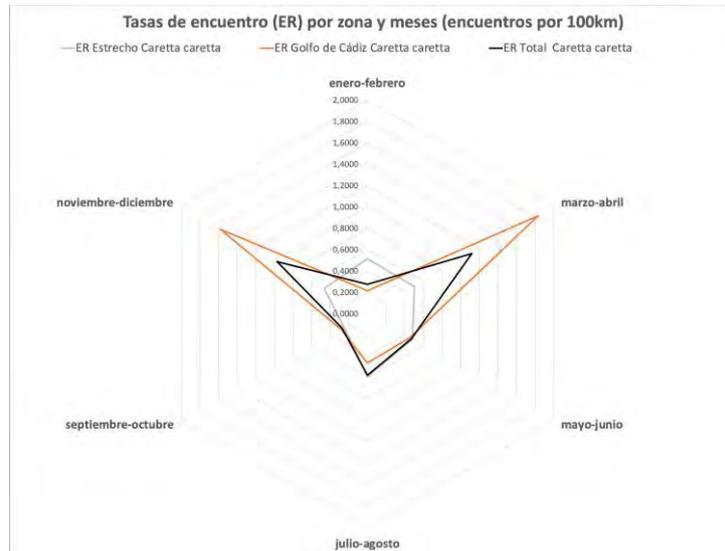


Figura 111. Distribución de tasas de encuentro bimensual para tortuga boba o común

### 8.3 ¿Es un canal de migración para tortugas el Estrecho?

Si nos atenemos también a marcajes satélite realizados en el marco del LIFE02 NAT/008610 (Todos por la mar), vemos claramente como, si bien algunas tortugas pueden atravesar el Estrecho, la mayoría son retenidas por él, con una acumulación de estas en el Mar de Alborán. (ver figuras a continuación). Hay que tener en cuenta que tan solo 3 tortugas cruzaron el estrecho sobre 19 marcadas. Si bien podría ser incongruente con el mapa de distribución de tortugas, el estudio satelital se refiere a un año, mientras que el de avistamientos se refiere a 21 años, por lo que sería un simple sesgo de percepción.

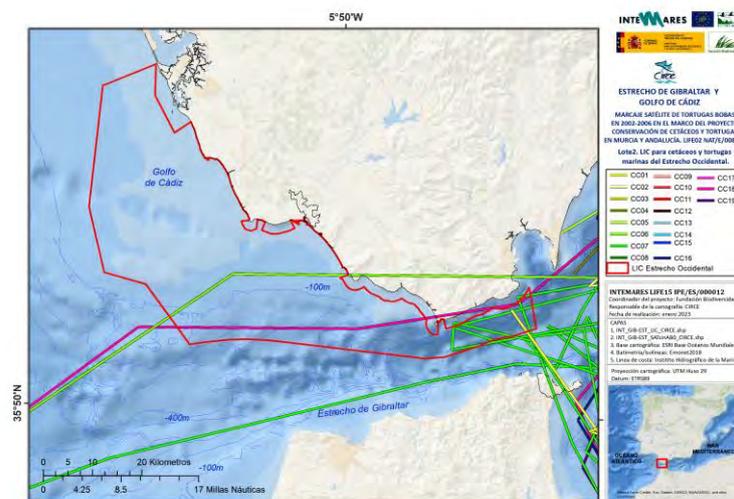


Figura 112. Seguimiento satelital de tortugas bobas a través del Estrecho de Gibraltar se recuerda que los marcajes son de tipo ARGOS por lo que pueden tener hasta 5-6 km de error en posicionamiento.

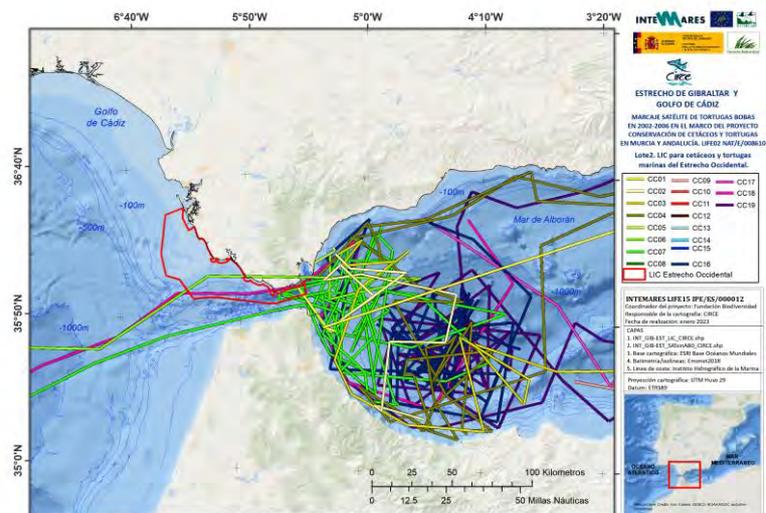


Figura 113. Seguimiento satelital de tortugas bobas a través del Estrecho de Gibraltar

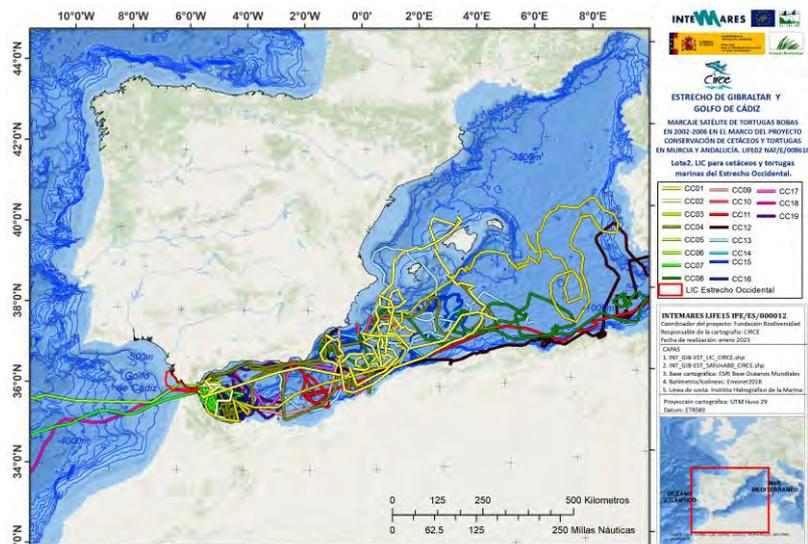


Figura 114. Seguimiento satelital de tortugas bobas a través en el Mar de Alborán

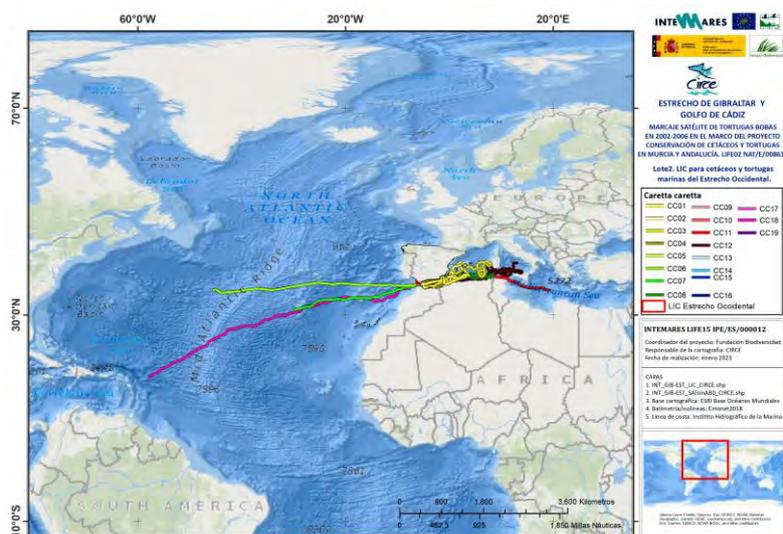


Figura 115. Seguimiento satelital de tortugas bobas a través del Estrecho de Gibraltar

Las tortugas en la región muestran una presencia bimodal, siendo más notables en primavera y otoño, mientras que durante el resto del año su presencia es notablemente reducida. Se ha observado una acumulación significativa de estas especies en la entrada este del Estrecho en la parte este. Las corrientes marinas actúan como una barrera natural, evitando la dispersión de las tortugas y, como resultado, muchas de ellas permanecen en el Mar de Alborán debido a estas mismas corrientes. Debido a estas corrientes pocas entrarán al Atlántico, si bien es posible que lo hagan por medio de las contracorrientes (hacia el este) cercanas a tierra. Por otro lado, es posible que algunas tortugas aprovechen las corrientes favorables para ingresar al Estrecho, lo que explicaría la presencia de tortugas de tipo atlántico en el Mediterráneo. En todo caso ambos procesos de migración ser realizarían muy cerca de costa, si nos atenemos a los datos obtenidos entre 1999 y 2022. Las tortugas no estarían por tanto presentes en el área de estudio en la parte más al Este de la misma, pero si lo pueden estar en la parte más al oeste.

## 9. Actividades humanas

### 9.1 Introducción-metodología

En los siguientes dos apartados, se hace un sobrevuelo sobre actividades antropogénicas en la zona de estudio. Por un lado, se presenta el análisis de 3.419 actividades detectadas. Se han tomado solamente aquellas obtenidas para el periodo 2010-2022 para tener una foto fidedigna de las actividades de los últimos años. Al ser datos cualitativos se ha normalizado por el total de muestreos por horas, por lo que tendremos cantidad de observaciones de una embarcación dada en cada muestreo realizado por horas. Finalmente se presentan los datos espacialmente por medio de mapas de distribución de embarcaciones. En los próximos apartados se describen los resultados obtenidos por cada una de las presiones. El detalle del posible impacto de cada una de ellas viene descrito en el documento de gestión.



Figura 116. Distribución horaria de cantidad de muestreos realizados. Cabe resaltar el poco esfuerzo entre las 18 horas y las 7 de la mañana, por lo que los extremos habrán de tomarse con cautela.

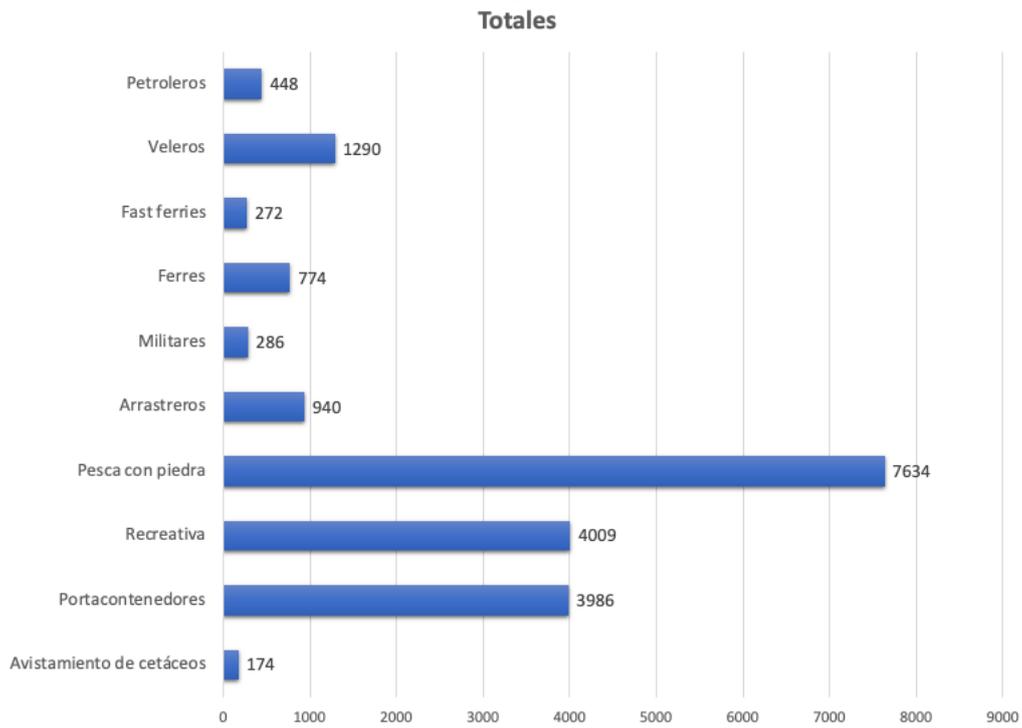


Figura 117. Cantidad de actividades humanas observadas por tipo de embarcación.

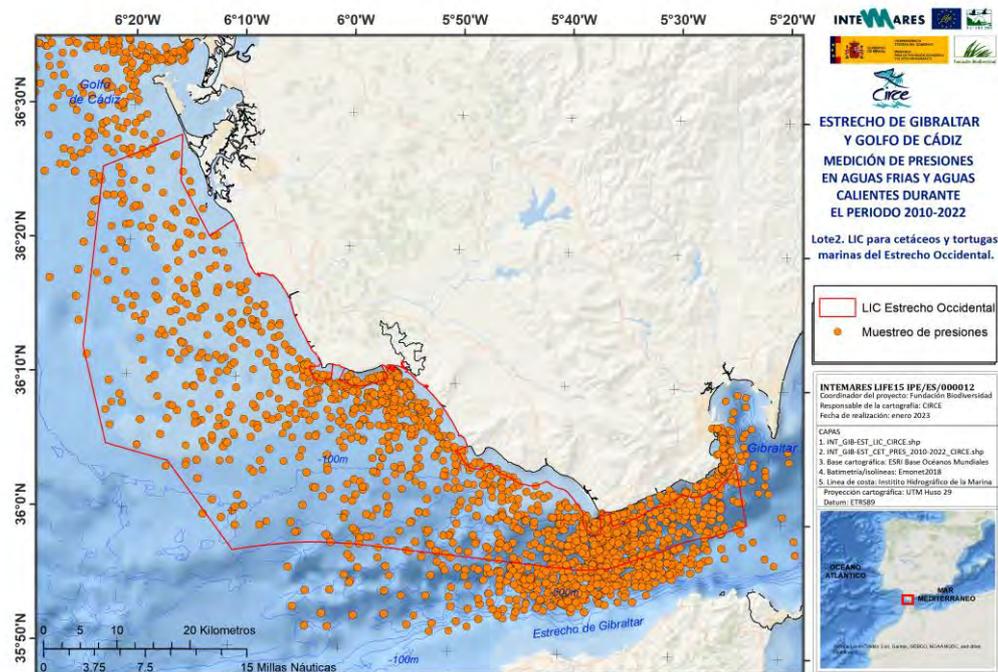


Figura 118. Distribución espacial de muestreos de presiones

## 9.2 Resultados

### 9.2.1 Actividades pesqueras en Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar

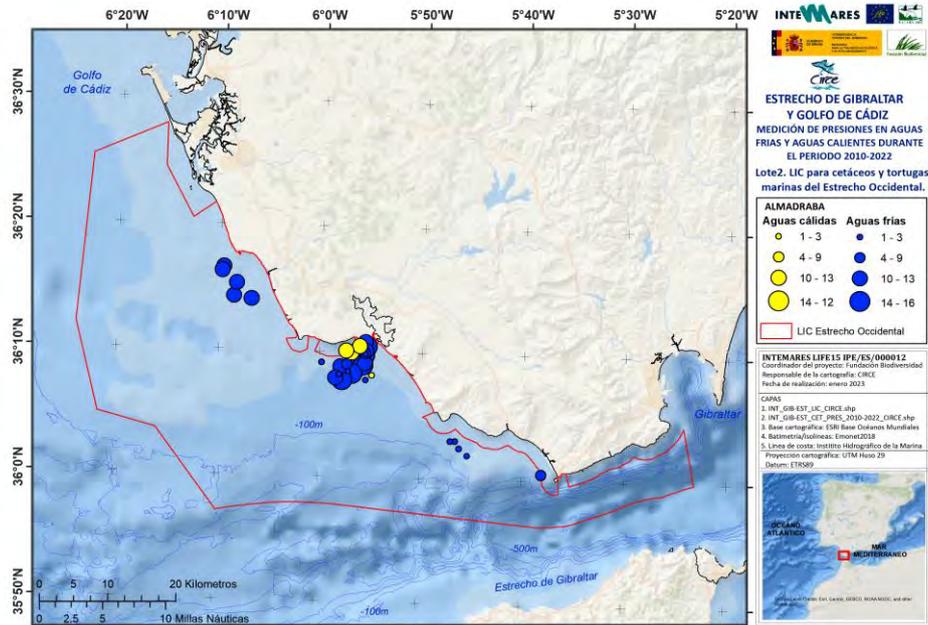


Figura 119. Presencia de actividades antropogénicas en aguas del Estrecho de Gibraltar y Golfo de Cádiz colindante

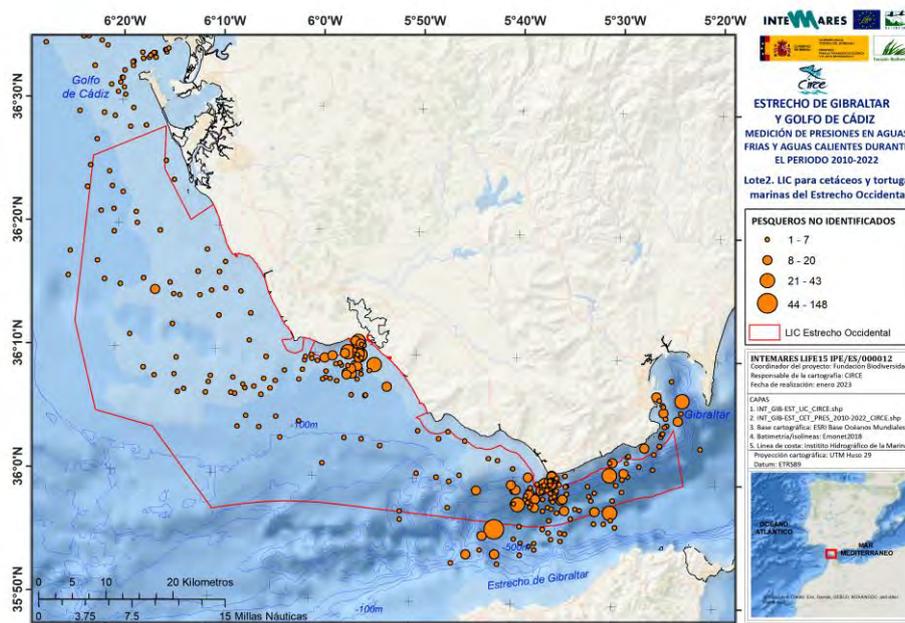


Figura 120. Presencia de actividades antropogénicas en aguas del Estrecho de Gibraltar y Golfo de Cádiz colindante (embarcaciones de pesca profesional con arte no identificado)

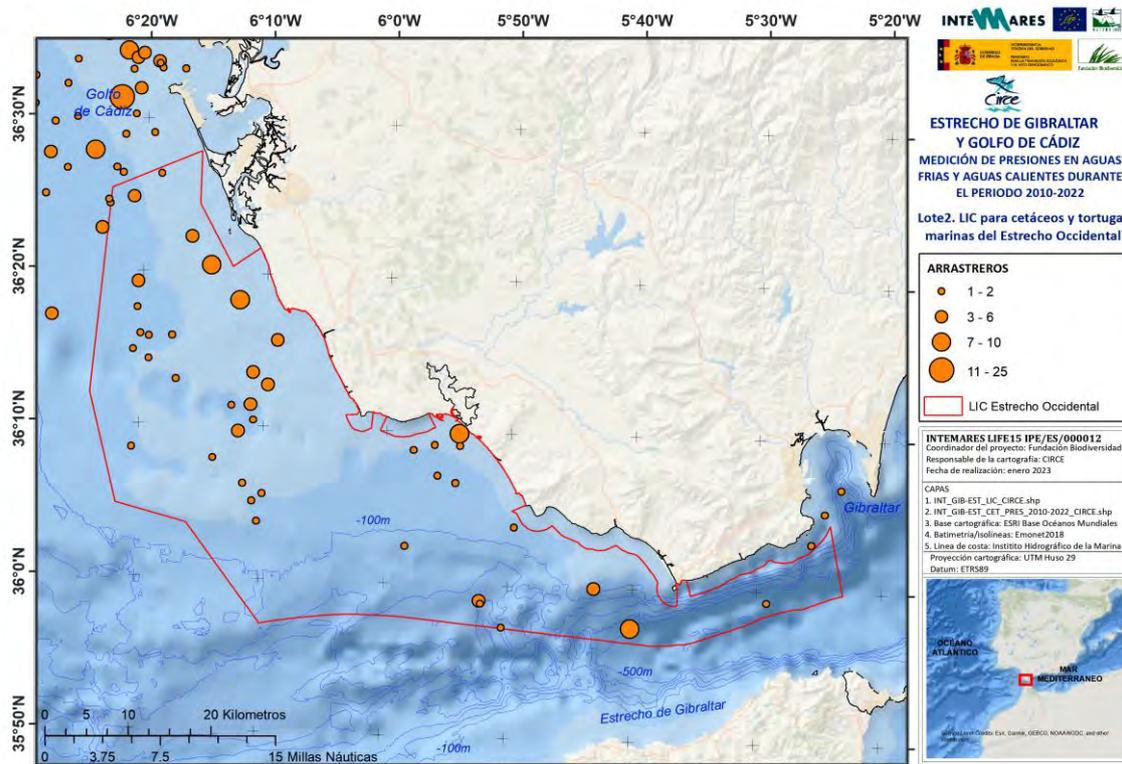


Figura 121. Presencia de actividades antropogénicas en aguas del Estrecho de Gibraltar y Golfo de Cádiz colindante (pesqueros arrastreros)

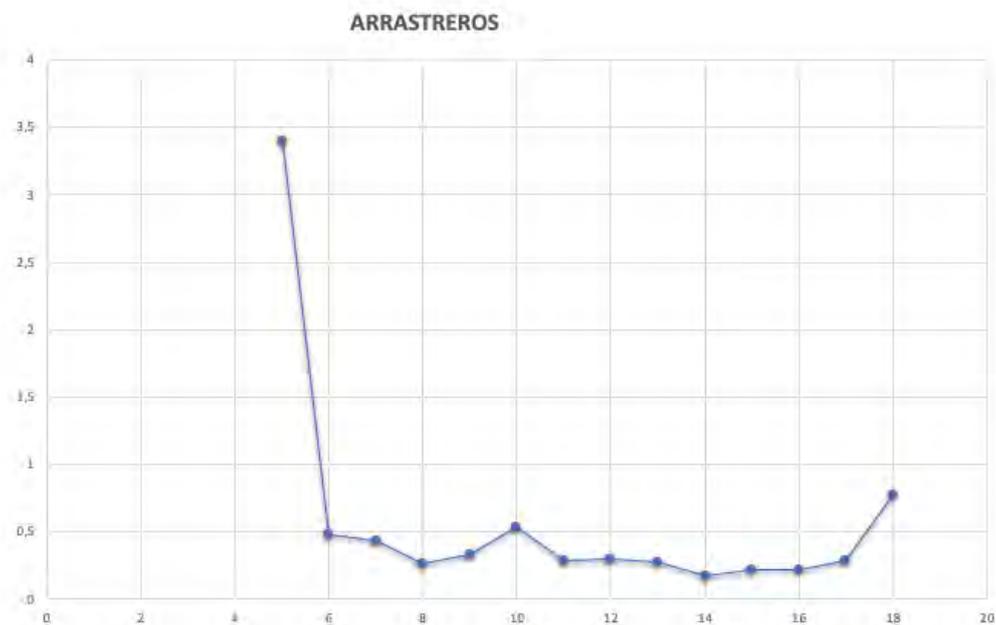


Figura 122. Distribución temporal normalizada de presiones para los barcos pesqueros arrastreros detectados

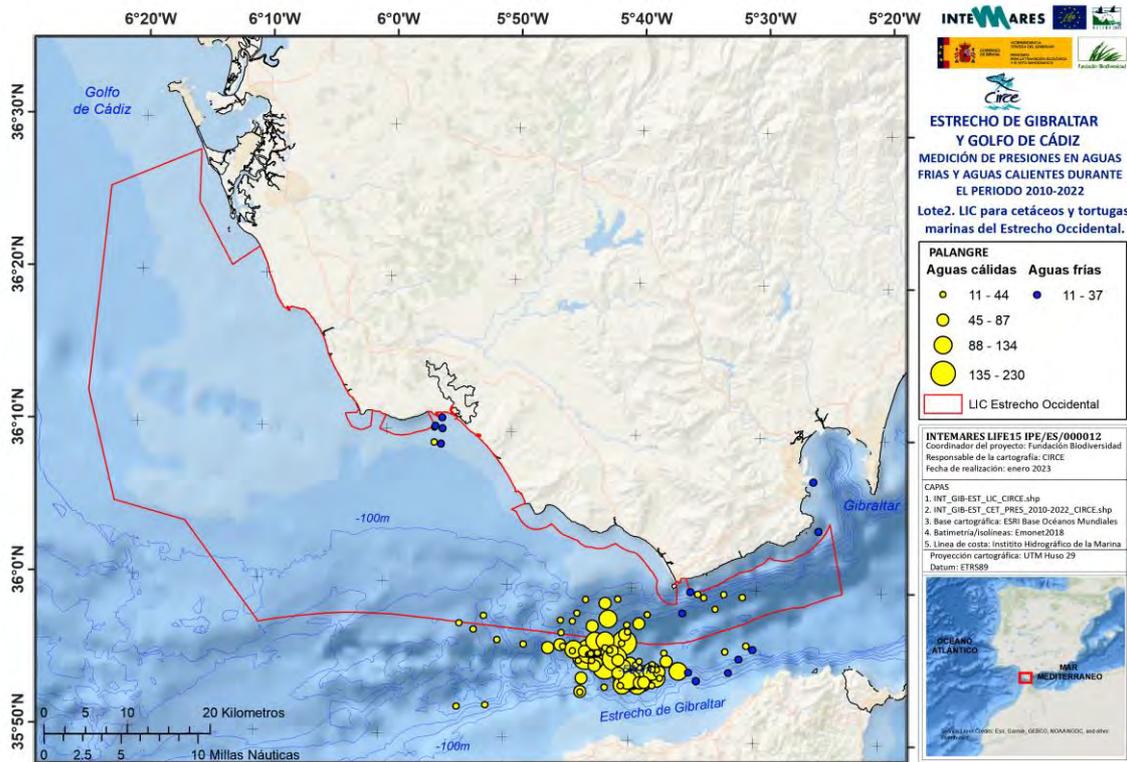


Figura 123. Presencia de actividades antropogénicas en aguas del Estrecho de Gibraltar y Golfo de Cádiz colindante para pesca de palangre



Figura 124. Distribución temporal normalizada de presiones para los barcos pesqueros palangreros detectados

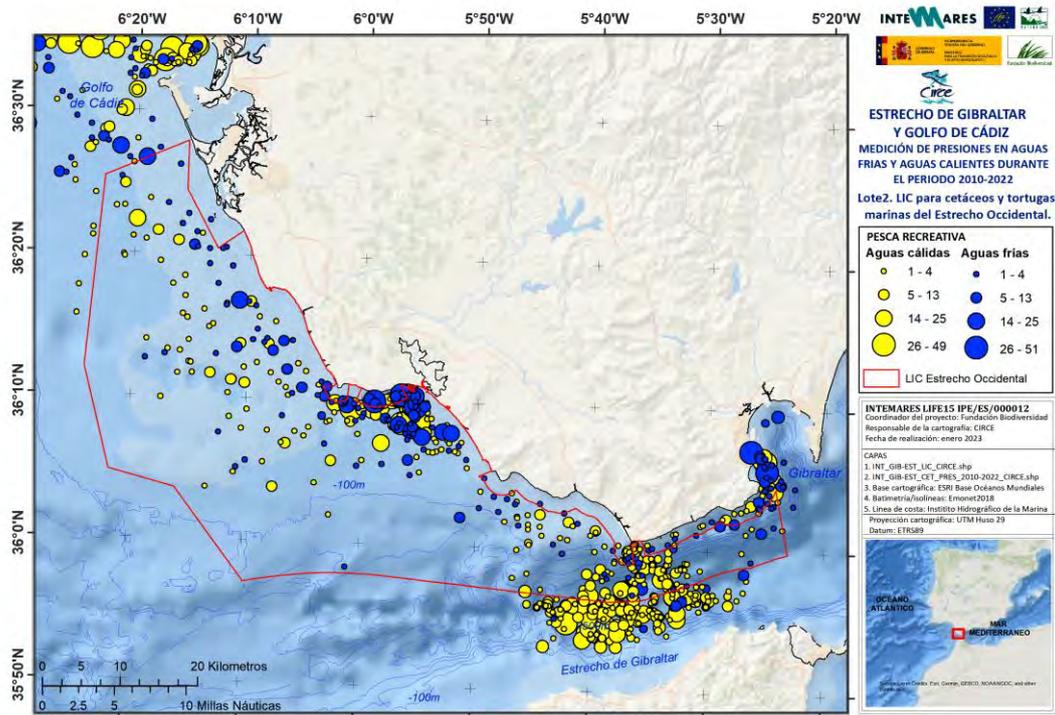


Figura 125. Presencia de actividades antropogénicas en aguas del Estrecho de Gibraltar y Golfo de Cádiz colindante

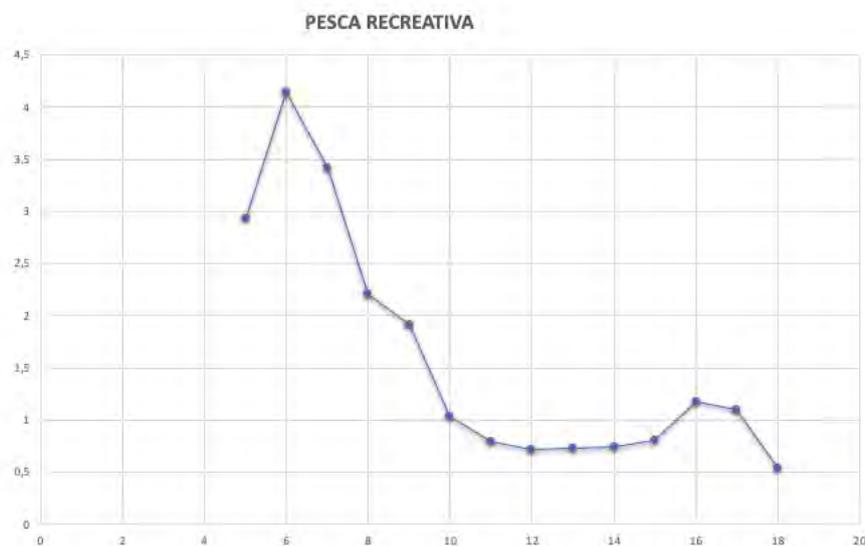


Figura 126. Distribución temporal normalizada de presiones

## 9.2.2 Embarcaciones de gran tonelaje en Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar

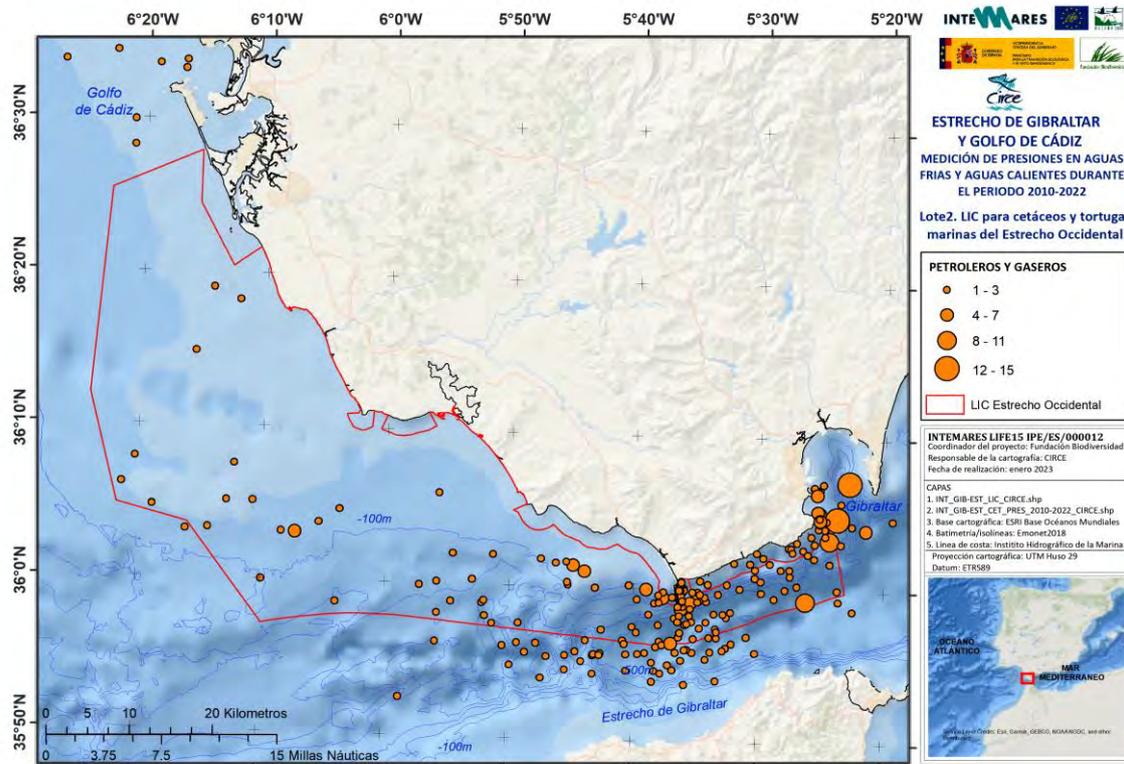


Figura 127. Presencia de actividades antropogénicas en aguas del Estrecho de Gibraltar y Golfo de Cádiz colindante para embarcaciones de transporte de combustibles fósiles

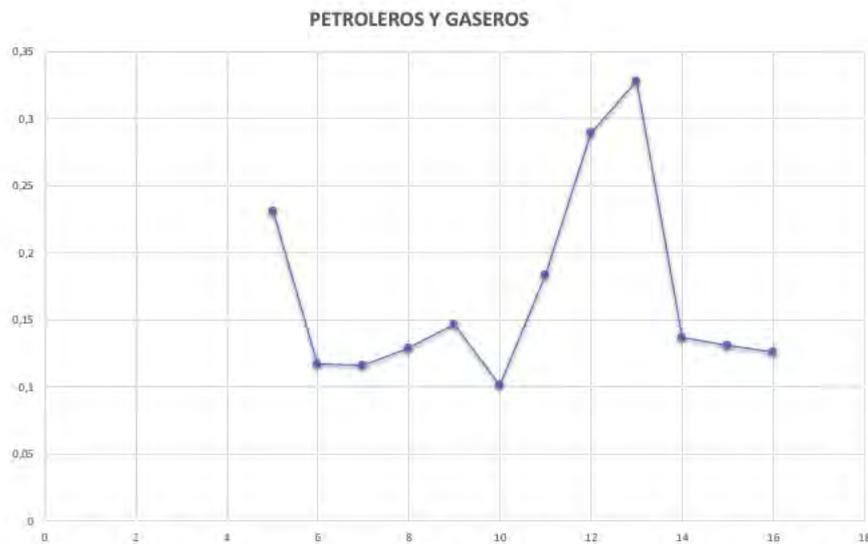


Figura 128. Distribución temporal normalizada de presiones para embarcaciones de transporte de combustibles fósiles

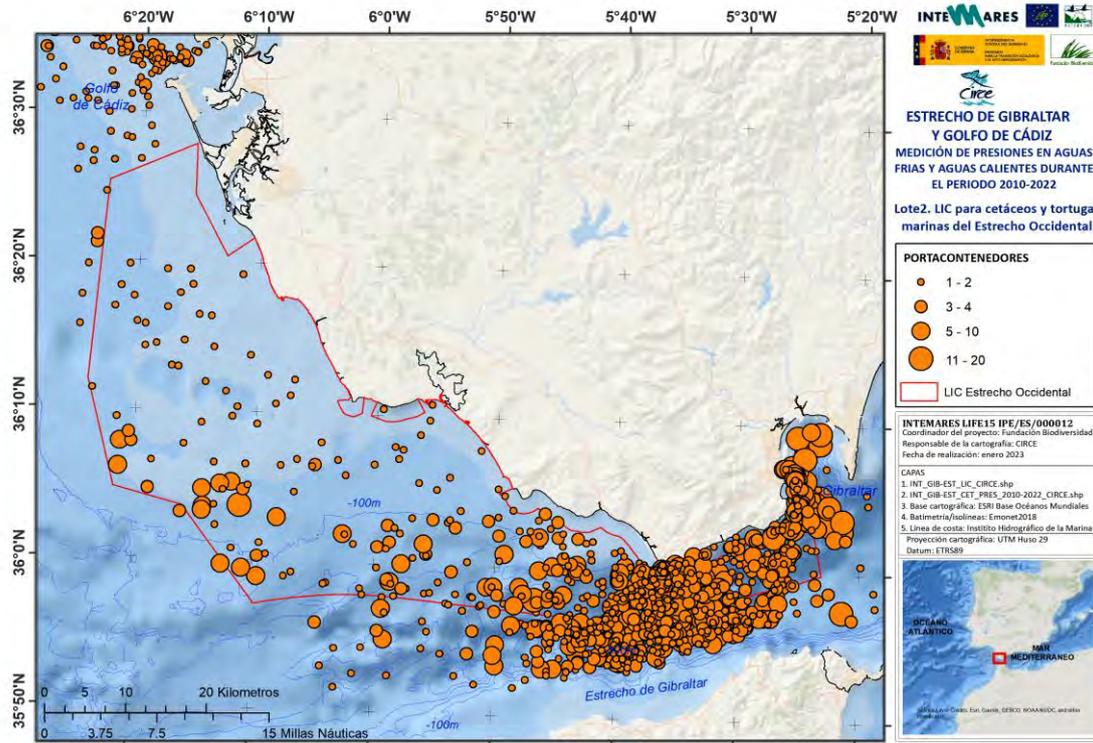


Figura 129. Presencia de actividades antropogénicas en aguas del Estrecho de Gibraltar y Golfo de Cádiz colindante (embarcaciones de transporte de mercancías)

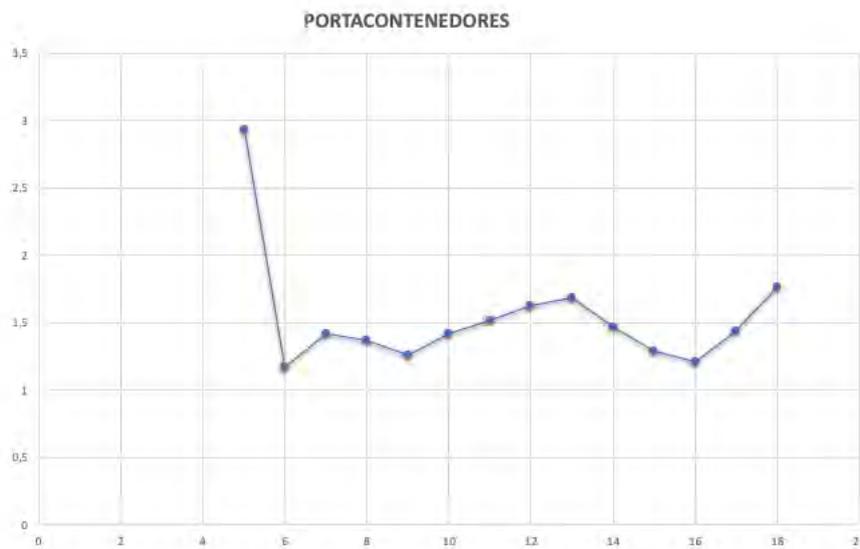


Figura 130. Distribución temporal normalizada de presiones para embarcaciones de transporte de mercancías.

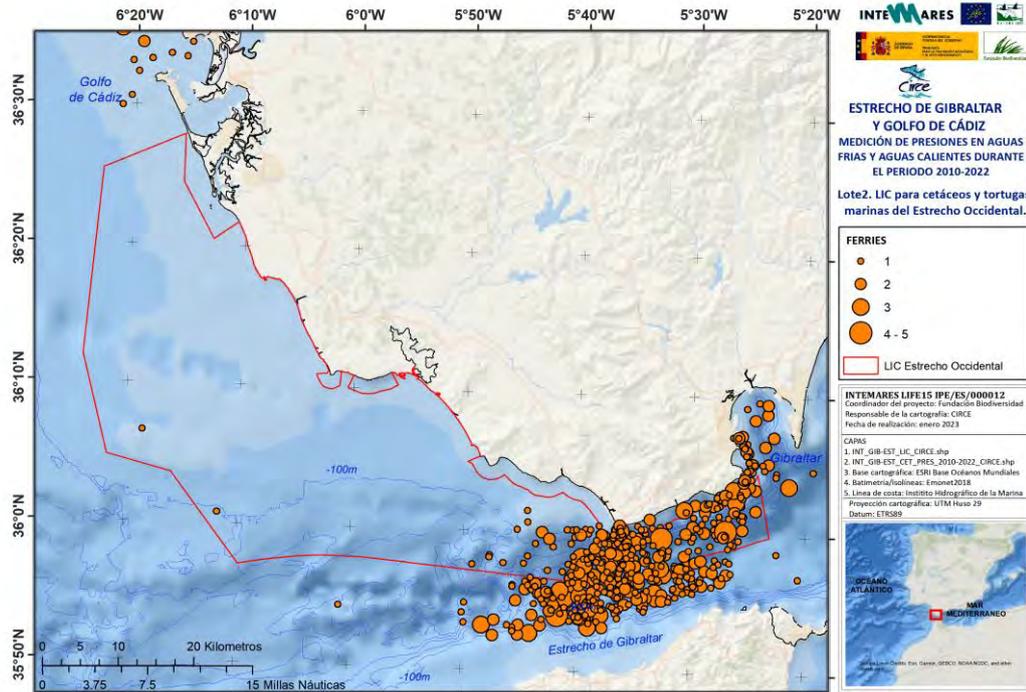


Figura 131. Presencia de actividades antropogénicas en aguas del Estrecho de Gibraltar y Golfo de Cádiz colindante (embarcaciones de transporte de pasajeros: ferris)



Figura 132. Distribución temporal normalizada de presiones (embarcaciones de transporte de pasajeros: ferris)

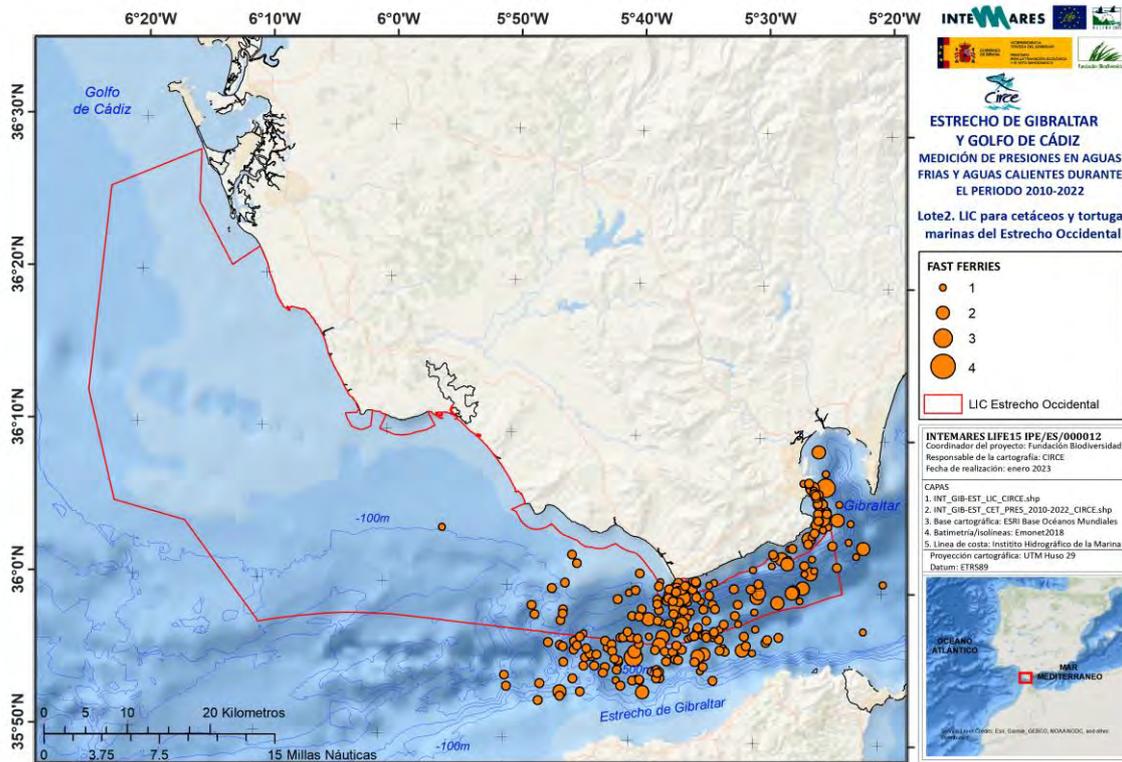


Figura 133. Presencia de actividades antropogénicas en aguas del Estrecho de Gibraltar y Golfo de Cádiz colindante (embarcaciones de transporte de pasajeros: fast ferris)

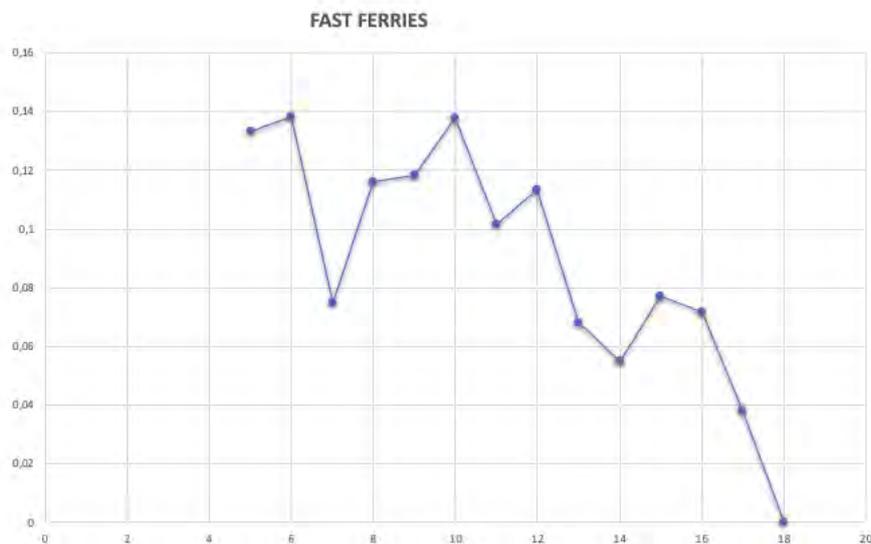


Figura 134. Distribución temporal normalizada de presiones (embarcaciones de transporte de pasajeros: fast ferris)

### 9.2.3 Embarcaciones de tipo veleros en Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar

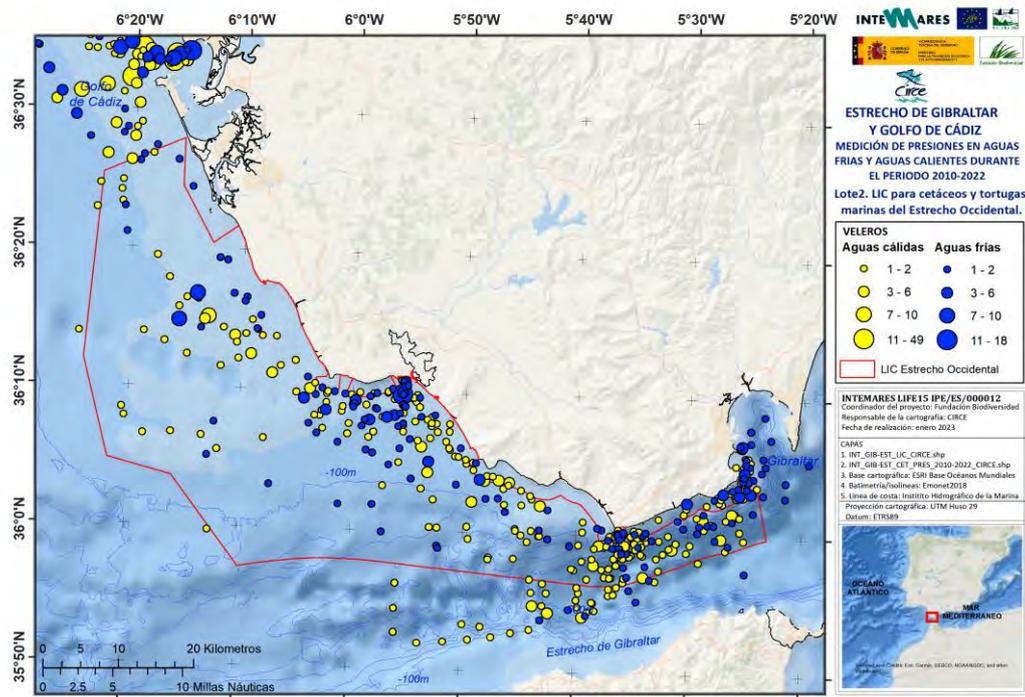


Figura 135. Presencia de actividades antropogénicas en aguas del Estrecho de Gibraltar y Golfo de Cádiz colindante (veleros)



Figura 136. Distribución temporal normalizada de presiones (veleros)

### 9.2.4 Embarcaciones de avistamiento de cetáceos en Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar

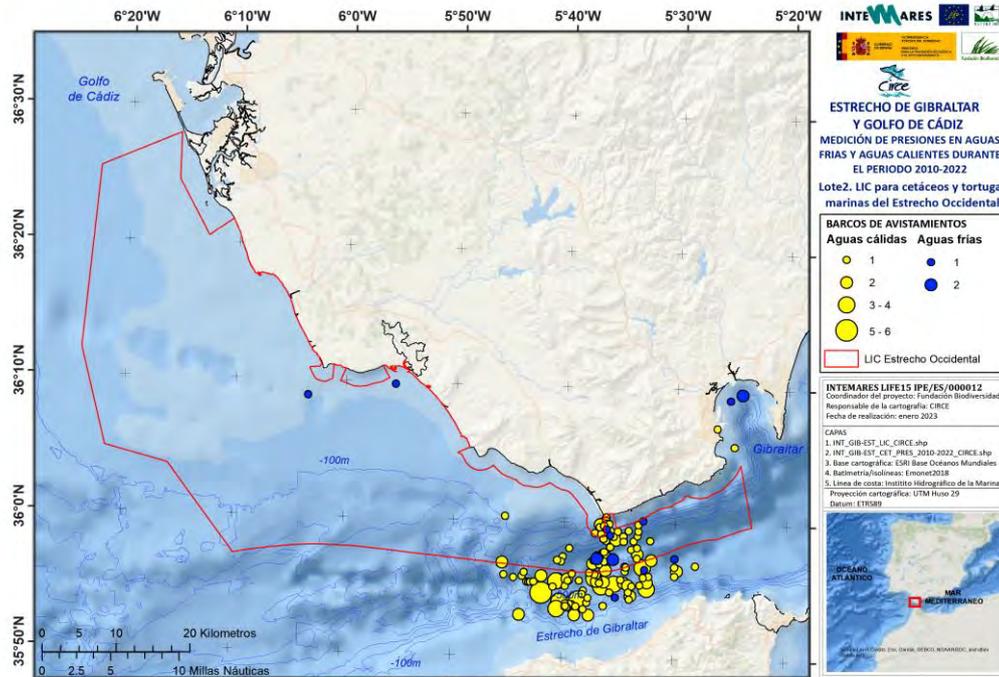


Figura 137. Presencia de actividades recreativas de observación de cetáceos en aguas del Estrecho de Gibraltar y Golfo de Cádiz colindante



Figura 138. Distribución temporal normalizada de actividades recreativas de observación de cetáceos

### 9.2.5 Embarcaciones militares y Guardia civil en Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar

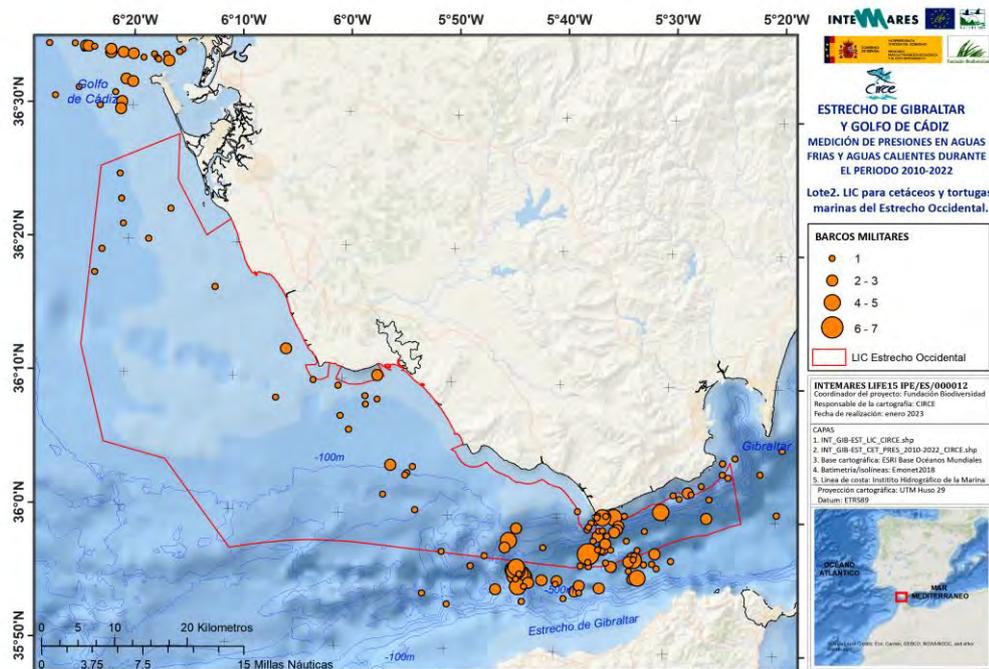


Figura 139. Presencia de actividades antropogénicas en aguas del Estrecho de Gibraltar y Golfo de Cádiz colindante (embarcaciones militares)

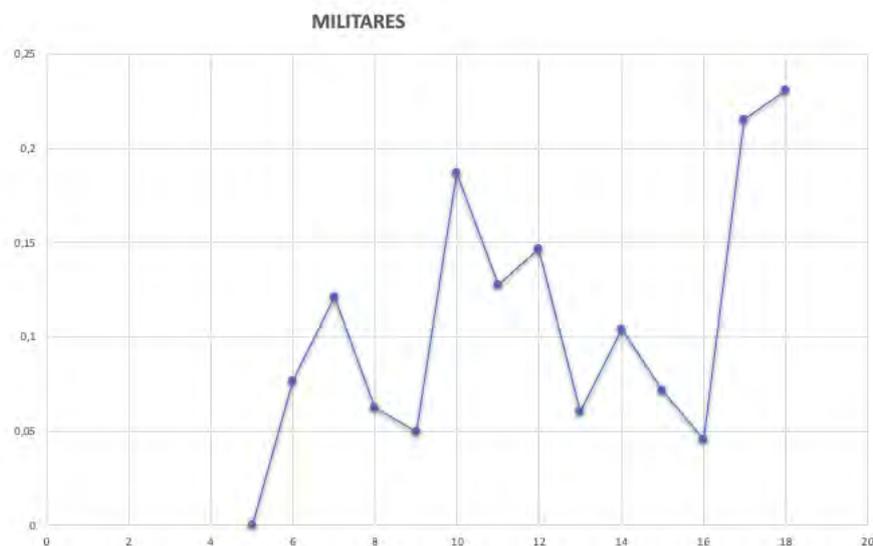


Figura 140. Distribución temporal normalizada de presiones (embarcaciones militares)

### 9.2.6 Proyectos de eólica marina en el Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar

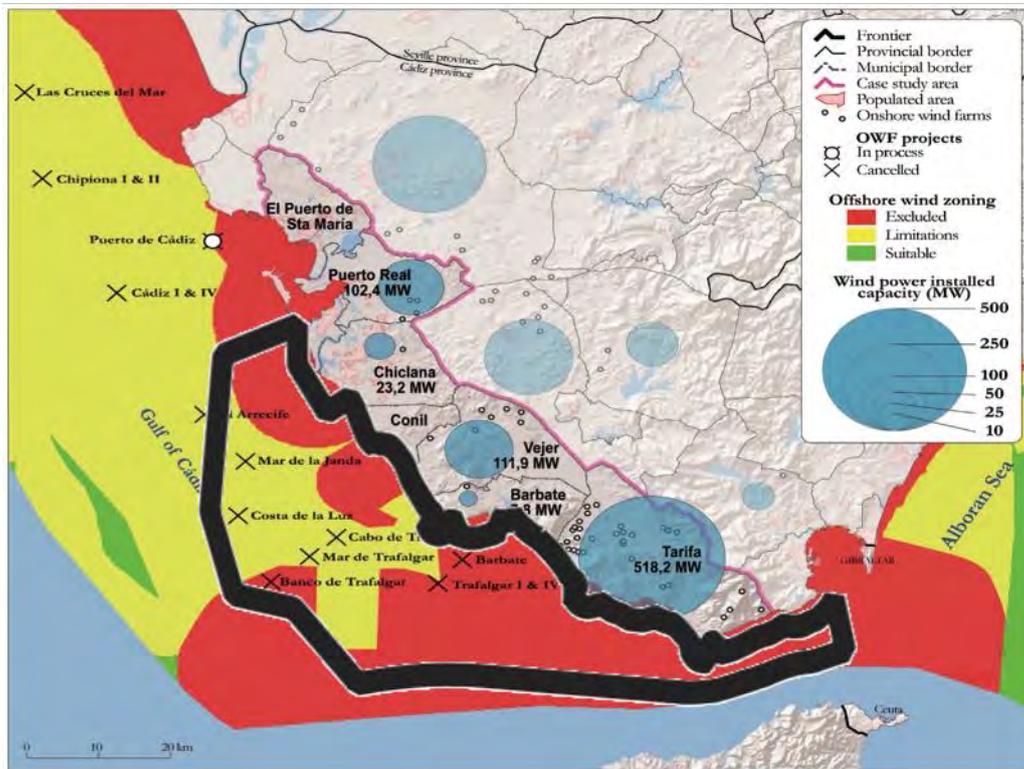


Figura 141. Presencia de actividades antropogénicas asociadas a proyectos de eólica marina en aguas del Estrecho de Gibraltar y Golfo de Cádiz colindante, elaboración por parte de Belén Pérez Pérez con datos disponibles en MITECO y Ministerio de Industria, Energía y Turismo

### 9.3 Conclusiones sobre las actividades antropogénicas en el área de estudio

La primera lectura que se hace de estos resultados es la alta antropización de la región. Por un lado, tendremos actividades pesqueras, incluidas las actividades de pesca deportiva, por otro lado, tendremos actividades con presencia de embarcaciones de gran tonelaje, como portacontenedores-mercantes, petroleros y gaseros, ferris y fast ferris. Existe también una amplia flota de veleros que cruza el Estrecho tanto en verano como en invierno, actividades de avistamiento de cetáceos y actividades militares. Las embarcaciones que más impacto puede producir sobre los cetáceos y tortugas marinas se analizan en el documento de gestión.

Hay que anotar que no se han analizado presencia de basuras, ya que eran realmente anecdóticas. En el documento de gestión también se hace referencia a ellas, pero a lo largo de este estudio han sido observadas de forma anecdótica.

## 10. 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., Hatakeyama 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 unitá 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)a 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 Campogibraltares*, 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.
- Fillella 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](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., Rodríguez, 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: Tavolga 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
- Kammaing, 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 Ligteneberg, 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 Egeycian 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. Bradai, J. A. Camiñas, P. Casale, G. De Metro, 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. Kirkevold 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](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 Comm* 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, *Delphinapterus 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 loggerhead 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 melana*) 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 Gydinia, 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](http://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
- Urick 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 Gdynia, 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) *Fiskeriundersökningar vid havsbaserat vindkraftvert 1990-1993. Rapport 5 - 1994*. pp. 44 Jonköping: Göteborgsfilialen, Utredningskontoret i Jonköping. 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 Sooten, 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.