



# ACTUACIONES COMPLEMENTARIAS AL LIFE+ INDEMARES DE INVENTARIO DE TORTUGAS MARINAS Y CETÁCEOS EN LAS TRES ÁREAS MARINAS PROPUESTAS PARA LA RED NATURA 2000 EN EL MEDITERRÁNEO NOR-OCCIDENTAL

MEMORIA TÉCNICA

Octubre 2010



Fundación Biodiversidad

**subman**

conservación, estudio y divulgación del medio marino



ACTUACIONES COMPLEMENTARIAS AL LIFE INDEMARES DE INVENTARIO DE  
TORTUGAS MARINAS Y CETÁCEOS EN LAS TRES ÁREAS MARINAS PROPUESTAS PARA  
LA RED NATURA 2000 EN EL MEDITERRÁNEO NOR-OCCIDENTAL

SUBMON Conservación, Estudio y Divulgación del Medio Marino  
c/ Rabassa, 49-51 08024 Barcelona  
info@submon.org - www.submon.org

© SUBMON 2010, © Fotografías: SUBMON

Justificación técnica del proyecto ACTUACIONES COMPLEMENTARIAS AL LIFE INDEMARES DE INVENTARIO DE TORTUGAS MARINAS Y CETÁCEOS EN LAS TRES ÁREAS MARINAS PROPUESTAS PARA LA RED NATURA 2000 EN EL MEDITERRÁNEO NOR-OCCIDENTAL.

Proyecto seleccionado en la Convocatoria de Ayudas 2009 de la Fundación Biodiversidad.

Duración del proyecto: 1 de septiembre 2009 - 30 de septiembre de 2010

Equipo responsable del proyecto: Manel Gazo, Carla.A. Chicote, Mariluz Parga

Equipo técnico colaborador: Jordi Sanchez, Alex Bartolí, Miriam Romagosa

Esta memoria debe ser citada como:

Chicote, C.A, Parga, ML, Castellote, M, Monná, A y M. Gazo. 2010. Actuaciones complementarias al Life+ INDEMARES de inventario de tortugas marinas y cetáceos en las tres áreas marinas propuestas para la Red Natura 2000 en el mediterráneo Nor-occidental". Informe técnico-Fundación Biodiversidad.



# INDICE

1. INTRODUCCIÓN .....	6
1.1. Objetivos, aproximación metodológica, adaptación presupuestaria y estructura del informe. .	7
1.2. Zona de estudio: descripción de las tres áreas marinas propuestas para Red natura 2000 .....	9
1.2.1. Cañón de Creus.....	9
1.2.2. Canal de Menorca.....	10
1.2.3. Delta Ebro-Columbretes .....	10
2. INVENTARIADO Y CARACTERIZACIÓN DE CETÁCEOS EN LAS ZONAS PROPUESTAS .....	11
2.1. Información previa y de ámbito genérico en la zona de estudio.....	11
2.1.1. Revisión Bibliográfica.....	11
2.1.2. Análisis y valoración de los varamientos en las zonas de estudio.....	14
2.1.2.1. Cañón de Creus .....	14
2.1.2.2. Canal de Menorca .....	16
2.1.2.3. Delta Ebro – Columbretes .....	18
2.2. Estudios específicos en las áreas propuestas.....	19
2.2.1. Estimaciones de abundancia, densidad relativa y distribución .....	19
2.2.1.1. Metodología .....	19
2.2.1.1.1. Toma de datos .....	20
2.2.1.1.2. Análisis de datos .....	22
2.2.1.2. Resultados.....	23
2.2.1.2.1. Cañón de Creus .....	23
2.2.1.2.2. Canal de Menorca .....	28
2.2.2. Detección con acústica pasiva .....	30
2.2.2.1. Metodología .....	30
2.2.2.1.1. Ecological Acoustic Recorder – EAR.....	31
2.2.2.1.2. Análisis de datos .....	33
2.2.2.2. Resultados.....	34
2.2.2.2.1. Presencia estacional del rorcual común .....	34
2.2.2.2.1.1. Cañón de Creus.....	34
2.2.2.2.1.2. Delta Ebro – Columbretes.....	35
2.2.2.2.2. Identidad poblacional del Rorcual común .....	36
2.2.2.2.2.1. Cañón de Creus.....	37
2.2.2.2.2.2. Delta Ebro – Columbretes .....	37
2.2.2.2.3. Presencia de Cachalotes .....	38
2.2.2.2.3.1. Cañón de Creus.....	38
3. INVENTARIADO Y CARACTERIZACIÓN DE TORTUGAS MARINAS EN LAS ZONAS PROPUESTAS .....	40
3.1. Información previa y de ámbito genérico en la zona de estudio.....	40
3.1.1. Revisión Bibliográfica.....	40
3.1.1.1. La tortuga boba en el Mediterráneo .....	40
3.1.1.2. Presencia de tortuga boba en las tres zonas de estudio.....	42
3.1.1.3. Problemas de conservación en las tres zonas de estudio .....	45
3.1.2. Análisis y valoración de los varamientos en las zonas de influencia a las áreas de estudio.....	47
3.1.3. Cataluña.....	47
3.1.4. Norte de Valencia .....	49
3.1.5. Baleares – Canal de Menorca .....	51
3.1.6. Tamaño de las tortugas en las tres áreas de estudio .....	52
3.2. Estudio específico en Delta del Ebro.....	53
3.2.1. Estudio con tecnología Hidroacústica.....	53

3.2.1.1.	Introducción .....	53
3.2.1.2.	Objetivos .....	56
3.2.1.3.	Lugar de estudio.....	56
3.2.1.4.	Metodología .....	60
3.2.1.4.1.	Método indirecto: Adquisición de datos hidroacústicos en campo .....	60
3.2.1.4.2.	Método directo: Verificaciones mediante inmersión .....	61
3.2.1.4.3.	Descripción de los equipos SSS empleados .....	62
3.2.1.4.4.	Diseño del muestreo .....	64
3.2.1.4.5.	Fase de entrenamiento.....	66
3.2.1.4.6.	Ejecución de la campaña.....	71
3.2.1.4.7.	Resultados.....	75
3.2.1.4.8.	Imágenes extraídas de los sonogramas .....	77
3.2.1.5.	Conclusiones, comentarios y recomendaciones .....	86
3.2.2.	Estudio de salud, biometría y genética de tortugas en el Delta del Ebro.....	89
4.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES .....	91
4.1.	Cañón de Creus .....	91
4.2.	Canal de Menorca .....	93
4.3.	Delta Ebro – Columbretes.....	94
5.	AGRADECIMIENTOS .....	96
6.	BIBLIOGRAFÍA.....	97
7.	DOSSIER FOTOGRÁFICO DEL PROYECTO .....	102



## 1. Introducción

Natura 2000 es una red ecológica europea de áreas de conservación de la biodiversidad. La finalidad de su implantación es la de asegurar la supervivencia a largo plazo de las especies y hábitats más amenazados de Europa, y es por consiguiente el principal instrumento para la conservación de la naturaleza de la Unión Europea. La red consta de Zonas Especiales de Conservación (Directiva Hábitats) y de Zonas de Especial protección para las Aves (Directiva Aves).

La aplicación de esta normativa en España ha permitido que cerca de una cuarta parte del territorio terrestre forme ya parte de la red Natura 2000. Sin embargo, en medio marino, en España al igual que en muchos otros países de la UE, su desarrollo se encuentra aún en sus primeros estadios. La designación de áreas marinas para ser incluidas en la Red pasa por un conocimiento previo del estado de conservación de hábitats y especies y de la información científica que permita tomar decisiones específicas. En este sentido, y con el objetivo de identificar espacios de valor ecológico para la Red Natura 2000, surgió el proyecto LIFE+ INDEMARES "Inventario y designación de la Red Natura 2000 en áreas marinas del Estado español". Las actuaciones de este proyecto están coordinadas por la Fundación Biodiversidad y cuenta con la participación del Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Medio Marino, el Instituto Español de Oceanografía, el Consejo Superior de Investigaciones Científicas, y otras entidades representantes de la sociedad civil en el ámbito de la conservación marina en España.

Las acciones coordinadas por la Fundación Biodiversidad se desarrollan entre enero de 2009 y diciembre de 2013.

El ámbito de actuación en el Mediterráneo Nor-occidental español se ha delimitado en tres áreas potenciales de ser incluidas en la red Natura 2000: Cañón de Creus, Canal de Menorca y Delta del Ebro-Columbretes.

Bajo este marco de trabajo y con el objetivo de aportar información sobre las poblaciones de tortugas marinas y cetáceos presentes en las tres áreas identificadas por INDEMARES en el Mediterráneo Nor-occidental, la Asociación SUBMON ha desarrollado, en colaboración con la Fundación Biodiversidad, el proyecto ACTUACIONES COMPLEMENTARIAS AL LIFE+ INDEMARES DE INVENTARIO DE TORTUGAS MARINAS Y CETÁCEOS EN LAS TRES ÁREAS MARINAS PROPUESTAS PARA LA RED NATURA 2000 EN EL MEDITERRÁNEO NOR-OCCIDENTAL.

El que sigue a continuación es el informe final del proyecto, cuyas actuaciones han sido realizadas entre el 1 de septiembre de 2009 y el 30 de septiembre de 2010.

### 1.1. Objetivos, aproximación metodológica, adaptación presupuestaria y estructura del informe.

El proyecto ha sido estructurado alrededor de dos grandes actividades que han permitido aportar información sobre tortugas marinas y cetáceos en todas las zonas marinas propuestas para red Natura 2000 en el Mediterráneo Nor-occidental: Cañón de Creus, Canal de Menorca y Delta Ebro-Columbretes. En la propuesta de proyecto presentada a Fundación Biodiversidad, estas dos actividades generales fueron descritas como:

- ACTIVIDAD 1.- Inventariado y caracterización de cetáceos en las zonas propuestas
- ACTIVIDAD 2.- Inventariado y caracterización de tortugas marinas en las zonas propuestas

Ambas actividades contemplaban una primera fase de revisión y actualización de datos disponibles sobre cetáceos y tortugas marinas, en lo que se refiere a la distribución de sus poblaciones, estudios de alimentación, genética y potenciales problemas de conservación. También se actualizaba y aportaba la información del periodo 2005-2009 en referencia al registro de varamientos de ambos grupos animales en las zonas de influencia de las tres áreas de estudio.

La duración y la adaptación presupuestaria del proyecto han marcado la aproximación metodológica de los estudios de campo previstos en ambas actividades.

En este sentido, en la Actividad 1 se ha focalizado el esfuerzo por una parte en registrar las posibles épocas de migración del rorcual común a través del dispositivo EAR, y por otra parte en una época del año que asegure que la climatología permita realizar el máximo esfuerzo efectivo en las zonas donde se diseñaron transectos lineales, tanto acústicos como visuales. El planteamiento inicial de realizar réplicas en épocas del año distintas hubiera permitido poder trabajar con números más robustos y determinar patrones de estacionalidad en cada una de las áreas. No obstante, la información resultante del estudio ha permitido alcanzar el objetivo básico de inventariar las distintas especies de cetáceos y obtener valores de ritmos circadianos, así como la tasa de encuentro y tendencia de movimiento.

Por otro lado, en la Actividad 2 se ha desestimando determinar los patrones de distribución de tortugas marinas en las zonas propuestas de estudio, ya que se acordó con Fundación Biodiversidad adecuar el presupuesto sin contemplar la colocación de emisores vía satélite. Es por ello que la Actividad se ha centrado en la detección de la potencial población residente en la zona del Delta del Ebro para determinar su importancia como zona de hibernación, incorporándose también la información proveniente del estudio de salud, biometría y genética de tortugas marinas en la zona del Delta del Ebro.



De forma más específica las acciones desarrolladas en cada área han sido:

Cañón de Creus:

- Fondeo de una unidad de registro acústico autónomo EAR que ha permitido el seguimiento continuado de la presencia de las diferentes especies de cetáceos.
- Realización de una campaña de transectos acústicos y visuales diseñada específicamente para cubrir toda el área del cañón.

Canal de Menorca:

- Realización de una campaña en época de máxima tasa de avistamientos, en la que se ha utilizado la metodología de transectos acústicos y visuales. Esta campaña ha contado con el apoyo logístico de la Dirección General de Pesca del Gobierno Balear.

Delta del Ebro-Columbretes:

- Fondeo de una unidad de registro acústico autónomo EAR que ha permitido el seguimiento continuado de la presencia de las diferentes especies de cetáceos.
- Estudio mediante sonar de barrido lateral de los fondos marinos de la Bahía del Fangar para la detección de la población hibernante de tortuga boba.
- Caracterización de la población de tortugas marinas presentes en la zona del Delta del Ebro con la intención de determinar su estado de salud, biometría y perfil genético.

El proyecto ha sido abordado desde una perspectiva innovadora notable, ya que se ha contado con metodologías de monitoreo acústico pasivo que han permitido aumentar el tiempo de muestreo de forma continuada, e independiente del estado del mar y de las horas de luz. En otros casos, instrumentos y metodologías creadas para otros propósitos han sido testadas de forma experimental en este proyecto con la intención de probar su validez para estudios de fauna salvaje, como en el caso de la utilización de sistemas de escaneo de barrido lateral para determinar la presencia de tortugas en potenciales zonas de hibernación, sin necesidad de detectar a éstas visualmente.

Además, se ha aprovechado el desarrollo paralelo de actividades en el proyecto Life+INDEMARES para utilizar otras embarcaciones para el fondeo de aparatos de registro. A nivel metodológico se han incorporado los protocolos tanto de trabajo como de presentación de resultados acordados en el workshop de unificación metodológica Indemares celebrado en Valsain (3-7 mayo 2010) así como en las posteriores reuniones del grupo de cetáceos del proyecto Life+INDEMARES.

En la redacción de este informe final se hace referencia las distintas especies de cetáceos y tortugas marinas presentes en las zonas de estudio. A continuación se listan todas las especies, con su nombre común y su nombre científico; y para las especies de cetáceos, un acrónimo y el color acordado con Life+INDEMARES para las figuras y gráficas de los informes.

Nombre Común	Nombre científico	Acrónimo	Color(mapas/figuras)
Delfín listado	<i>Stenella coeruleoalba</i>	SCOE	Blue
Delfín común	<i>Delphinus delphis</i>	DDEL	Yellow
Delfín mular	<i>Tursiops truncatus</i>	TTRU	Red
Calderón gris	<i>Grampus griseus</i>	GGRI	Grey
Calderón común	<i>Globicephala melas</i>	GMEL	Black
Cachalote	<i>Physeter macrocephalus</i>	PMAC	Brown
Rorcual común	<i>Balaenoptera physalus</i>	BPHY	Light Green
Zifio de Cuvier	<i>Ziphius cavirostris</i>	ZCAV	Pink
Cetáceo no identificado		NOID	Purple
Tortuga boba	<i>Caretta caretta</i>		

## 1.2. Zona de estudio: descripción de las tres áreas marinas propuestas para Red natura 2000

### 1.2.1. Cañón de Creus



El cañón submarino del Cap de Creus está localizado a unos 3 km de la línea costera. Es el que se localiza más al sur dentro del complejo sistema de cañones submarinos del golfo de León. En las zonas más profundas de su cuenca llega a alcanzar los 2.200m de profundidad y su batimetría es abrupta y variada. El área propuesta de protección es de aproximadamente 240.000 Ha. Por sus características ofrece

hábitats ideales para una multitud de especies, entre las que se encuentran distintas especies de invertebrados sésiles como corales de profundidad, así como distintas especies de cetáceos que habitan aguas profundas. Las coordenadas que delimitan esta área son: NW: 3,27350 (X), 42,44576 (Y); NE: 3,91887 (X), 42,44576 (Y); SW: 3,27821 (X), 42,21221 (Y); SE: 3,91838 (X), 42,21547 (Y).



### 1.2.2. Canal de Menorca

El canal de Menorca es un corredor marino de 36 kilómetros de amplitud mínima (desde Cala



Ratjada a Cap d'Artrutx), situado entre las islas de Mallorca y Menorca. El área supone una superficie total de alrededor de 246.200 Ha. Se trata de una zona somera, ya que en la mayoría de su amplitud los fondos marinos no exceden los 90-100 metros de profundidad. En sus fondos se desarrollan importantes comunidades biológicas

altamente representativas de los fondos litorales. Ésta es una de las zonas más productivas y biodiversas de España, incluyendo grandes praderas de *Posidonia oceanica*, fondos de *Maërl*, coralígeno, poblaciones de laminarias y una abundante ictiofauna, que a su vez atrae importantes poblaciones de cetáceos, aves y tortugas marinas. La zona se delimita aproximadamente con las siguientes coordenadas: NW: 3,39409 (X), 40,10522 (Y); NE: 3,75740 (X), 40,10855 (Y); SW: 3,38742 (X), 39,81478 (Y); SE: 3,75331 (X), 39,81888 (Y).

### 1.2.3. Delta Ebro-Columbretes



El Delta del Ebro es la segunda IBA más importante de España, y ha sido designada como zona RAMSAR, ZEPA, LIC y Parque Natural. Sus ricos fondos marinos presentan una amplia variedad de comunidades mediterráneas bien conservadas, incluyendo peces de interés pesquero y una importante población de aves marinas. A su vez, las islas Columbretes están calificadas como Reserva Natural desde el 1994 y como Reserva Marina de Interés Pesquero desde

1990, y han sido designadas como zona LIC, ZEPA y ZEPIM. Su origen volcánico les confiere una singular colección de flora y fauna marina y terrestre. El corredor entre ambas zonas es de gran importancia principalmente para aves marinas, tortugas y cetáceos. Las dos zonas juntas cubren una superficie de 873. 543,939 ha, y están delimitadas por las siguientes coordenadas: NW: 0,92043 (X), 40,93091 (Y); NE: 1,37373 (X), 40,67263 (Y); SW: 0,36535 (X), 39,89646 (Y); SE: 0,83976 (X), 39,64076 (Y).

## 2. Inventariado y Caracterización de Cetáceos en las Zonas Propuestas

### 2.1. Información previa y de ámbito genérico en la zona de estudio

#### 2.1.1. Revisión Bibliográfica

La información recopilada en esta revisión bibliográfica hace referencia a una amplia zona que alberga las tres áreas objeto de estudio. Hay poca documentación específica de las áreas exactas que se proponen para red Natura 2000. Es por este motivo que a continuación se describe, de forma general, la presencia, distribución y potenciales problemas de conservación de las poblaciones de cetáceos del arco Mediterráneo Nor-occidental. En este sentido, el sector más septentrional, norte de Cataluña, es una zona muy influenciada por los fenómenos oceanográficos generados en el Golfo de León. Cabe destacar que esta cuenca provenzal, junto con la de Liguria, es una de las zonas más productivas del Mediterráneo occidental. El talud continental presente en esta zona es de pendiente abrupta y caracterizada por la presencia de cañones submarinos. Uno de estos cañones es el Cañon de Creus, propuesto como zona de protección por Red Natura 2000. Las características batimétricas de estos cañones, asociadas a los fenómenos meteorológicos de la zona, le confieren unas características propicias para la existencia de una elevada densidad de cetáceos (Raga y Pantoja, 2004). Las ocho especies de cetáceos comunes en el Mediterráneo han sido citadas en esta zona norte: los delfines mular, listado y común, el calderón gris y el común, el zifio de Cuvier, el cachalote y el rorcual común (Forcada et al, 2004; Aguilar y Raga, 1993; Forcada y Hammond, 1998; Castellote 2009). Forcada et al. (2004) realizaron las hasta hoy únicas estimas de abundancia de delfines listado y mular en la zona del Mediterráneo Nor-occidental. Los resultados describían una abundancia de 871 (95% Intervalo de Confianza (CI)=48-1910) delfines mulares en la costa catalana y una media de 1030 (95%CI= 415-1849) individuos en las aguas interiores del archipiélago Balear, incluyendo el Canal de Menorca. El estudio describía también cómo en Baleares la presencia de delfines mulares en aguas costeras descendía en los meses de verano.

La zona sur de Cataluña, limítrofe con la zona propuesta de Delta Ebro-Columbretes, es una de las regiones en la que la densidad de cetáceos es menor en todo el arco Mediterráneo occidental. Esta baja densidad se atribuye a la gran amplitud de la plataforma continental de la zona. Sólo el delfín mular puede considerarse común en la zona circundante al delta del Ebro, donde se detectan la mayoría de varamientos de esta especie en Cataluña. En lo referente al área de estudio correspondiente a la zona sur e islas Columbretes, el delfín listado y el mular se describen como las especies más comunes. Segura et al. (2006a) estimaron la abundancia de estas dos especies en aguas de la Comunitat Valenciana, resultando valores de abundancia media de 15.778 individuos (95% Intervalo de Confianza (IC)= 10,940– 22,756) para el delfín listado y de 1.333 individuos (95% IC = 739–2,407) para el delfín mular. En lo que se refiere al rorcual común, datos aportados por Raga y Pantoja (2004) describen a la especie como presente en toda la zona, aunque aparentemente sólo de paso en su migración hacia el área de alimentación estival en la cuenca liguro-provenzal. Los mismos autores apuntaron como



zona de interés para los cetáceos un área marina situada a 30 millas náuticas de la costa de Castellón y que incluía la ya existente Reserva Marina de las Islas Columbretes. El delfín mular es una de las especies que habitualmente es detectada en esta área. Es un área de cría y de alimentación, donde la especie se encuentra en una elevada densidad relativa y con todas las evidencias de tratarse de una población residente (Raga y Pantoja, 2004). En aguas adyacentes al archipiélago de las islas Columbretes, las especies más comunes son el delfín mular y el delfín listado, con densidades estimadas de 1,89 individuos/milla náutica y 0,37 ind/mn respectivamente, y con menor frecuencia el calderón común, el calderón gris y el Zifio de Cuvier (Gómez de Segura, 2006a; Raga y Pantoja, 2004). Por otro lado, la presencia de rorcuales comunes en el área se ha descrito entre febrero y julio, nunca han sido observados con crías, y realizan sus movimientos a lo largo del corredor migratorio que utilizan junto a otras especies de cetáceos. Este corredor ya fue propuesto como ZEPIM en el año 2004 (Raga y Pantoja, 2004).

En relación a los problemas más importantes de conservación a los que deben de enfrentarse las poblaciones de cetáceos de las áreas propuestas, cabe destacar las interacciones pesqueras. En el caso del norte de Cataluña, y por extensión la zona del Cañón de Creus, la poca densidad de delfines mulares de la zona ha rebajado la interacción entre la pesca y los delfines, aunque con anterioridad se había apuntado a la competencia por un mismo recurso como la principal causa de desaparición de la especie en la zona. No obstante, como recomendaciones para la zona adyacente, ya se contempló la necesidad de identificar y evaluar la situación actual entre las interacciones pesqueras y los delfines, y establecer medidas mitigadoras del efecto, en el caso de identificarse conflictos significativos (Gazo et al, 2004). Por otro lado, es en esta zona norte de Cataluña, entre cabo de Creus y la costa del Montgrí, donde pueden llegar a desarrollarse más actividades de ecoturismo relacionadas con el avistamiento de cetáceos. Esta actividad, que en otras comunidades ya ha sido regulada y que en algunas incluso ha llegado a causar problemas de interacción con las poblaciones de cetáceos (Elejabeitia y Urquiola, 2009), fue destacada como una de las que deberían de ser limitadas y reguladas en la zona (Raga y Pantoja, 2004).

En el canal de Menorca la única especie que puede ser categorizada como especie común es el delfín mular. Los problemas de esta especie en la zona pueden diferenciarse en dos grupos, el de las interacciones con el ámbito pesquero y el causado por la contaminación acústica, tanto de los fast-ferries que unen Mallorca y Menorca, como los que llegan desde la península con puertos base en Alcudia y Ciutadella, o como los de las embarcaciones particulares que en meses de verano principalmente se distribuyen por las aguas de la zona propuesta. Las interacciones de delfines mulares con actividades pesqueras de las aguas baleares han sido descritas en las últimas décadas por distintos autores (Silvani et al, 1992; Soler 1998; Gazo et al, 2008; Brotons et al, 2008a). Esta interacción supone la amenaza más notoria para la conservación de la especie en estas aguas. Tanto debido a capturas incidentales como por muertes deliberadas, Silvani et al. (1992) estimaron una tasa de mortalidad cercana a los 30 individuos por año. En la actualidad, aunque estos números no son tan elevados (J.M. Brotons comunicación personal), sí que debe de seguir considerándose, sobre todo en la zona del canal entre Menorca y Mallorca, a las actividades pesqueras como una de las amenazas más significativas en la zona, dada la potencial amenaza entre cetáceos y pescadores. Aunque lejos del valor estimado por Silvani et al. (1992) de 30 animales, el porcentaje de delfines mulares cuya causa de muerte puede ser asociada a las actividades pesqueras ha ido incrementando

desde el año 1998 (J.M. Brotons comunicación personal). La dieta del delfín mular en la zona del Mediterráneo Nor-occidental está basada en la merluza, el congrio y el pulpo (Blanco et al, 2001), especies todas ellas explotadas comercialmente e incluso sobreexplotadas, por lo que además de la interacción directa, la sobrepesca debe ser considerada también como una causa de regresión indirecta.

A partir de la recopilación de información sobre avistamientos e informes de los últimos 5 años descrita anteriormente, se resume a continuación la información recopilada para cada especie, y específicamente (límites descritos en el apartado 1.2) para cada una de las áreas propuestas. (No se incluyen en este sumario los datos obtenidos en la consecución de este proyecto, ni aquellos que puedan venir de fuentes no contrastadas o no publicadas):

Delfín listado:

- Cañón de Creus: Especie descrita como común en la zona más profunda del área. Pocos avistamientos en profundidades inferiores a los 200 metros. Avistamientos de grupos de hasta 20-30 ejemplares.
- Canal de Menorca: Al tratarse de una especie que habita aguas más profundas, sólo se tiene registro en el límite norte del área.
- Delta Ebro - Columbretes: Especie más representativa de la zona más pelágica del área, donde se han registrado grupos de hasta 200 individuos. Poco frecuente en el área circundante a la desembocadura del Ebro debido a la amplitud de la plataforma continental.

Delfín mular:

- Cañón de Creus: Especie frecuente en las primeras millas de costa dentro del área. Animales solitarios y grupos de hasta una veintena de ejemplares. Tamaño de grupo más numerosos en aguas a partir de los 100 metros de profundidad.
- Canal de Menorca: Presente en toda el área, en grupos de hasta 10-12 animales. No obstante, la mayoría de avistamientos se ha dado en zonas del canal que no están incluidas en el área propuesta, como son la bahía de Pollença y Alcudia en Mallorca y próximos a la costa de Ciutadella en Menorca.
- Delta Ebro - Columbretes: Especie observada en la zona con cierta frecuencia y durante todo el año en la amplia zona de plataforma entre la desembocadura del Delta del Ebro y el archipiélago de Columbretes. Se considera que cuenta con una población bastante residente en aguas adyacentes a las Islas Columbretes, donde los grupos han sido observados frecuentemente con crías.

Delfín común:

- Cañón de Creus: No hay información específica sobre la presencia de la especie en el área. Existen algunos avistamientos no contrastados.
- Canal de Menorca: No observado en la zona.
- Delta Ebro - Columbretes: No observado en la zona.



Calderón gris:

- Cañón de Creus: No hay información específica sobre la presencia de la especie en el área.
- Canal de Menorca: No observado en la zona. Algunos grupos pueden transitar en la zona norte entre Mallorca y Menorca, donde el perfil batimétrico es más abrupto, y aparecer en la zona norte de esta área.
- Delta Ebro - Columbretes: Pocos avistamientos en la zona, todos ellos en la zona donde empieza el talud continental.

Calderón común:

- Cañón de Creus: No hay información específica sobre la presencia de la especie en la zona del el área.
- Canal de Menorca: Especie no frecuente en la zona. Un avistamiento de dos individuos fue realizado en 2006 en medio del canal (Fundación AsproNatura 2007)
- Delta Ebro - Columbretes: No observado en la zona

Cachalote:

- Cañón de Creus: Poca información sobre su presencia en la área.
- Canal de Menorca: No observado en la zona.
- Delta Ebro - Columbretes: No observado en la zona.

Rorcual común

- Cañón de Creus: La migración de esta especie se presume por zonas alejadas de la plataforma continental. Avistamientos regulares entre mayo y setiembre en la zona del cañón. Grupos de hasta 4 ejemplares observados.
- Canal de Menorca: No observado en la zona.
- Delta Ebro - Columbretes: Avistamientos realizados en los meses de primavera y verano, cerca del talud continental, con tamaños de grupo de entre 1 y 5 individuos.

## 2.1.2. Análisis y valoración de los varamientos en las zonas de estudio

### 2.1.2.1. Cañón de Creus

La información utilizada para actualizar los datos de varamientos en la zona de influencia del Área de Cañón de Creus ha sido delimitada a la de las localidades costeras de la provincia de Girona. En total se ha recopilado la información de los varamientos de cetáceos ocurridos en el período entre 2005 y 2009 en las comarcas de l'Alt Empordà, el Baix Empordà i la Selva. La información procede de la base de datos del Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya. Los datos han sido comparados con los recopilados en la misma área en el proyecto Mediterráneo, Sector Norte (Gazo et al, 2004).

La figura 2.1.1 muestra el número de individuos varados en la zona de influencia establecida para Cañón de Creus durante los últimos 5 años.

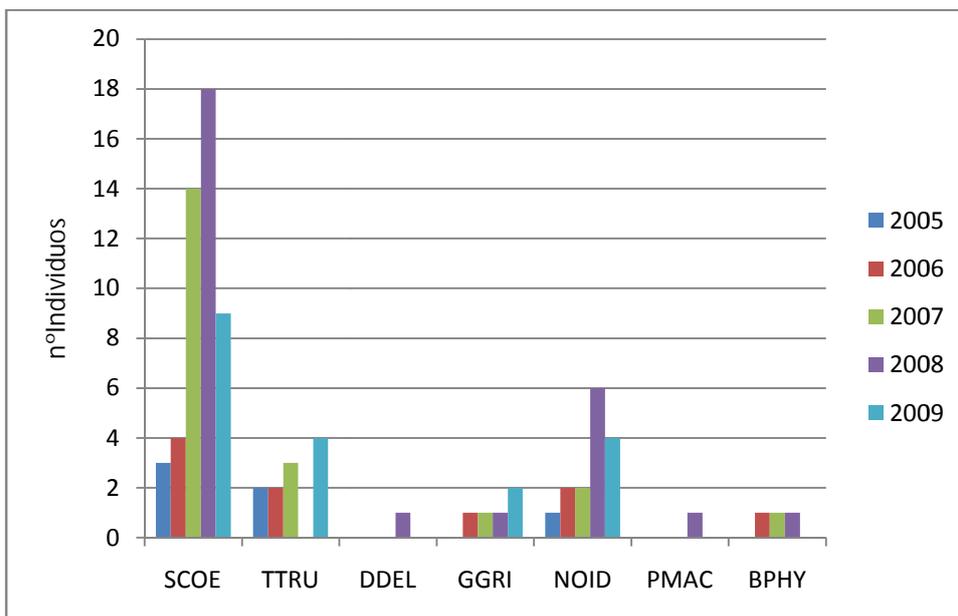


Figura 2.1.1 – Número de individuos de las distintas especies que han varado en las comarcas de Girona (área establecida de influencia para Cañón de Creus) durante los últimos 5 años.

En total se han registrado un total de 84 individuos de 6 especies distintas: los delfines listado, común y mular, el calderón gris, el cachalote y el rorcual común. La figura 2.1.2 muestra la distribución de cada una de estas especies. El delfín listado es la especie de la que se han registrado más varamientos, representando un 57%. 15 de los ejemplares (un 18% del total) han tenido que ser registrados como cetáceos no identificados. No obstante, todos ellos eran de la familia de los delfínidos, es decir, no había ningún gran cetáceo entre los varamientos no identificados. En referencia al delfín mular, en los últimos 5 años se han registrado 11 varamientos, lo que supone un 13% del total de varamientos en las costas de influencia establecidas para el área de Cañón de Creus.

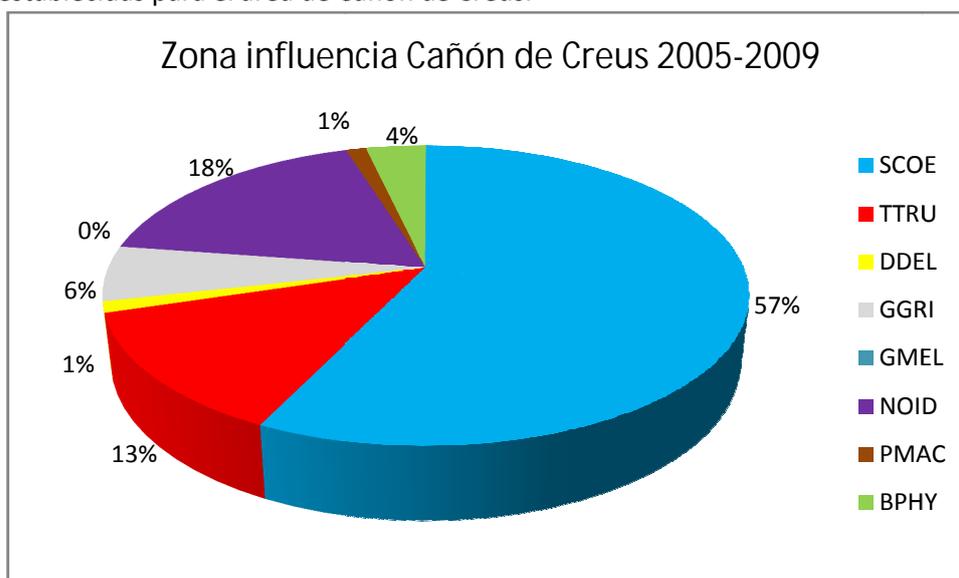


Figura 2.1.2 – Porcentajes de cada una de las especies varadas en las comarcas de Girona (área establecida de influencia para Cañón de Creus) en los últimos 5 años.



En el año 2004, y en el contexto del Proyecto Mediterráneo (Gazo et al, 2004), se aportó una recopilación de información de los varamientos ocurridos des de las décadas de los años 80. En la zona de influencia establecida para el Cañón de Creus, en 22 años se registraron 131 varamientos, aunque de éstos 73 (55%) fueron delfines listados aparecidos en la década de los 90. Cabe recordar que el delfín listado sufrió un episodio epizoótico en el año 1990 que produjo una mortandad masiva de individuos de esta especie, y por ello se incrementó la frecuencia de varamiento (Aguilar y Raga, 1993).

#### 2.1.2.2. Canal de Menorca

La información de los registros de varamientos de la zona del Canal de Menorca procede de las bases de datos de la Dirección General de Pesca del Gobierno de las Islas Baleares. Los datos correspondientes al año 2006 no han sido facilitados. El Gobierno Balear define 7 zonas distintas para ubicar los registros de varamientos (ver figura 2.1.3). Estas áreas han sido determinadas por distintos criterios de la información cetológica y zoogeogràfica existente, características oceanográficas y otras de tipo antrópico como conflictos con pescadores, zonas y reservas naturales y densidades de población.



Figura 2.1.3 – Las 7 áreas en las que se dividen las Islas Baleares en relación al lugar de varamiento de cetáceos. Fuente: Dirección General de Pesca- Gobierno Islas Baleares.

Para el estudio de los varamientos de los últimos 5 años en la zona de influencia establecida para el canal de Menorca, se ha recopilado la información de las zonas 1, 2, 6 y 3.

La figura 2.1.4 muestra la distribución de cada una de las especies presentes en la zona de estudio.

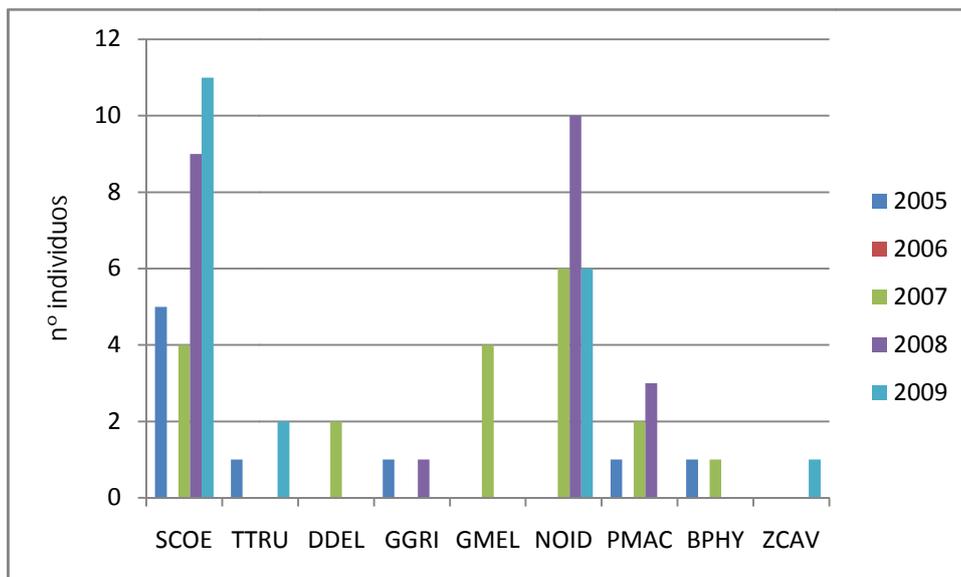


Figura 2.1.4 – Número de individuos de las distintas especies que han varado en las zonas establecidas de influencia para Canal de Menorca durante los últimos 5 años.

Cabe destacar en esta zona la presencia de las 8 especies más comunes del Mediterráneo, incluyendo incluso al delfín común y el zifio de Cuvier. La figura 2.1.5 nos muestra por otro lado que el porcentaje de animales no identificados sobrepasa el 30% del total de varamientos. Este elevado valor es debido a que la logística de asistencia a varamientos, la formación del personal responsable y la recopilación de información, no es la misma en las distintas áreas identificadas como las de influencia para la zona del Canal de Menorca, es decir la zona 1 y este de la zona 2 (isla de Menorca, figura 2.1.3)

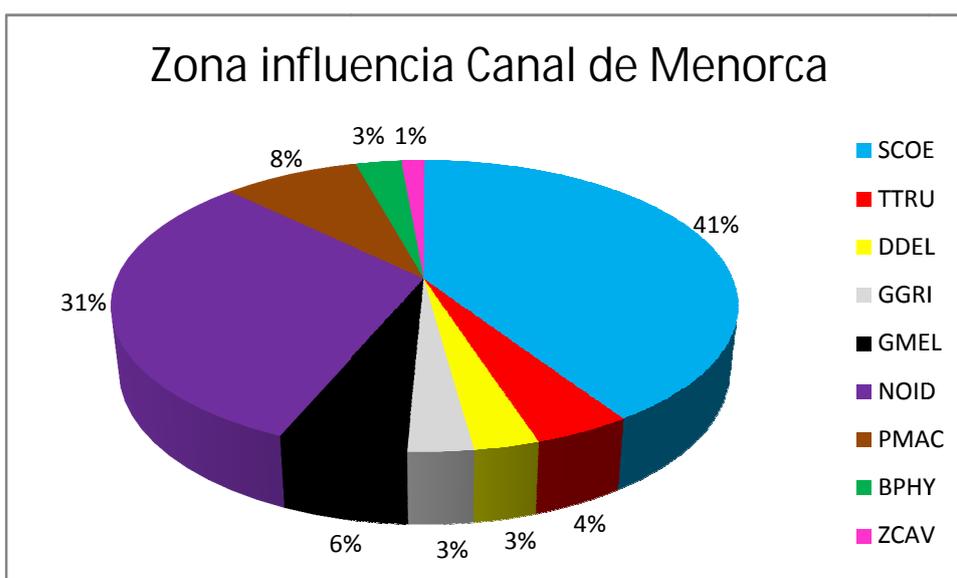


Figura 2.1.5 – Porcentajes de cada una de las especies varadas en la zona de influencia establecidas para Canal de Menorca en los últimos 5 años.



Aunque una de las especies más habituales en el canal de Menorca es el delfín mular, los datos de varamientos registran un valor de sólo el 3% del total de varamientos en el período 2005-2009. Estos datos muestran que sólo un 3% de los varamientos son de ejemplares de delfín mular, lo que coincide con la poca presencia de animales varados de esta especie que ha sido registrada en las últimas décadas (Gazo et al, 2004). Por otro lado, la presencia de calderones comunes y grises así como de cachalotes, evidencia la proximidad de aguas muy profundas alrededor del norte de Mallorca y Menorca.

### 2.1.2.3. Delta Ebro – Columbretes

La zona de Delta Ebro – Columbretes tiene la peculiaridad de estar representada por dos Comunidades Autónomas, Cataluña y Comunidad Valenciana. Para el estudio y recopilación de los últimos 5 años de varamientos se han recopilado los registros de varamientos de las cinco comarcas costeras: Baix Penedés, Tarragonés, Baix Camp, Baix Ebre y Montsià, todas ellas de la provincia de Tarragona (Cataluña), y también los varamientos de las tres comarcas: Baix Maestrat, Plana Alta y Plana Baixa, de la provincia de Castellón (Comunidad Valenciana). Los datos han sido facilitados por el Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya, y por la Consejería de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda de la Generalitat Valenciana.

La figura 2.1.6 muestra las distintas especies aparecidas en la zona de influencia establecida para Delta Ebro-Columbretes, y describe el número de individuos en los distintos años.

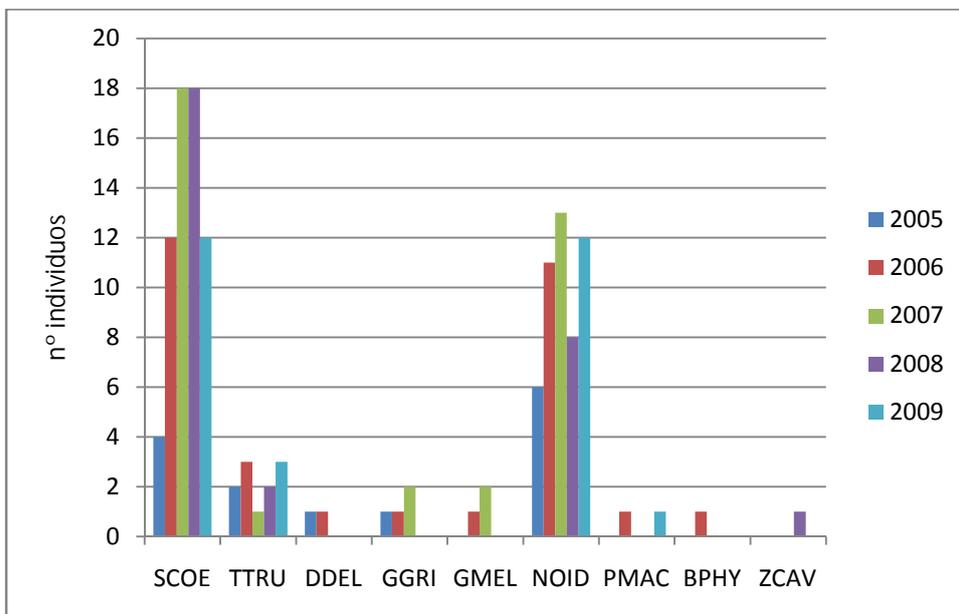


Figura 2.1.6 – Número de individuos de las distintas especies que han varado en las zonas establecidas de influencia para Delta Ebro- Columbretes durante los últimos 5 años.

En total se han registrado 138 varamientos de 8 especies distintas. En esta área se registran la mayoría de los cetáceos comunes en el mediterráneo Nor-occidental, es decir, las tres especies de delfines (listado, común y mular), los dos calderones (Risso y común), el cachalote, el rorcual común, y el más común de los zífidos del Mediterráneo, el Zifio de Cuvier.

La figura 2.1.7 muestra el porcentaje de estas especies en relación al total de varamientos en los últimos cinco años. El delfín listado, con un total de 64 varamientos (46%), es la especie con más frecuencia de varamiento. Cabe destacar que en esta zona de estudio hasta un total de 50 individuos (36%) corresponden a individuos de los que no se ha podido identificar la especie.

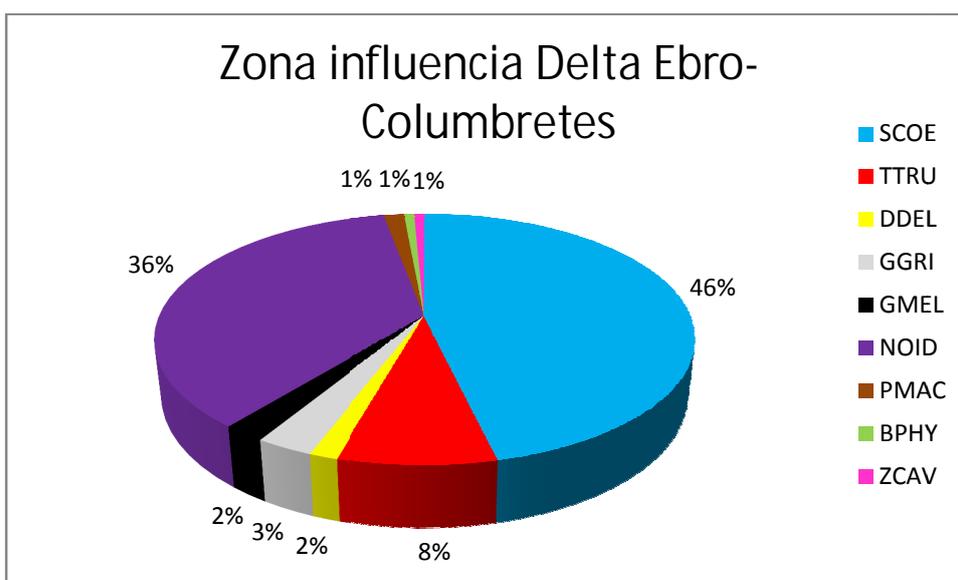


Figura 2.1.7 – Porcentajes de cada una de las especies varadas en la zona de influencia establecida para Delta Ebro-Columbretes en los últimos 5 años.

## 2.2. Estudios específicos en las áreas propuestas

### 2.2.1. Estimaciones de abundancia, densidad relativa y distribución

#### 2.2.1.1. Metodología

El método estándar utilizado para estimar abundancias de poblaciones de animales salvajes es el muestreo a distancia (Buckland et al, 2001). Este método se implementa en el área de estudio a través del diseño de transectos lineales con el software DISTANCE 6.0 (Thomas et al, 2003), de forma que se consigue la misma probabilidad de cobertura en toda el área. La estimación de densidad a lo largo del transecto se calcula mediante una función de detección con las distancias perpendiculares de los grupos de animales observados, estimado así el ancho de banda efectivo a cada lado del transecto. Una vez se obtienen estos resultados, la densidad estimada se extrapola a toda el área de estudio.



Con el objetivo de aplicar este método de estudio para las diferentes áreas se han diseñado una serie de transectos al azar, en zigzag, que se ha repetido varias veces, con el fin de obtener un muestreo recomendable para una estima fiable (Buckland et al, 2001, sección 7.2.1).

Durante los transectos se ha realizado un censo visual (Cañadas, 2006) y uno acústico (Whitehead, 2008), siguiendo la metodología establecida.

Además de observar las especies presentes en el área, así como su densidad, se considera importante observar si existe relación entre la profundidad y las especies presentes en la zona, y si ésta determina su distribución.

Se realizan durante las campañas una serie de fotografías de las aletas dorsales de los delfines mulares avistados, con el fin de identificarlos individualmente. Estas fotografías se usan como marca de captura y recaptura (Hammond 1998), así como para iniciar un catálogo de foto-identificación del delfín mular en esta zona, que podrá compararse con aquellos ya existentes.

En los casos en los que no existan suficientes datos para realizar una estima usando el software DISTANCE 6.0, se utilizan los parámetros descritos por la metodología del INDEMARES: Tasa de encuentro (ER): número de avistamientos de una especie dada por cada 100 km navegados y la abundancia relativa (AI): número de individuos de una especie dada por cada 100km navegados.

Para los mapas de distribución de especies se usan los colores establecidos por la metodología de INDEMARES.

#### 2.2.1.1.1. Toma de datos

De acuerdo con la metodología establecida, el diseño de los transectos debe realizarse aleatoriamente, con una misma probabilidad de cobertura. Para ello se ha utilizado el software DISTANCE, del que se han obtenido varias réplicas a realizar durante las campañas de campo, con una probabilidad de cobertura superior a 0.3 (Figura 2.2.1).

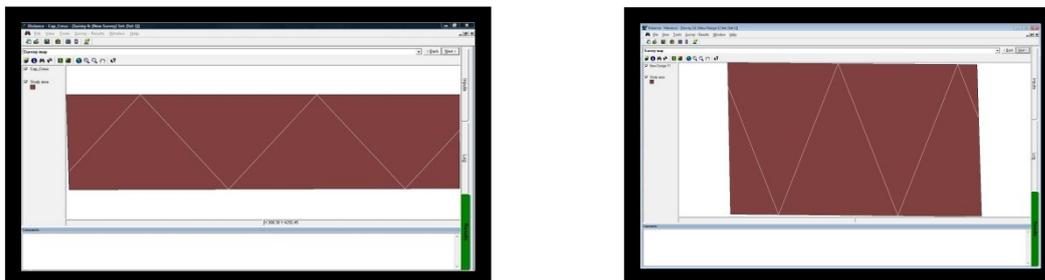


Figura 2.2.1 – Diseño de los transectos usando el programa Distance 6.0.

Para el transecto visual se ha dispuesto de una plataforma de muestreo formada por un motovelero de 15 metros y dos observadores, de un equipo de 6, situados uno en una cofa elevada a 3,90 metros sobre el nivel del mar y otro a pie de cubierta, a 1,5m, manteniendo una velocidad media de crucero por encima de los 5 nudos y equipados con binoculares de 7x50 (Figura 2.2.2). El esfuerzo de búsqueda se detiene en cada avistamiento y se retoma una vez

finalizado. Los datos ambientales que puedan influir en la detección de los animales se recogen cada 20 minutos: estado del mar (Douglas), fuerza del viento (Beaufort), presencia de barcos, ángulo del sol, posición, etc. El esfuerzo se detiene al superar un estado del mar de Beaufort >3.

Un avistamiento se define como un grupo de animales de la misma especie, vistos al mismo tiempo y mostrando un comportamiento similar a menos de 1500m unos de otros (SEC 1999). Para cada avistamiento se han registrado, en formularios específicamente diseñados la hora inicial del primer contacto, la posición, la dirección del movimiento, la especie, el número de animales y la profundidad. La distancia angular se toma con la ayuda de unos prismáticos reticulados, y el ángulo al grupo avistado con un goniómetro. El tamaño del grupo también se recoge, contando los animales varias veces durante los avistamientos, cuando es posible, o estimando el tamaño, cuando el grupo es muy grande.

Si se puede realizar una aproximación y establecer contacto, se toman fotografías para foto-identificación. Una vez abandonado el grupo se recoge la posición y la hora final del avistamiento.

El comportamiento se divide en 6 categorías: (1) natación rápida (>2 nudos), (2) socializando (cuando claramente interactúan entre ellos, con saltos en algunas ocasiones), (4) alimentándose (observados durante alimentación o siguiendo algún pesquero de arrastre), (5) descanso, (6) natación lenta (0,1-2 nudos).



Figura 2.2.2 – Imagen del detalle de la cofa y del trabajo de foto-identificación.

Para el transecto acústico se dispone de un hidrófono bicanal de arrastre, de 210 metros de cable, con dos elementos cerámicos (130kHz) situados a 203 y 209 m respectivamente. La velocidad de arrastre se mantiene en unos 6-7 nudos de velocidad media. La cadena de registro se efectúa a través de un amplificador ROLLS MX54s ProMix Plus, un convertidor de señal analógica a digital E-MU USB 2.0 y un filtro de baja frecuencia, así como un ordenador, que con un software especializado, el Ishmael 2.0 (NOAA), el whistles (IFAW) y el Rainbowclick (IFAW), permite la visualización del sonido y su interpretación por parte de un observador especializado (Figura 2.2.3).



Una vez los clicks han sido detectados, el software estima un posible ángulo de localización del individuo, deteniendo el transecto e intensificando el esfuerzo de búsqueda visual. Esta técnica se usa sólo en el caso de los cachalotes, puesto que realizan inmersiones profundas de entre 30-60 minutos en áreas que son de alimentación (Rice 1989), ecolocalizando constantemente durante este tipo de inmersiones (Watkins 1980).



Figura 2.2.3 – Equipo de a bordo para la detección a través de acústica, formado por un hidrófono bicanal, una bobina de cable keblar de 200 m, una caja con la interfaz y un ordenador portátil, equipado con un software especializado.

#### 2.2.1.1.2. Análisis de datos

Aunque el diseño del estudio para las dos áreas se ha basado en la metodología del transecto lineal, no ha sido siempre posible aplicar el análisis por falta de datos, por lo que se ha utilizado en ese caso la tasa de encuentro, calculada para cada especie como el número de avistamientos para cada 100 km de esfuerzo:  $(n/L(Km)*100)$ , donde n=número de avistamientos, L=esfuerzo efectivo realizado. Los avistamientos observados fuera de esfuerzo no han sido incluidos en los análisis.

Asimismo, se han dividido los datos en 8 grupos de análisis, según la profundidad, para el esfuerzo total realizado cada 200 metros de desnivel, resultando la siguiente división: 0-200m, 201-400m, 401-600m, 601-800m, 801-1000m, 1001-1200m, 1201-1400m, 1401-1600m. Luego, a través de la fórmula de la regresión lineal, se ha calculado la relación entre la frecuencia a la que podemos observar una determinada especie y la profundidad ( $R^2$ ).

La distancia al grupo se ha calculado en base a la refracción terrestre, usando unos binoculares reticulados (Kinzey 2003)

### 2.2.1.2. Resultados

#### 2.2.1.2.1. Cañón de Creus

Los muestreos en el área del Cañón de Creus se llevaron a cabo durante el mes de Julio del 2010, realizando 2 réplicas del transecto 1-6, diseñado con el software DISTANCE 6.0" (Figura 2.2.4). En total se navegaron 880 km, de los que 366,6 Km fueron con esfuerzo efectivo, distribuidos en un 47,80% en Beaufort 0, 40,11% en Beaufort 1, 8,24 % en Beaufort 2, y 4,40% en Beaufort 3. El total del área y el esfuerzo efectivo, realizado por cada replica se presentan en la Tabla 2.2.1.

Tabla 2.2.1. Esfuerzo efectivo realizado en cada una de las réplicas

ÁREA	TAMAÑO DE ÁREA (Km2)	ESFUERZO EFECTIVO (Km)		
		RÉPLICA 1	RÉPLICA 2	RÉPLICA 3
Cañón de Creus	2.389,81	126	119,09	121

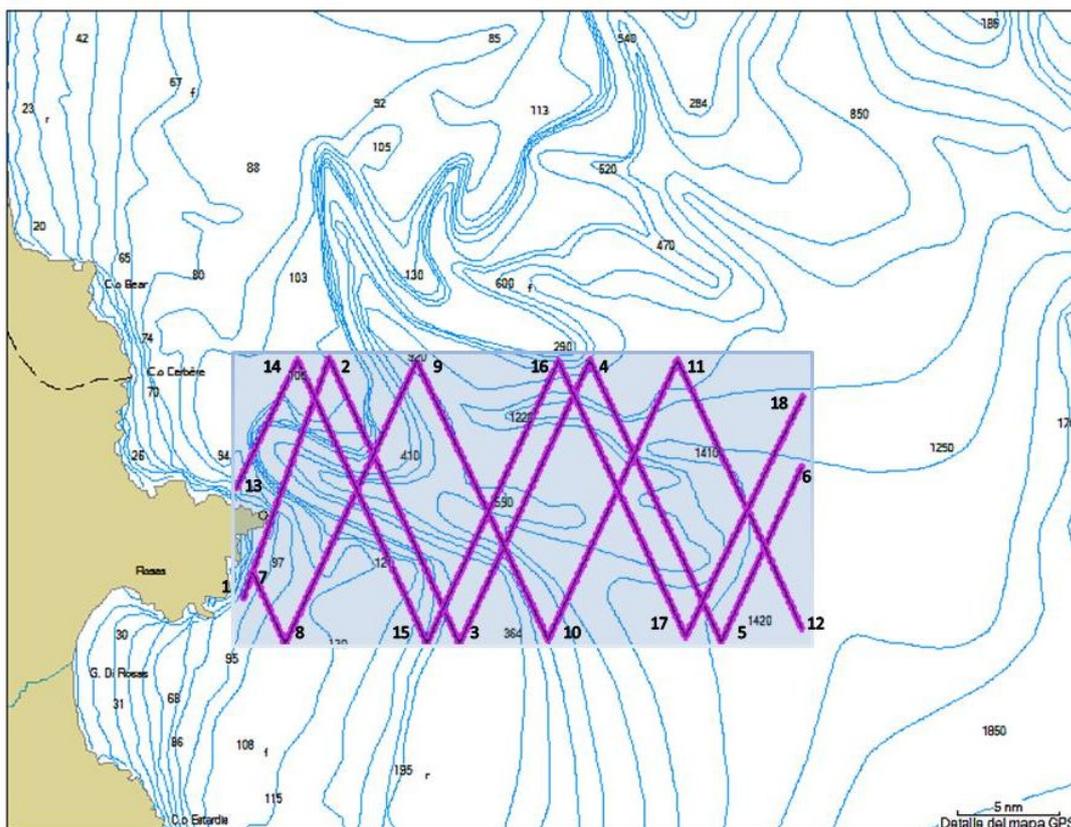


Figura 2.2.4 – Réplicas de los transectos realizados en el Área de estudio del Cañón de Creus.

Durante los días de navegación en los que se realizó un esfuerzo efectivo se contabilizaron 25 avistamientos, 2 de los cuales se produjeron fuera de esfuerzo. El coeficiente de número de avistamientos por milla navegada es de 0,1161 o de 1 avistamiento por cada 8,6 millas



navegadas. Del total de avistamientos observados (tabla 2.2.2), 7 corresponden a delfines listados (*Stenella coeruleoalba*), 7 a cachalotes (*Physeter macrocephalus*), 3 a calderón común (*Globicephala melas*), 1 a delfín mular (*Tursiops truncatus*), 2 a rorcual común (*Balaenoptera physalus*) y uno corresponde a una especie no identificada. Las tasas de encuentro para cada especie en el área de estudio, la abundancia relativa y el tamaño medio de grupo, en los casos en los que había suficientes datos, puede ser observado en la tabla 2.2.3; las profundidades medias de los avistamientos pueden observarse en la tabla 2.2.4.

Tabla 2.2.2. Especies avistadas y tamaño de grupo con relación al transecto y al número de réplica

Fecha	Transecto	Especie	Número de individuos	Nº de réplica
10/07/2010	Sin esfuerzo	Delfín listado	1	-
11/07/2010	6-5	Delfín listado	2	1
11/07/2010	5-4	Cachalote	1	1
11/07/2010	5-4	Delfín listado	60	1
11/07/2010	5-4	Rorcual común	1	1
11/07/2010	5-4	Delfín listado	15	1
11/07/2010	5-4	Cachalote	1	1
11/07/2010	5-4	Delfín listado	35	1
11/07/2010	5-4	Delfín listado	20	1
12/07/2010	Sin esfuerzo	Delfín listado	7	-
13/07/2010	10-9	Delfín listado	10	2
13/07/2010	10-9	Rorcual común	2	2
13/07/2010	10-9	Delfín mular	1	2
13/07/2010	10-9	Calderón común	3	2
13/07/2010	10-9	Calderón común	16	2
13/07/2010	9-8	Calderón común	10	2
19/07/2010	13-14	Delfín listado	5	3
19/07/2010	14-15	Delfín listado	13	3
19/07/2010	10-11	Cachalote	1	2
19/07/2010	10-11	Cachalote	2	2
20/07/2010	16-17	Cachalote	1	3
20/07/2010	16-17	Cachalote	1	3
20/07/2010	17-18	Cachalote	1	3

Tabla 2.2.3 Tasa de encuentro, tamaño de grupo y abundancia relativa para cada una de las especies observadas.

ESPECIE	N	Tasa de Encuentro (TE)	tamaño medio grupo	Abundancia relativa (AI)
Cachalote	7	1.909	1	1.91
Delfín listado	7	1.909	19.25 (5-32)	34.75
Delfín mular	1	0.273	-	-
Calderón común	3	0.818	9.7	7.91
Rorcual común	2	0.546	-	-

Tabla 2.2.4. Estadística descriptiva de la distribución de la profundidad para 3 de las especies observadas

	N	media	IC-95%	IC+95%	mediana	min	max	desv.estandar
Delfín listado	7	730	525.93	934.06	920	400	1200	275.47
Cachalote	7	1110	799.49	1420.51	1180	900	1300	419.16
Calderón común	3	710	355.5	1064.5	640	600	1000	354.5

La distribución de los avistamientos dentro del área puede ser observada en la figura 2.2.5. El coeficiente de frecuencia de avistamientos por debajo de los 200 metros es de 0,028 (1 avistamiento cada 35,72 millas náuticas navegadas), inferior al mismo coeficiente para la frecuencia de avistamientos por encima de los 200 metros que es de 0,131 (1 avistamiento cada 7,8 millas náuticas navegadas).

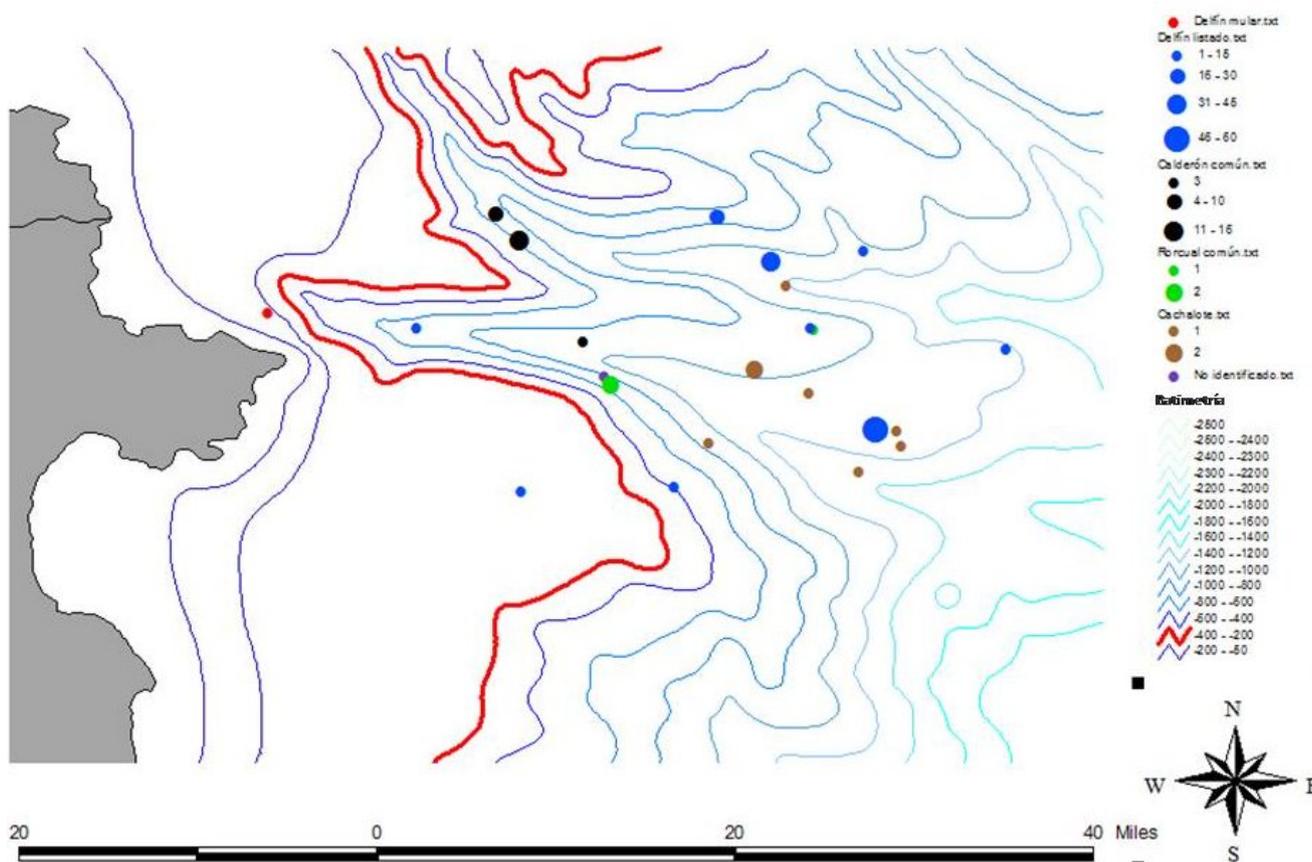


Figura 2.2.5 – Mapa de distribución de los cetáceos observados en el área del Cañón de Creus (julio 2010)



### Delfín Mular (*Tursiops truncatus*)

El delfín mular es una especie de aguas costeras, con una distribución que generalmente no supera en el Mediterráneo occidental los 200 metros de profundidad (Cañadas 2002). En la zona norte de Cataluña la mayoría de avistamientos de delfines mulares realizados durante los transectos llevados a cabo para el “Proyecto Mediterraneo” se encontraban por debajo la isóbata de los 100 metros (Gazo et al, 2004).

En la zona de estudio sólo el 30, 61 % de la superficie del área estaba por debajo de los 200 metros de profundidad. Se realizaron 69.18 millas náuticas de esfuerzo para esta profundidad y se obtuvo un único avistamiento de delfín mular, de un tamaño de grupo de 5 individuos, obteniendo una tasa de encuentro por cada 100km navegados de TE=0.273 y una densidad de 0,021 delfines mulares por cada 10Km<sup>2</sup>, mucho inferior a la densidad media encontrada para la zona adyacente al Cabo de Creus de 0,88 delfines mulares por cada 10km<sup>2</sup> (Forcada 2004). La insuficiencia de datos no ha permitido hacer una estima de la población, ni una distribución de la especie según la profundidad.

### Cachalote (*Physeter macrocephalus*)

Los cachalotes fueron detectados a través del transecto visual y acústico. El número de avistamientos de cachalotes detectados durante los transectos visuales corresponden al 31,8% del total de avistamientos realizados en el área. La tasa de encuentro por cada 100km navegados es de TE=1.909, o de  $19 \cdot 10^{-3}$  individuos Km<sup>-1</sup>, tasa mucho mayor a la encontrada por estudios anteriores para el Golfo de León de  $3.02 \cdot 10^{-3}$  individuos Km<sup>-1</sup> (Gannier 2002). Todos los avistamientos realizados durante el estudio han sido de individuos solitarios, coincidiendo con estudios descritos anteriormente para el mar Mediterráneo (Mangano 1983; Pavan y Borsani 1997; Gannier 1998). La profundidad media del área a la que pueden observarse cachalotes es de 1110m (799-1420). Tal y como se observa en la figura 2.2.6, existe una relación directa entre el aumento de la profundidad y la frecuencia a la que podemos observar cachalotes dentro del área de estudio del Cañón de Creus ( $R=0,3749$ ), hasta 1400 metros.

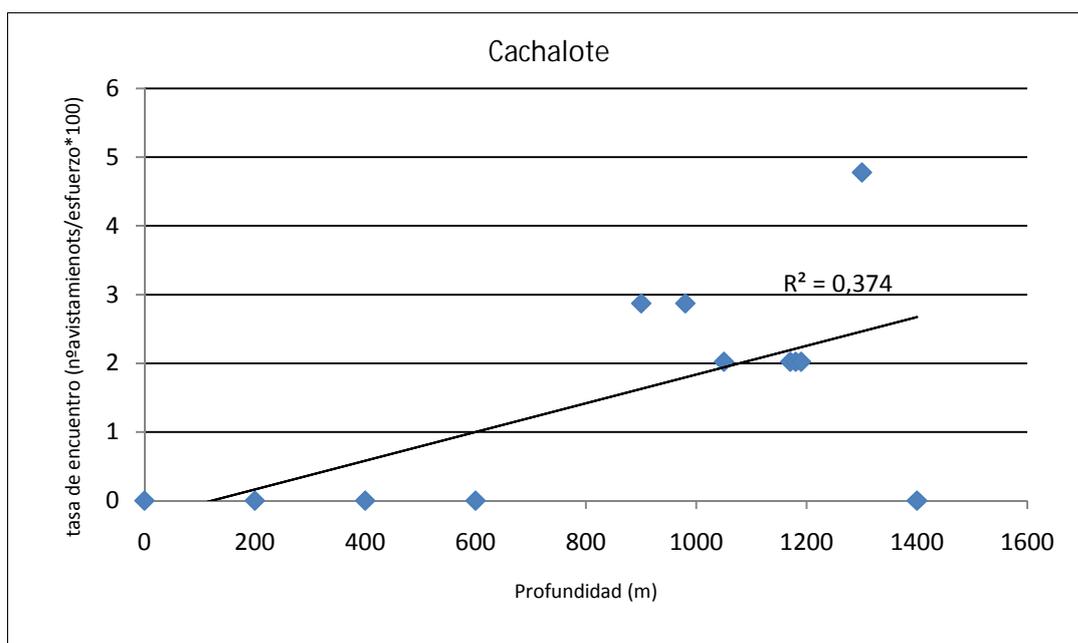


Figura 2.2.6 – Tasa de encuentro respecto a la profundidad.

Los transectos acústicos han permitido aumentar la detectabilidad de cachalotes, por lo que ha aumentado la función de detección en los transectos visuales. No obstante, no se han tenido en cuenta aquellas detecciones para las que no ha habido una confirmación visual. El tiempo de inmersión medio para los cachalotes detectados ha sido de entre 30 y 60 minutos.

#### Delfín listado (*Stenella coeruleoalba*)

El delfín listado es una de las especies de delfines más abundantes en las costas catalanas, con una población estimada para el Mediterráneo Nor-occidental en 1992 de 48.098 individuos (Forcada et. al., 1998). Esta especie presenta, en el Mediterráneo, una distribución continua a partir de la isóbata de los 200 metros, según presentan los mapas de distribución presentados para el proyecto Mediterráneo “Zonas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo Español” (Gazo et. al 2004), que recogen datos desde 1990 a 2002.

Durante el estudio realizado en la zona del Cañón de Creus se hicieron 9 avistamientos de delfines listados, 2 de los cuales tuvieron lugar en períodos de no esfuerzo. Además, los delfines listados fueron detectados en varias ocasiones acústicamente. El tamaño medio de grupo observado fue de 19.25 individuos (tabla 2.2.3). La tasa de encuentro para el delfín listado fue de TE=0.9518 en el área del Cañón de Creus y su distribución respecto a la profundidad (figura 2.2.7) no presenta correlación ( $R^2=0.0192$ ), aunque sí es cierto que sólo el 11,2 % de los avistamientos se dieron en profundidades inferiores a los 200 metros.

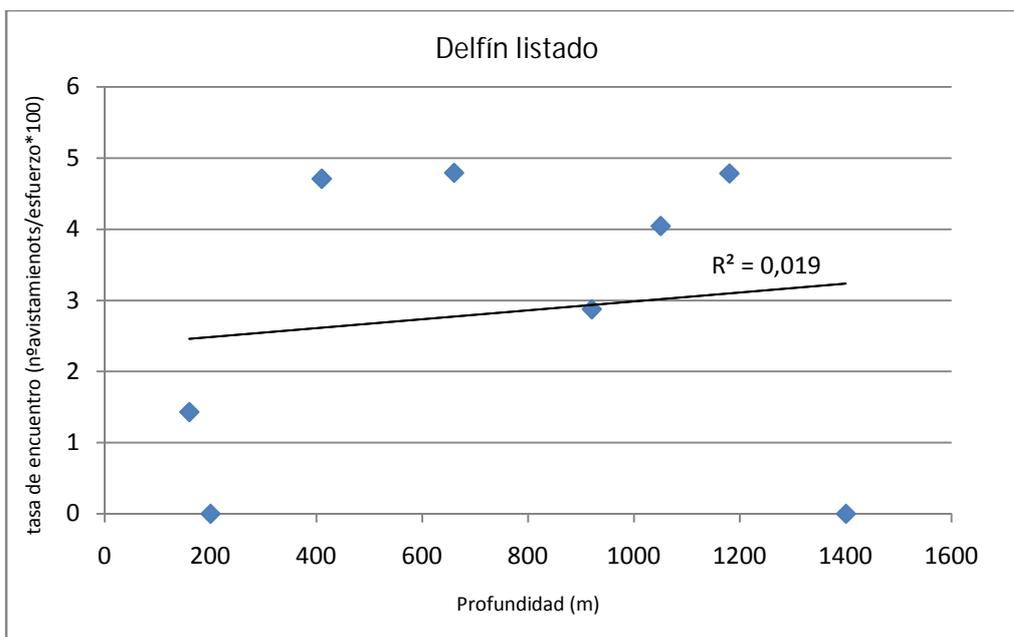


Figura 2.2.7 – Tasa de encuentro respecto a la profundidad.

#### Calderón común (*Globicephala melas*)

Esta especie ha sido poco estudiada en la zona y no se recogen datos anteriores para el Mediterráneo Nor-occidental. En general es una especie poco abundante, y tanto los varamientos como los avistamientos son escasos, no habiéndose producido ningún varamiento de esta especie para el área de Gerona desde 2005 hasta 2009 (tabla 2.1.1).



No obstante, se realizaron 3 avistamientos de esta especie, de un tamaño medio de grupo de 9.7 (tabla 2.2.3). Se tomaron fotografías y se ha iniciado un catálogo de fotoidentificación (figura 2.2.8), que permitirá la comparación de los individuos con otros catálogos y el inicio de estudio de la especie en esta parte del Mediterráneo español.



Figura 2.2.8 – Fotografías seleccionadas (derecha, izquierda), de un individuo capturado a través de fotoidentificación del Cañón de Creus para el catálogo.

#### Rorcual común (*Balaenoptera physalus*)

Durante el estudio se registraron dos avistamientos de rorcual común. La tasa de encuentro de 0.546 es relativamente baja comparada con otras especies. No obstante, el patrón migratorio de la especie en el área se adecúa a este resultado y será desarrollado en el siguiente punto (ver punto 2.2.2.2).

#### 2.2.1.2.2. Canal de Menorca

Durante la última semana de julio de 2010 se efectuó, a bordo de una embarcación del Govern de Balears (motora Capelli 27 de 8,5 m de eslora, con dos motores Suzuki de 150 CV), un transecto (1-6) y una réplica de este (7-10) en el área de estudio del Canal de Menorca (figura 2.2.9). El total de millas navegadas fue de 229,48Mn, de las cuales se realizaron con esfuerzo efectivo un total de 114,36 Mn. El total del área y el esfuerzo efectivo realizado por cada réplica se presentan en la Tabla 2.2.5.

Tabla 2.2.5. Esfuerzo efectivo realizado en cada una de las réplicas

ÁREA	TAMAÑO DE ÁREA (Km2)	ESFUERZO EFECTIVO (Km)	
		RÉPLICA 1	RÉPLICA 2
Canal de Menorca	2461,71	137,50	74,30



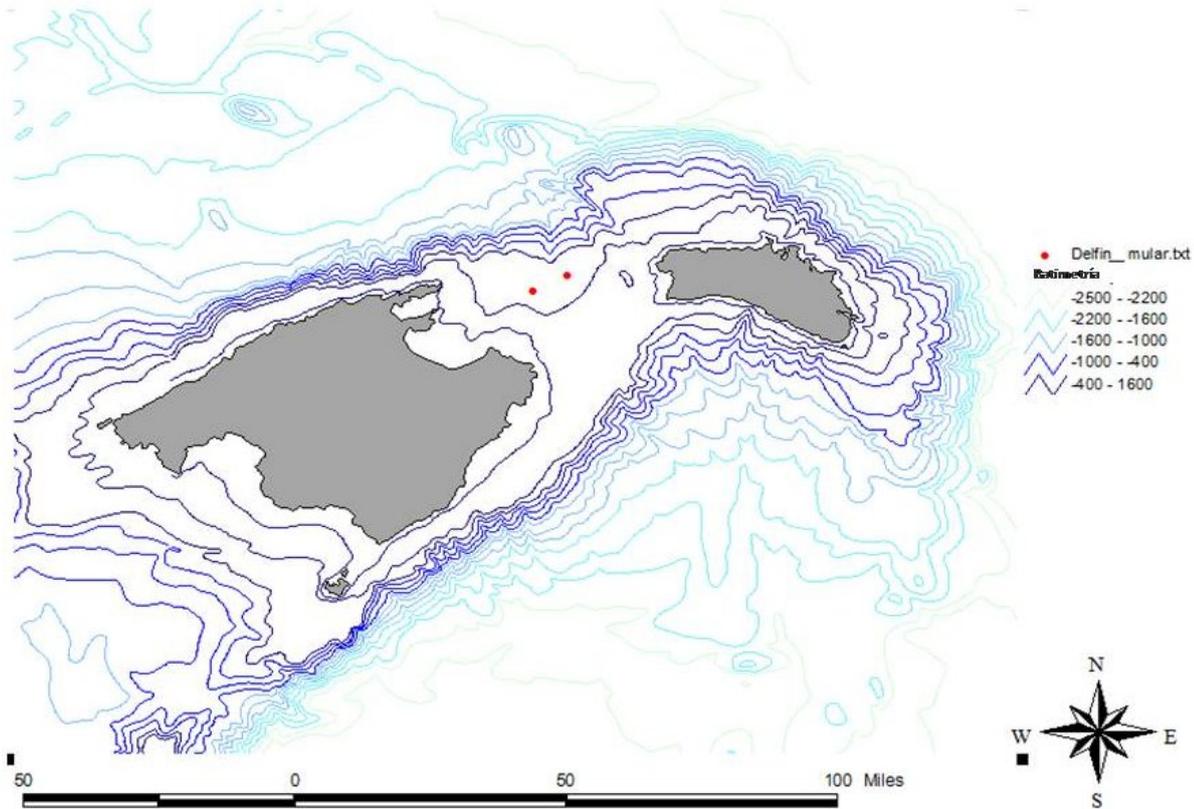


Figura 2.2.10 – Mapa de avistamientos del Canal de Menorca (Agosto 2010).

## 2.2.2. Detección con acústica pasiva

### 2.2.2.1. Metodología

El uso de la acústica pasiva para determinar la presencia, patrón estacional y movimientos migratorios de especies como el rorcual común ha sido probada con éxito anteriormente (Clark 1995, Watkins 2000, Castellote 2009).

Las características acústicas de los sonidos emitidos por el rorcual común, en particular el canto durante la época de reproducción, parecen seguir una variación geográfica paralela a variaciones genéticas entre poblaciones (Hatch y Clark, 2004). Estudios posteriores han demostrado la utilidad del seguimiento acústico como método de identificación de la estructura poblacional del rorcual común (ej. Clark y Gagnon, 2004; Delarue et al, 2009; Gedamke, 2009). El tipo de señales incluidas en las secuencias, el intervalo entre pulsos en las secuencias y en menor grado el ancho de banda, frecuencia media y duración de los pulsos, han sido los parámetros acústicos que mejor expresan la identidad de las poblaciones.

El seguimiento acústico de rorcual común en el mar Mediterráneo ha ido poco explorado por el momento. Clark et al. (2002) presentó los primeros resultados en la región de Liguria, sugiriendo que el comportamiento acústico de la población mediterránea podría ser distinguible del de otras poblaciones. Posteriormente se han realizado varios estudios (ej. Castellote, 2009; Laran et al, 2010) que demuestran la utilidad del seguimiento acústico de esta especie en el mar Mediterráneo. Diferencias en el intervalo entre pulsos clásicos (también denominados pulsos de 20 Hz) y el ancho de banda de los mismos parecen variables útiles para distinguir la identidad poblacional del rorcual común en el mar Mediterráneo.

Muy pocos estudios han incluido técnicas acústicas para detectar cachalotes en el mar Mediterráneo y generalmente se ha tratado de equipos de arrastre desde embarcaciones (ej. Gannier y Gannier 1997; Frantzis et al, 2003). Sin embargo, la detección acústica de cachalotes en otras áreas está bien desarrollada (ej. Nosal y Frazer, 2007; Rendell y Whitehead, 2003). El cachalote emite pulsos de ecolocalización útiles para su detección acústica a menores distancias que el rorcual común por tratarse de sonidos emitidos a más altas frecuencias y muy direccionales.

#### 2.2.2.1.1. [Ecological Acoustic Recorder – EAR](#)

Para el presente estudio se usó un grabador autónomo de fondeo “Ecological Acoustic Recorder” (EAR, Oceanwide Science Institute, EEUU) programado para grabar a una velocidad de muestreo de 6250 Hz siguiendo un ciclo de grabación de 10 minutos cada 30 minutos (figura 2.2.10). La versión de EAR utilizada durante el estudio ha sido la versión preparada para ser fondeada a una profundidad de hasta 500 metros. La línea de fondeo se compuso de un muerto de 200 kg unido por cadena y cabo a un liberador acústico (Sonardyne, modelo LRT) y la unidad EAR (figura 2.2.10). Se incorporó una flotación de 12 kg a la línea de fondeo para su recuperación (fig.2.2.11). El fondeo se realizó con la ayuda de la Unidad Técnica Marina (UTM) del Instituto de Ciencias del Mar (ICM) del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), quien también facilitó la logística del embarque.



Figura 2.2.10 – El sistema EAR está constituido por un microprocesador y un convertidor analógico-digital, que graba los sonidos detectados y almacena las grabaciones en un disco duro. La programación de las grabaciones se efectúa de dos formas distintas: a través de un horario regulado, que graba y se detiene según se programe, o a través de un disparo automático, que se activa al inicio de una detección de un barco o de un cetáceo.

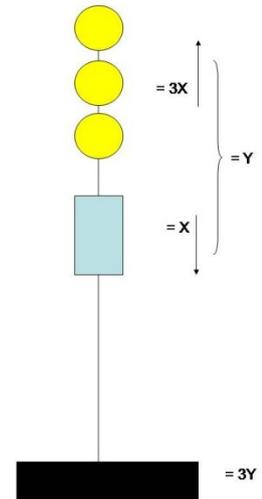


Figura 2.2.11 – Línea de fondeo compuesta por dos ruedas de hormigón, un liberador acústico, una boya de sub-superficie y un grabador EAR.

En el área del Cañón de Creus el fondeo se realizó a bordo del buque oceanográfico del García del Cid durante una campaña del proyecto INDEMARES. Previo al fondeo se realizó a bordo del buque una batimetría, con el objetivo de asegurar que el dispositivo se lanzaba en un lugar de poca pendiente, ya que al tratarse de un cañón existía el riesgo de que el dispositivo pudiera deslizarse por la pendiente y superar el límite máximo establecido, tanto del propio aparato, como del liberador acústico, que son 500m.

En el área del Delta- Columbretes el fondeo se realizó a bordo de una embarcación de pesca deportiva de la compañía “Cambrils Charter”. La posición de fondeo en el Delta del Ebro se situó al borde del talud continental, y en el Cañón de Creus en el límite superior del mismo. La posición de los dos fondeos se muestra en la figura 2.2.12.

Se realizaron dos fondeos de dos meses de duración: en el área del Cañón de Creus en otoño de 2009 y en el área del Delta del Ebro en primavera de 2010 (tabla 2.2.6).

Tabla 2.2.6. Detalles de las áreas y duraciones de fondeo

Área	Posición	Profundidad	Periodo	Duración fondeo
Cañón de Creus	42° 21' 41'' 3° 20' 99''	363 m	27/09/2009 26/11/2009	61 días
Delta del Ebro	40° 29' 37.4'' 1° 21' 03.8''	330 m	16/03/2010 25/05/2010	71 días

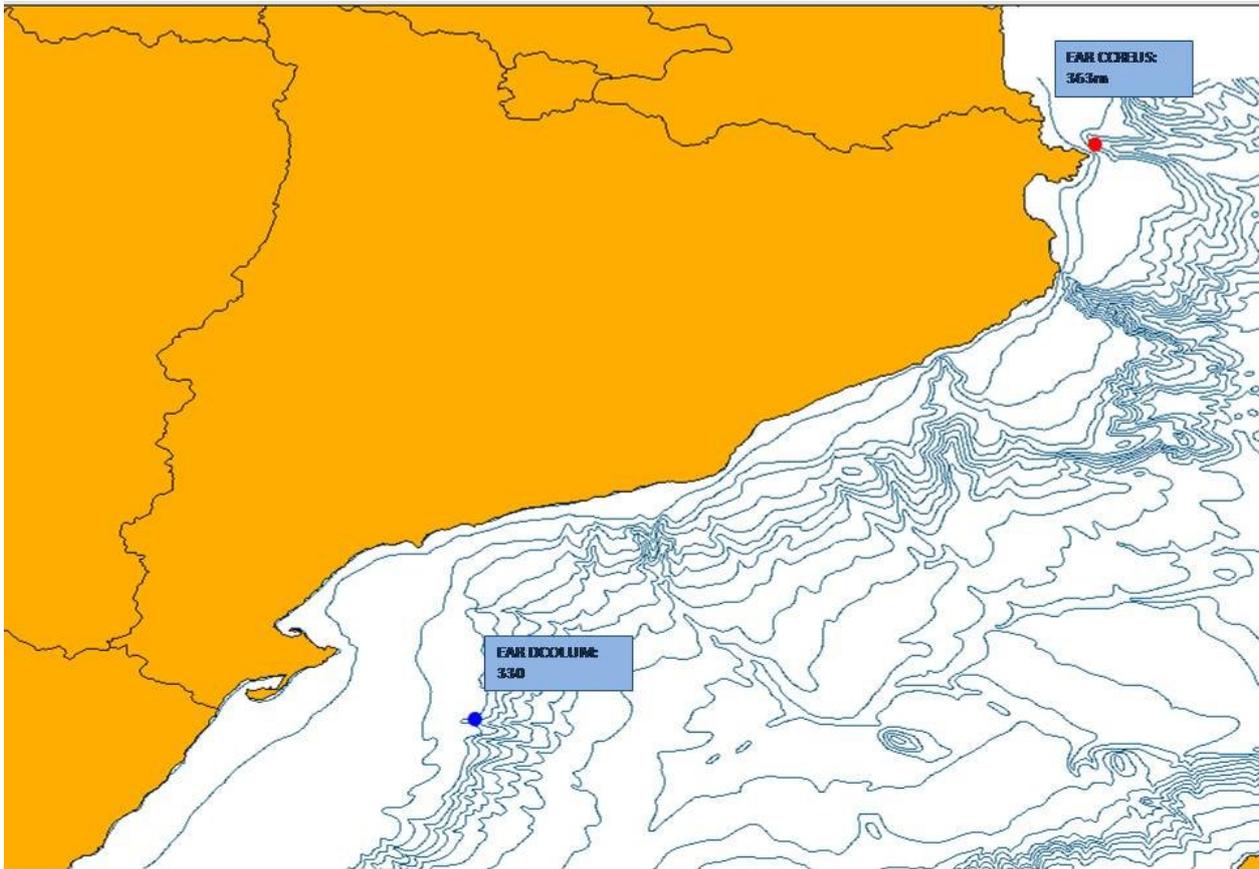


Figura 2.2.12 – Batimetría de la zona de estudio y posiciones de fondeo.

#### 2.2.2.1.2. Análisis de datos

Las grabaciones se almacenan en formato binario (.bin) en el grabador. Durante su procesado se convierten en formato de archivo de sonido .aiff y se clasifican por carpetas equivalentes a las semanas de fondeo.

Para el análisis de presencia de rorcual común se utilizó el programa “Extensible Bioacoustic Tool” (XBAT, Univ. Cornell, EEUU) versión 6. El análisis incluye tres pasos, el proceso automático de detección de las señales de rorcual común, la validación manual de las detecciones obtenidas para eliminar aquellas que sean falsas y modificar las que sean incorrectas, y la selección de señales para incluir en registros con los que realizar las medidas del intervalo entre pulsos.

La detección automática se centró en la identificación de pulsos de 20 Hz de rorcual común. Se realizó construyendo un conjunto de ejemplos de estas señales para incorporar a la función de detección con el detector por muestras (“template detector”) del programa XBAT. La validación manual se realizó mediante la representación espectrográfica de los archivos de sonido superponiendo las selecciones resultantes de la detección automática. Las señales obtenidas con mejor calidad fueron seleccionadas para realizar las medidas del intervalo entre pulsos. Éstas se analizaron con el módulo “Energy Measurement Tool” para el programa XBAT, obteniendo medidas del tiempo central de cada pulso de 20 Hz. Restando el tiempo central de



pulsos consecutivos se obtuvo el intervalo entre pulsos. Esta operación se realizó en una hoja de cálculo de Microsoft Excel 2007.

Para el análisis de presencia de cachalote se utilizó el programa “Integrated System for Holistic Multi-channel Acoustic Exploration and Localization” (ISHMAEL, NOAA/Pacific Marine Environmental Laboratory, EEUU) versión 2. El análisis incluye dos pasos, el proceso automático de detección de clicks y la validación manual de las mismas. La detección automática se realizó mediante el detector de suma de energía por bandas. La búsqueda automática se configuró para la banda 3125-2500 Hz. Las detecciones se clasificaron en una hoja de cálculo de Microsoft Excel 2007 para identificar los periodos a validar manualmente. La validación manual se realizó mediante la representación espectrográfica de los archivos de sonido que contuvieron las detecciones. Se utilizó un segundo método alternativo para identificar posibles detecciones fuera de la banda 3125-2500 Hz de análisis. Se utilizó un código basado en la plataforma Matlab (Mathworks, EEUU) versión 7.8, que identifica señales cuyas características temporales y espectrales son similares a los clicks de ecolocalización de odontocetos. Los resultados de detección de este método se validan manualmente del mismo modo que el método anteriormente descrito.

#### 2.2.2.2. Resultados

Se analizaron un total de 337 horas de grabación para el fondeo del Cañón de Creus y 423 horas para el fondeo del Delta del Ebro. Se obtuvieron un total de 21.079 pulsos de 20 Hz de rorcual común y una sola serie de clicks de cachalote (tabla 2.2.7). Se seleccionaron los 100 pulsos de 20 Hz de mejor calidad de cada área de estudio para realizar el análisis de identidad de población.

Tabla 2.2.7. Resumen de las detecciones de rorcual común y cachalote obtenidas en el estudio

Área	Rorcual común	Cachalote
Cañón de Creus	20.249	1
Delta del Ebro	830	0
Detecciones totales	21.079	1

##### 2.2.2.2.1. Presencia estacional del rorcual común

###### 2.2.2.2.1.1. Cañón de Creus

En la zona del Cañón de Creus la presencia de rorcuales es muy superior a la encontrada en el Delta-Columbretes, estando presentes todos los meses de estudio con un máximo en septiembre (figura 2.2.13). El valor mínimo alcanzado en el Cañón de Creus es superior al máximo en el Delta del Ebro. La abundante presencia de vocalizaciones de rorcual común en las grabaciones del área del Cañón de Creus en otoño es acorde con descripciones previas sobre los movimientos migratorios de esta especie en el mar Mediterráneo. Se ha propuesto

que, durante el otoño, el rorcual común mediterráneo migra desde áreas de alta productividad en la región tirreno-liguro-provenzal hacia regiones al sur de la cuenca mediterránea occidental, utilizando el paso entre las islas Baleares y la península Ibérica como corredor migratorio por una parte importante de esta población (Castellote, 2009).

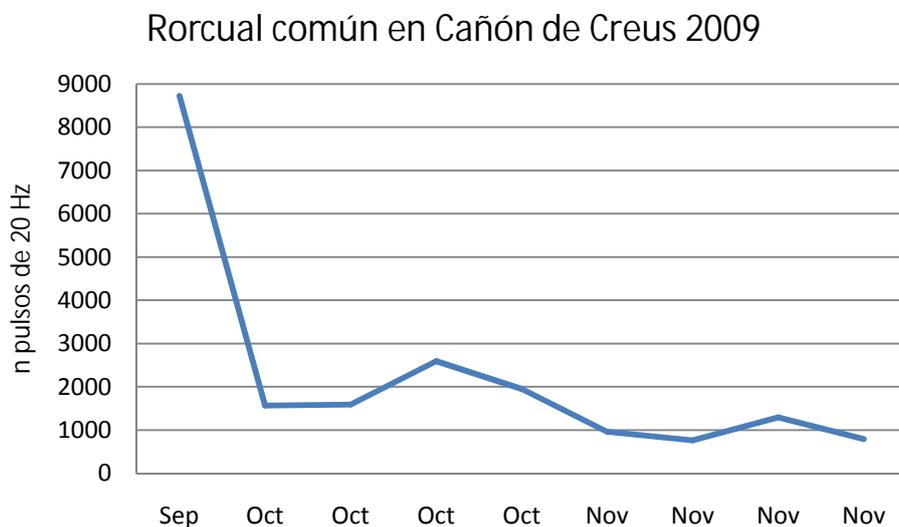


Figura 2.2.13 – Distribución semanal de las detecciones de pulsos de 20 Hz en el cañón de Creus desde la tercera semana de septiembre hasta la cuarta semana de noviembre de 2009.

#### 2.2.2.2.1.2. Delta Ebro – Columbretes

Aunque el reparto semanal de las detecciones es muy marcado para ambas áreas de estudio, los rorcuales están presentes en el Delta del Ebro exclusivamente en los meses de marzo y abril, reduciéndose su presencia gradualmente en abril y mayo (Figura 2.2.14).

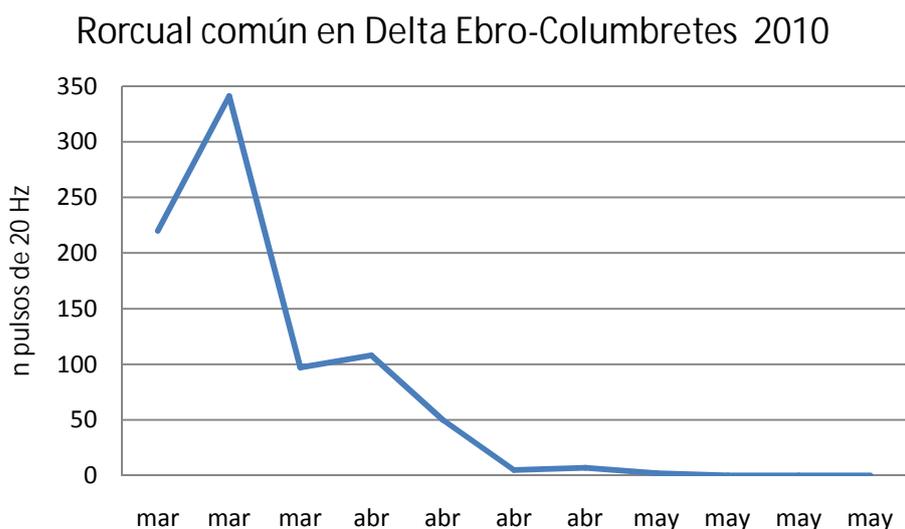


Figura 2.2.14 – Distribución semanal de las detecciones de pulsos de 20 Hz en el Delta del Ebro desde la tercera semana de marzo hasta la cuarta semana de mayo de 2010.



### 2.2.2.2.2. Identidad poblacional del Rorcual común

Los resultados del análisis de identidad poblacional de rorcual común indican que la mayoría de los animales detectados pertenecen a la población mediterránea. Pero en el caso de las grabaciones del área del Delta del Ebro se identificaron cuatro periodos (dos el día 13/03, uno el día 19/03, uno el día 24/03 y uno el día 29/03) en los que los sonidos detectados se atribuyen a individuos de la población del Atlántico noreste (Figura 2.2.15).

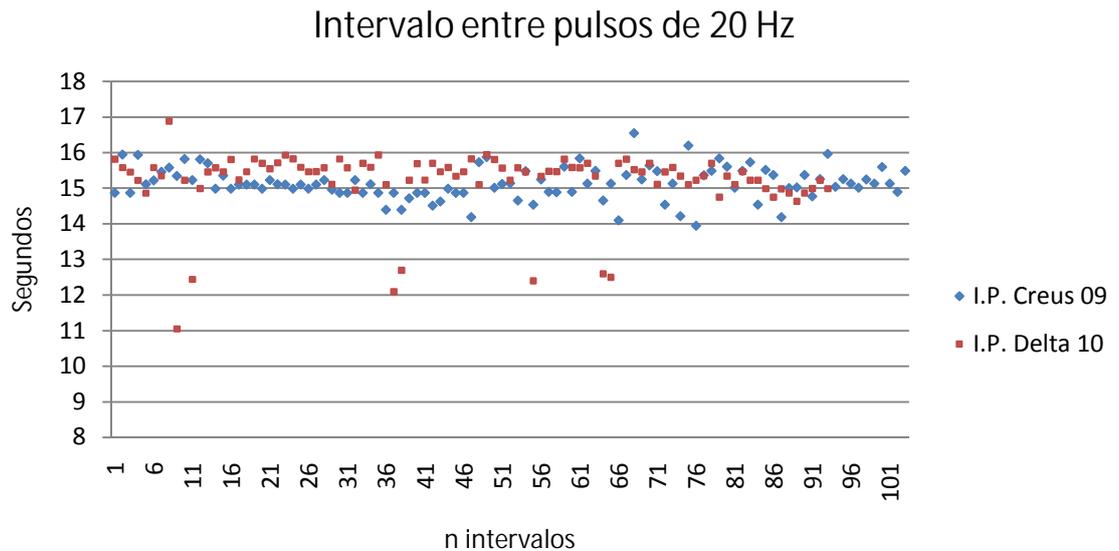


Figura 2.2.15 – Resultados del intervalo entre pulsos de 20 Hz medidos en los 100 mejores ejemplos de cada área de estudio.

Estos resultados coinciden con el tipo de señales detectadas en ambas áreas de estudio. Las secuencias de pulsos obtenidas en el Cañón de Creus contienen un mayor porcentaje de pulsos de 20 Hz frente a prepulsos (fig. 2.2.16), sin embargo las secuencias observadas en el Delta-Columbretes que presentan intervalos entre pulsos de 12-13 segundos contienen un número muy reducido de pulso de 20 Hz frente a prepulsos e incluso en varias ocasiones las secuencias están comprendidas exclusivamente de prepulsos. Este tipo de secuencias ha sido descrito exclusivamente en áreas del Atlántico norte (Clark y Gagnon, 2004).

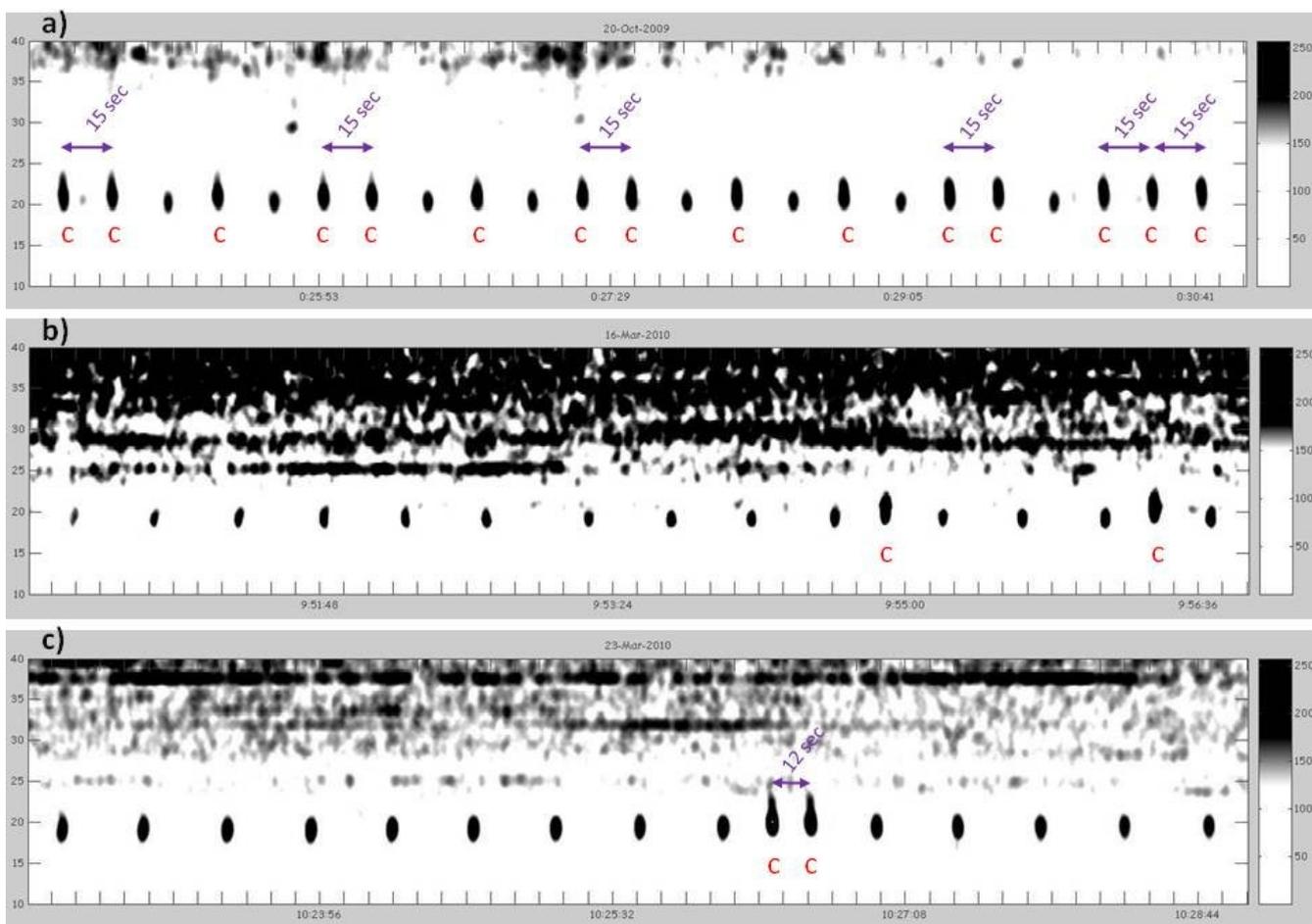


Figura 2.2.16 – Espectrogramas del rango 10-40 Hz de 6 minutos de duración de a) una secuencia típica de la población mediterránea conteniendo pulsos de 20 Hz a intervalos de 15 segundos y prepulsos, b) una secuencia típica de la población del Atlántico norte conteniendo casi exclusivamente prepulsos y c) una secuencia típica de la población del Atlántico norte donde los pulsos de 20 Hz aparecen en parejas con intervalo de 12 segundos. Las “c” rojas identifican los pulsos clásicos (de 20 Hz) de los prepulsos.

#### 2.2.2.2.2.1. Cañón de Creus

Los resultados del análisis del intervalo entre pulsos (figura 2.2.15) de 20 Hz indican que todos los rorcuales detectados en el Cañón de Creus corresponden a la población mediterránea, que presenta un intervalo entre pulsos de 15 segundos (Clark et al, 2002).

#### 2.2.2.2.2.2. Delta Ebro – Columbretes

Los resultados del área de Delta-Columbretes indican que, aunque la mayoría de los rorcuales detectados también corresponden a la población mediterránea, algunos individuos presentan un elevado porcentaje de uso de prepulsos y un intervalo entre pulsos de 20 Hz de 12-13



segundos, equivalente a la población del Atlántico noreste (Clark y Gagnon, 2004). La figura 2.2.15 muestra los resultados del análisis del intervalo entre pulsos.

Excluyendo los eventos cuyo intervalo es inferior a 13 segundos ( $n=7$ ) en el Delta del Ebro, no hay diferencias significativas entre ambos conjuntos de valores de intervalos entre pulsos de 20 Hz ( $t=-1,79$ ;  $p=0,09$ ).

### 2.2.2.2.3. Presencia de Cachalotes

#### 2.2.2.2.3.1. Cañón de Creus

Tan solo se detectó la presencia de un cachalote en el área del cañón de Creus, los días 2 y 3 de octubre. Los primeros clicks de ecolocalización detectados ocurrieron a las 22:10 horas del día 2. Las detecciones continuaron intermitentemente a lo largo del día 3 hasta las 00:10 horas del día 4 de octubre. La baja calidad de las señales detectadas indica que éste se encontraba cerca del límite de alcance del grabador. La presencia de la señal es intermitente durante todo el periodo de detección sugiriendo que, dadas las características direccionales de los clicks de ecolocalización, el animal solo era detectable cuando se encontraba orientado hacia la posición del grabador.

Durante el periodo de detecciones aparecieron sucesivos eventos similares a “creaks” asociados a la captura de presas durante el comportamiento de alimentación del cachalote (Miller et al, 2004), como se muestra en las figura 2.2.17. El análisis de distribución de energía en el espectro de frecuencias de estos eventos muestra un pico entorno a los 2000 Hz (figura 2.2.18) que es acorde con las características espectrales de los creak.

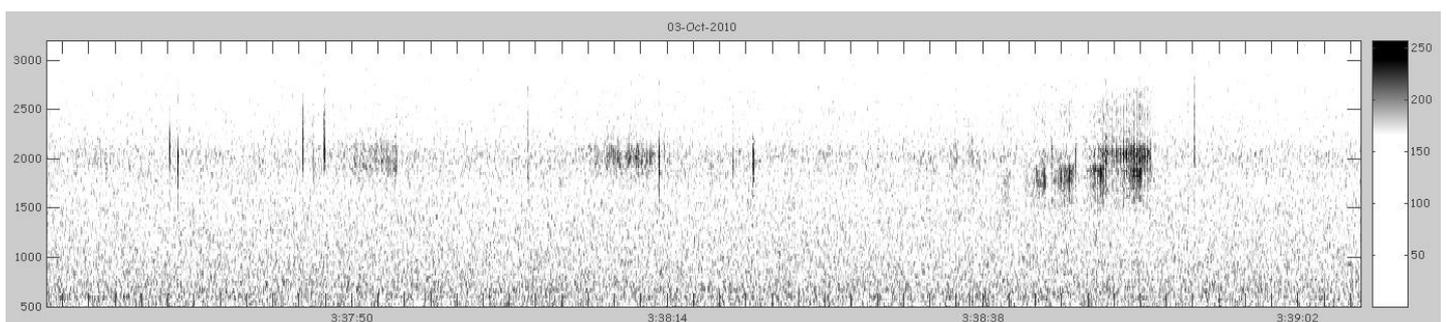


Figura 2.2.17 – Espectrograma del rango 500-3125 Hz de 4 minutos de duración de la madrugada del día 3 de octubre donde se observan clicks y tres series de creaks asociados al comportamiento de alimentación del cachalote.

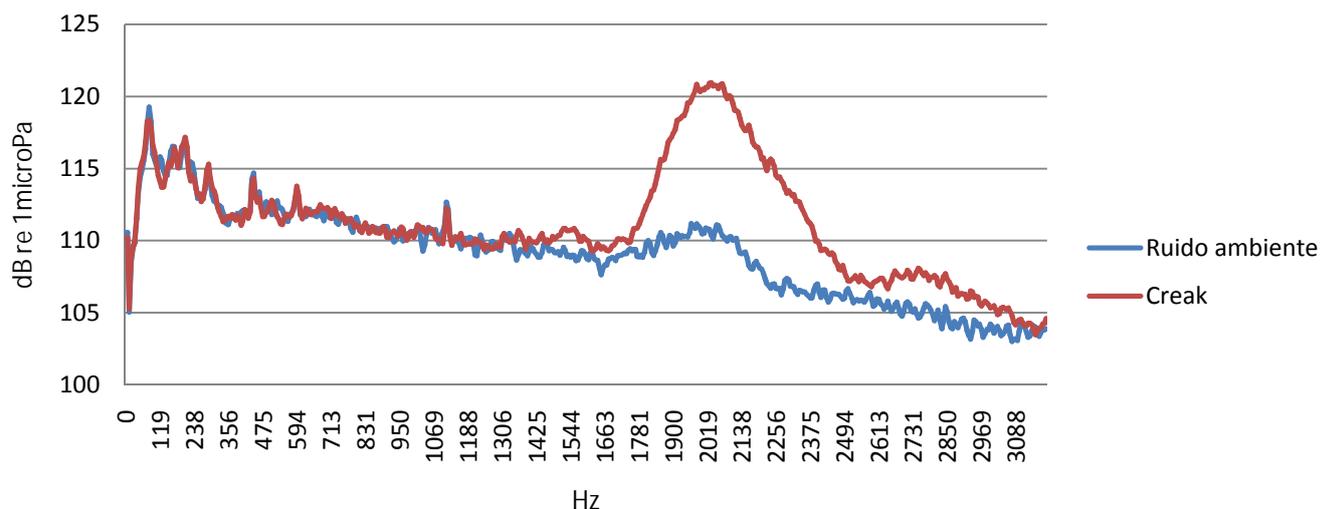


Figura 2.2.18 – Análisis de densidad espectral de un creak (línea roja) conteniendo aproximadamente 250 clicks y el ruido ambiente (línea azul) de los 5 segundos previos al creak. La máxima energía del creak se encuentra en torno a los 2000 Hz.

El patrón típico del comportamiento acústico del cachalote, con la producción de clicks de manera constante durante la inmersión y la ausencia de clicks durante el descanso en superficie, no fue distinguible durante el periodo de detecciones de los días 2 y 3 de octubre, lo que podría poner en duda la validez de esta detección. Sin embargo, la presencia de breves series de clicks de muy reducido intervalo entre los mismos, cuya duración y características espectrales coinciden con la descripción de creaks de alimentación de cachalotes, permiten asignar esta serie de sonidos a la presencia de un cachalote.



## 3. Inventariado y Caracterización de Tortugas Marinas en las Zonas Propuestas

### 3.1. Información previa y de ámbito genérico en la zona de estudio

#### 3.1.1. Revisión Bibliográfica

##### 3.1.1.1. La tortuga boba en el Mediterráneo

En el mar Mediterráneo se dan tres de las ocho especies de tortuga marina que existen en el mundo: la tortuga boba (*Caretta caretta*), la tortuga verde (*Chelonia mydas*) y la tortuga laúd (*Dermodochelys coriacea*). De ellas, la tortuga boba es la especie más frecuente en este mar (Margaritoulis et al, 2003; Broderick et al, 2002). En esta región existen dos grandes poblaciones de tortuga boba diferenciadas genéticamente, una población Atlántica y otra Mediterránea (Laurent et al, 1998; Carreras et al, 2006).

La población Atlántica procede principalmente de áreas de nidificación del Atlántico occidental, sobre todo Estados Unidos y Caribe. Algunos juveniles, a su paso frente a la península ibérica durante su migración por el océano Atlántico, son “absorbidos” hacia el Mediterráneo por la corriente de entrada existente en el estrecho de Gibraltar. Ya en el año 1995, Camiñas y de la Serna desarrollaron un esquema de migraciones de tortugas bobas en el Mediterráneo Occidental para explicar este proceso, basado en información proporcionada por pescadores de palangre. Sin embargo, este esquema implicaba la salida de los juveniles atlánticos del mar Mediterráneo cada año. Laurent et al. (1998) por su parte, detectaron también la presencia de un gran número de individuos de procedencia atlántica en el Mediterráneo Sur-occidental a través de análisis genéticos de animales capturados por pesquerías. Ahora se conoce que estos individuos no salen del mar Mediterráneo cada año, sino que permanecen en él una media de 8 años, el tiempo necesario para crecer y poder nadar contra la corriente del estrecho, saliendo de nuevo al Océano Atlántico, donde prosiguen con su migración hacia América (Revelles et al, 2007a). Estos años los pasan alimentándose y creciendo en el mar Mediterráneo Sur-occidental, más concretamente en el mar de Alborán y norte de África.

En cuanto a la población Mediterránea, tiene sus áreas de anidación en el Mediterráneo Oriental, con las más importantes zonas localizadas en Libia, Grecia, Chipre y Turquía (Pritchard, 1997). Tras anidar, las hembras adultas de tortuga boba se dispersan por el Mediterráneo Oriental hacia lugares de alimentación, encontrándose principalmente en el golfo de Gabes y el mar Adriático (Margaritoulis et al, 2003; Zbinden et al, 2008). Poco se sabe, sin embargo, de las rutas de migración de las crías una vez eclosionan del nido y se pierden en el mar hasta regresar como adultos. Varias investigaciones se han llevado a cabo en los últimos 20 años para aumentar este conocimiento en el mar Mediterráneo Occidental, a través de

estudios de captura-recaptura (Casale et al, 2007; Revelles et al, 2008), análisis de capturas accidentales por pesquerías (Camiñas y de la Serna, 1995), genética (Carreras et al, 2006) o telemetría por satélite (Bentivegna, 2002; Cardona et al, 2009). Así, ahora se conoce que el Mediterráneo Occidental es un lugar muy importante de alimentación, tanto para los individuos juveniles de poblaciones atlánticas como de las mediterráneas. Estudios genéticos con ADN mitocondrial han podido determinar con más precisión la distribución de estas dos poblaciones dentro del Mediterráneo oeste (Carreras et al, 2006) confirmando que, en lugar de mezclarse de forma homogénea en esta zona, existe una estructura clara de distribución. Así, los individuos de la zona Nor-occidental del Mediterráneo se encuentran genéticamente más relacionados con las poblaciones del sur de la península italiana, perteneciendo a las poblaciones mediterráneas, al contrario que las poblaciones de Baleares y sur del Mediterráneo español, pertenecientes a poblaciones atlánticas y más relacionadas con ejemplares de Azores, Madeira y Lampedusa (Figura 3.1.1). Tras un segundo estudio genético llevado a cabo con ejemplares de las playas de anidación del Mediterráneo Oriental (Carreras et al, 2007), se pudo apreciar que, de hecho, haplotipos encontrados en ejemplares del Noreste español, aparte de algunos más generalizados, procedían de playas de Grecia, Turquía e incluso Israel. A través de estudios de captura-recaptura a lo largo de toda la costa Mediterránea española, Revelles et al. (2008) pudieron finalmente trazar una línea imaginaria que, saliendo del Cabo La Nao y cruzando justo al norte de las Islas Baleares llegaría a la mitad de la costa oeste corsa, bajando por ella hasta Sicilia y el golfo de Gabes. Esta línea, que separa de hecho dos grandes regiones del Mediterráneo Occidental, una con agua procedente del Atlántico menos salada (Millot, 1999), y otra de mucha menor influencia atlántica, separaría también muy a grandes rasgos las poblaciones atlánticas y mediterráneas (Figura 3.1.2).

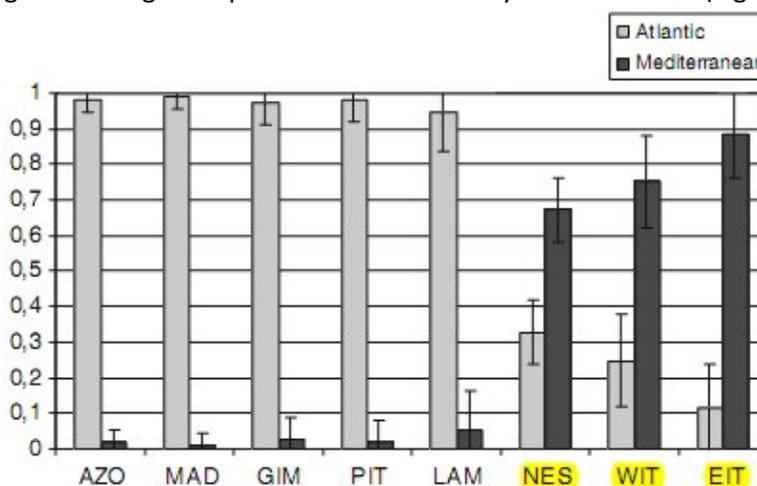


Figura 3.1.1 – (Carreras et al, 2006) Contribución estimada de las playas de anidación del Atlántico y del Mediterráneo en las zonas de alimentación de juveniles del Mediterráneo occidental, analizada por genética. Las líneas verticales muestran el error estándar. AZO-Azores, MAD-Madeira, GIM-Islas Gimnesias (Noreste de las Islas Baleares), PIT-Islas Pitiusas (Suroeste de las Islas Baleares), LAM-Lampedusa, NES-Noreste español (desde el delta del Ebro hasta la frontera con Francia), WIT-Oeste de Italia, EIT-Este de Italia.

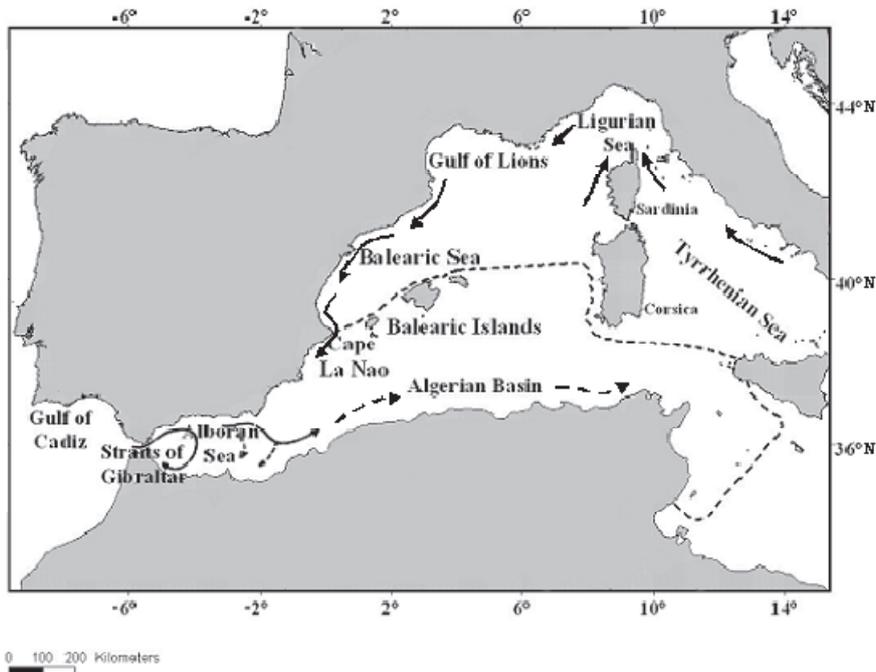


Figura 3.1.2 – (Revelles et al, 2008) Cuencas del Mediterráneo Occidental, con el límite entre las regiones del norte y del sur (línea discontinua) y las corrientes predominantes (flechas) según Millot (1999).

### 3.1.1.2. Presencia de tortuga boba en las tres zonas de estudio

Mediante datos extraídos de capturas accidentales en Baleares, Camiñas y de la Serna (1995) concluyeron que las tortugas bobas se dirigían hacia el sur en los meses fríos para evitar las temperaturas demasiado bajas del agua, regresando al norte en los meses de verano. Una tendencia similar apreciaron Tomás et al. (2003) en sus datos de varamientos de tortugas bobas en las costas Valencianas. Sin embargo, estudios realizados con transmisores de satélite desde Baleares (Cardona et al, 2005; Revelles et al, 2007b), y mediante avistamientos desde avioneta en aguas de Columbretes (Gómez de Segura et al, 2003; 2006b) han descartado esta teoría, ya que encontraron la misma cantidad de tortugas marinas a lo largo de todo el año. Una posible explicación al aumento de capturas accidentales y de varamientos apreciado durante los meses cálidos podría ser el aumento estacional de mortalidad de tortugas por palangre y trasmallo de langosta, artes de pesca utilizados únicamente durante los meses de primavera y verano, época en la que estos animales están también más activos (Carreras et al, 2004).

Al contrario que en el Mediterráneo Sur-occidental, donde las tortugas parecen preferir hábitats oceánicos (Cardona et al, 2005; Revelles et al, 2007b), en la sección Nor-occidental donde se sitúan las tres áreas de este estudio, los ejemplares de tortuga boba se encuentran principalmente sobre la plataforma continental (Gómez de Segura et al, 2003; 2006b; Bertolero, 2003; Revelles et al, 2008; Cardona et al, 2009). Además, parece que hay un grado de fidelidad a estas zonas según datos de transmisiones de satélite (Cardona et al, 2009), capturas-recapturas (Revelles et al, 2008) y de varamientos y de capturas de animales por pesquerías (Bertolero, 2003).

El Delta del Ebro ya desde hace tiempo se sospecha como zona importante, no sólo de alimentación de tortugas bobas, sino también de invernada. Bertolero (2003) llevó a cabo un estudio de tortugas marinas en la provincia de Tarragona con datos recogidos a lo largo de 18 años. En él, de 103 tortugas bobas registradas, el 74,8% de las observaciones se hizo en el mismo Delta del Ebro, el 22,3% en el mar que lo rodea, y tan sólo el 2,9% se realizaron en otras zonas de la provincia. Además, dos de las tortugas marcadas fueron recapturadas tras 941 y 351 días en el Delta del Ebro. Aunque sí es cierto que el mayor número de los registros se realizó durante los meses de primavera y verano, incluso durante los meses de invierno se observaron tortugas, tanto ejemplares muertos como vivos. A una conclusión similar llegan Cardona et al. (2009) en su estudio con transmisores de satélite, al ver que los movimientos típicos de tortugas sobre áreas de alimentación eran precisamente en áreas cercanas al Delta del Ebro. Además, de las 10 tortugas marcadas, una pasó un año completo dentro de esta zona, y otra tortuga, tras pasar allí casi un año, migró hacia el norte en la primavera siguiente, regresando después al Delta.

En cuanto a las islas Columbretes, un estudio completado por Gómez de Segura et al. en 2003 mediante transectos aéreos confirmó a su vez la presencia de tortugas bobas alrededor de esta zona todo el año, tanto en el área considerada Reserva como en el área adyacente (Figura 3.1.3). La densidad media en el área de estudio fue de 0,322 tortugas/km<sup>2</sup>, y la abundancia media de 1.324 tortugas. Sin embargo, teniendo en cuenta el % del tiempo que estos animales están sumergidos, y valorándolo al menos en un 50%, de Segura et al. concluyeron que muy probablemente la densidad de tortugas sería más del doble de los valores estimados por ellos. El hecho de que las tortugas utilizaran toda el área de estudio, y no sólo la zona de reserva, puede ser atribuido a que la reserva no tiene ningún efecto sobre la distribución de estos animales, o a que el área de influencia de la reserva es mayor de lo previsto. En cualquier caso, recomendaron la ampliación de la Reserva por ser ésta una medida que apoyara la conservación de esta especie en la zona.

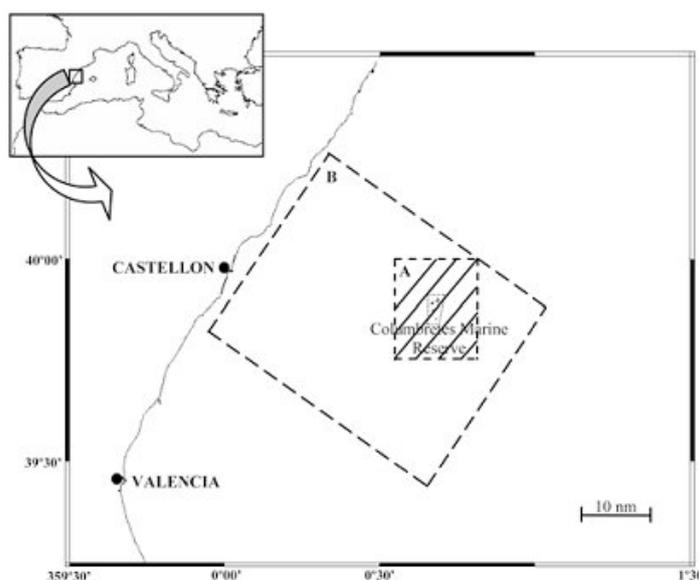


Figura 3.1.3 – Zonas donde se realizaron los transectos aéreos. Nótese una zona A que incluye la reserva marina y zonas aledañas, y una zona B que comprende un área mucho mayor (Gómez de Segura et al, 2003).



Un segundo estudio realizado con avioneta entre los años 2001 y 2003, y que abarcó toda la costa Mediterránea perteneciente a Murcia y Comunidad Valenciana, confirmó de nuevo la alta densidad de tortugas marinas en toda la zona (Gómez de Segura et al, 2006b). Una vez corregidos los datos de tortugas avistadas en función del % de tiempo transcurrido en superficie (determinado según Cardona et al, 2005), se llegó a una estimación de densidad en toda la zona de 0,592 tortugas/km<sup>2</sup>, y de abundancia total de 18.954 tortugas. Los datos en la zona norte, alrededor del delta del Ebro y de Columbretes, parecían reflejar una menor cantidad de animales en esta zona. Sin embargo, datos de transmisores de satélite más recientes, y colocados en animales capturados en el Delta del Ebro, sugieren que los animales en estas áreas pasan mucho mayor tiempo sumergidos, hasta el 90% del tiempo (Cardona, comunicación personal). Por lo tanto, es probable que el número de individuos en esta zona norte sea igual, si no mayor, a la zona sur del estudio. En cualquier caso, sí está claro que toda el área es de una gran importancia para la especie, con valores de densidad al menos una orden de magnitud mayor que en otras zonas del mundo (Figura 3.1.4)

Los estudios realizados en Baleares mediante vuelo no han sido tan intensos, habiéndose realizado tan sólo dos vuelos en marzo y septiembre del 2002 (Carreras et al, 2004). Este estudio dio un valor total de tortugas presentes en la plataforma continental alrededor de las islas de 437,1 +- 41,7. Sin embargo, ya que no se conoce el tiempo que pasan sumergidos estos animales en la zona, no se puede corregir de forma fiable este número. Si se considera este valor como un 50%, un mínimo absoluto en tortugas marinas, llegaríamos a cantidades totales de al menos 874,2 +- 83,4 individuos. Durante los estudios, la frecuencia de tortugas fue mayor en las áreas sureste de las islas de Mallorca y Menorca.

No hay ningún estudio específico realizado en el área del Cañón de Creus y, salvo por avistamientos ocasionales en la zona desde embarcaciones de recreo o de estudio de cetáceos, esta zona no se considera especialmente relevante para las tortugas marinas. En cualquier caso, y aunque no se trata de una zona importante de alimentación, sí es zona de paso de animales que llegan desde el sur de Francia hacia las costas españolas. Por ejemplo, un ejemplar liberado desde el delta del Ebro, volvió a aparecer en el delta dos años más tarde con una marca externa francesa. En el estudio de Cardona et al. (2009), uno de los ejemplares marcados también se dirige a Francia y regresa al sur, cruzando siempre muy cerca de la costa a la altura del Cabo de Creus.

Study area	Depth	Methodology	Species	Density	Measure of dispersion		Reference
					CV	se	
North Carolina	Inshore waters	Line transect	Turtles*	0-0.37	-	0.5-11.6	Epperly, Braun & Chester (1995a)
North Carolina	Continental shelf 0-200 m	Line transect	Turtles*	0-0.176	-	0.9-8.5	Epperly <i>et al.</i> (1995b)
South Georgia	Estuarine and near shore	Strip transect	Turtles	0-0.62	-	0.05-0.41	Braun & Epperly (1996)
Eastern Gulf of Mexico	Continental shelf 0-200 m	Line transect	<i>Caretta caretta</i>	0.013	-	-	Griffin & Griffin (2003)
Northern Gulf of Mexico	Continental shelf 0-200 m	Line transect	<i>C. caretta</i>	0.039-0.042	0.23-0.30	-	Davis, Evans & Würsig (2000)
Northern Gulf of Mexico	Continental slope 100-2000 m	Line transect	<i>C. caretta</i>	0.0003-0.004	0.27-0.77	-	Davis <i>et al.</i> (2000)
Northern Gulf of Mexico	Continental slope 100-2000 m	Line transect	<i>C. caretta</i>	0.0005	0.29	-	Davis & Fargion (1996)
Northeastern USA	Continental shelf and slope 0-2000 m	Line transect	<i>C. caretta</i>	0.0016-0.5	-	-	Shoop & Kenney (1992)
Spanish Mediterranean	Continental shelf 0-200 m	Strip transect	<i>C. caretta</i>	0.056	-	-	Carreras <i>et al.</i> (2004)
Spanish Mediterranean	Continental shelf and slope 0-1000 m	Line transect	<i>C. caretta</i>	0.18-0.63	0.11-0.30	0.03-0.14	Gómez de Segura <i>et al.</i> (2003)
Spanish Mediterranean	Continental shelf and slope 0-3000 m	Line transect	<i>C. caretta</i>	0.15-0.43	0.09-0.35	0.01-0.07	Present study

Figura 3.1.4 – Comparación de los datos del estudio de De Segura et al. (2006b) con otros estudios similares realizados en otras zonas del mundo. Los valores en el cuadro indican la densidad de tortugas en cada estudio.

### 3.1.1.3. Problemas de conservación en las tres zonas de estudio

La especie está declarada como “en peligro” a nivel mundial por la IUCN ([www.redlist.org](http://www.redlist.org)), aunque Groombridge (1990) consideró a la población mediterránea como “en peligro crítico”. De hecho, la colonia de tortugas que anidan en el Mediterráneo es más pequeña que la de las tortugas del Atlántico, y ha disminuido dramáticamente en los últimos años, debido principalmente a la pesca accidental, a la recolección de huevos y al desarrollo turístico (Margaritoulis et al, 2003). Por esta razón se recomienda que sea considerada como una unidad de manejo separada a la población atlántica.

Las tortugas bobas en el Mediterráneo occidental están sujetas a una serie de amenazas antropogénicas que incluyen la polución marina, colisiones con embarcaciones, ingestión de basura y degradación de su hábitat (Margaritoulis et al, 2003; Tomás et al, 2002). Sin embargo, la mayor amenaza de estas poblaciones en la zona es sin duda la captura accidental por diferentes pesquerías (Aguilar et al, 1995; Camiñas y De la Serna, 1995; Carreras et al, 2004; Tomás et al, 2008; Álvarez de Quevedo et al, 2010).

La captura accidental de tortugas marinas por palangre de superficie se ha considerado desde siempre la principal amenaza para los juveniles de esta especie en el Mediterráneo (Margaritoulis et al, 2003; Lewison et al, 2004). Dentro de este mar, las tasas de captura accidental más elevadas se encuentran en el Mediterráneo Sur-occidental (Lewison et al, 2004; Deflorio et al, 2005; Camiñas et al, 2006). En esta zona hay una gran cantidad de individuos inmaduros de *Caretta caretta* utilizando los hábitats oceánicos (Cardona et al, 2005; Revelles et al, 2007a), hábitats que también utilizan las pesquerías de palangre españolas (Camiñas y de la Serna, 1995; Báez et al, 2007). Tomás et al. (2008) consiguieron identificar la posible causa de varamiento en 393 individuos de 619 tortugas marinas encontradas varadas a lo largo de 14 años (1993-2006) en las costas Valencianas. El 80% de estas 393 tortugas habían varado



debido a causas antropogénicas. De ellas, sin duda la interacción con palangre era la causa más común, representando el 43,5%. La mayoría de estos animales aparecieron en los meses de verano, coincidiendo con la mayor actividad de esta pesquería. Sin embargo, no hay que olvidar que la interacción con palangre es también la que deja mayores marcas en los animales (p.ej. anzuelos clavados, lesiones por el sedal alrededor de la boca). Por lo tanto, es fácil que se sobre-estime esta interacción frente a otras más complicadas – o imposibles – de identificar.

Sin embargo, estudios desde avioneta (Gómez de Segura et al, 2003; 2006b) han revelado que existe un gran número de juveniles de *Caretta* sobre la plataforma continental de la mitad norte de la costa mediterránea española, datos que confirman otros estudios de captura-recaptura y varamientos (Bertolero, 2003; Revelles et al, 2008). Esto hace a la especie vulnerable a artes de pesca más artesanales y costeros en esta zona, tales como el arrastre o el trasmallo, en la costa de la Península Ibérica más que alrededor de Baleares, por ser el esfuerzo pesquero mucho más intenso (Cardona et al, 2009).

En Baleares, un estudio llevado a cabo por Carreras et al. (2004), comprobó que el trasmallo de langosta era efectivamente la segunda pesquería que mayor interacción tenía con tortugas bobas en la zona, después del palangre de superficie. Durante el año 2001 se calculó una captura accidental por este arte de pesca de 196 tortugas. Pero a diferencia del palangre, el trasmallo de langosta causa una mortalidad directa mucho mayor (entre el 80 y el 100% de las tortugas capturadas), por lo que tiene que ser tenida en cuenta en la región, especialmente si se considera que el número total de tortugas presentes en la zona, calculada desde vuelos con avioneta en este mismo estudio, era de tan solo 437 individuos. A pesar de que la presencia de las tortugas en esta área tiende más a las zonas sureste de Mallorca y Menorca, la captura por trasmallo de langosta es mucho más importante en la costa de Menorca. La razón más probable es la menor profundidad a la que se coloca el trasmallo en esta zona: 50m de profundidad en comparación con los más de 100m de profundidad que se utiliza en las otras islas. La solución al problema pasaría, por tanto, por aumentar la profundidad a la que se cala este arte de pesca, y obligar a colocar cestas en lugar de trasmallos si la profundidad de calado es menor a 100m.

A su vez, en Cataluña, Álvarez de Quevedo et al. (2010) determinaron que el arrastre era el arte de pesca con mayor interacción con tortugas marinas, antes incluso que el palangre de superficie. En el sur de Cataluña (alrededor del Delta del Ebro) la plataforma continental es muy ancha y la pesquería de arrastre no sale hasta aguas profundas para pescar. Por esta razón, la captura accidental de tortugas marinas por arrastre aumenta de forma muy importante en esta región (51,5% del total, frente al 25,7% del palangre), al contrario que en otras zonas donde el talud continental está cercano a la costa, como el norte de Cataluña o las Islas Baleares. Además, la mortalidad directa e indirecta por este tipo de pesca es mayor. Por ello, el arrastre es el arte que más afecta a las poblaciones de tortugas marinas en esta región. Este dato es más importante si cabe si se tiene en cuenta que en esta área las tortugas marinas proceden de poblaciones mediterráneas y, por tanto, están mucho más amenazadas. Al contrario que otros artes de pesca, el mayor número de interacciones del arrastre con tortugas marinas, según las entrevistas realizadas a los propios pescadores en el estudio, se da durante los meses de invierno. Esto podría deberse a que los animales, con las temperaturas bajas del mar, se encuentran inactivos en el fondo del mar, manteniendo el gasto energético al mínimo, siéndoles así más difícil evitar las redes del arrastre.

### 3.1.2. Análisis y valoración de los varamientos en las zonas de influencia a las áreas de estudio

#### 3.1.3. Cataluña

En los últimos 5 años en Cataluña han sido registradas las asistencias a un total de 193 tortugas marinas, entre las encontradas varadas o flotando y las traídas por pescadores tras una captura accidental. De estas tortugas, la gran mayoría (65%) llegaron a las costas de la provincia Tarragona (Figura 3.1.5), de las cuales un 73% fueron recogidas en el Delta del Ebro. Sin embargo, tan sólo un 8% de las tortugas llegaron a Girona, y de ellas un 13% lo hizo a la comarca del Alt Empordà, donde se encuentra el Cabo de Creus. Este dato se confirma analizando los porcentajes de llegada de tortugas relativos a cada año, siendo siempre la aparición de tortugas en Tarragona mucho mayor que en las otras provincias (entre un 60 y un 76%).

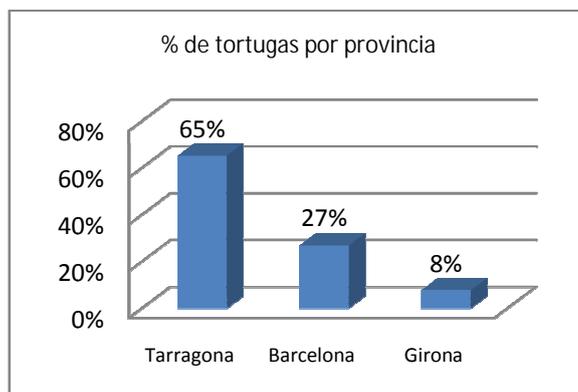


Figura 3.1.5 – Porcentaje de tortugas llegadas a las tres provincias catalanas entre los años 2005 y 2009. Los datos proceden de los registros oficiales del Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya.

De los animales asistidos, cada año un 60-70% apareció varado en las costas o se recogió mientras flotaba en superficie. El otro 30-40% fue traído a puerto por pescadores de diferentes artes de pesca. De ellos, el trasmallo fue el arte que más tortugas reportó, siendo responsable de la captura de un 60% de los individuos asistidos (con un máximo del 88% en el año 2009). Le siguió el arrastre, con un 30% de las capturas (máximo del 52% en el 2008). El palangre sin embargo, y confirmando la conclusión de Álvarez de Quevedo et al. (2010), no capturó más de un 10% de individuos durante estos 5 años.

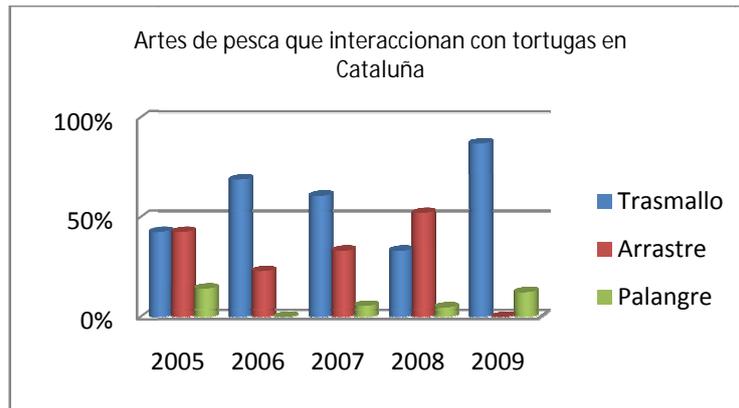


Figura 3.1.6 – Porcentaje de tortugas marinas capturadas y traídas a puerto por los tres artes de pesca más frecuentes en Cataluña durante el periodo 2005-2009.

En Cataluña sólo quedan 11 barcos de palangre de superficie (Registro oficial de embarcaciones de pesca del Departament d’Agricultura, Alimentació i Acció Rural), con lo cual la captura accidental por este tipo de arte no representa una gran amenaza en esta zona. El trasmallo sí tiene un alto índice de captura incidental, al ser un arte muy extendido en la zona del Delta del Ebro y coincidir allí con una importante población de tortuga marina. Sin embargo, y afortunadamente, la mayoría de los animales están en perfectas condiciones cuando son liberados de las redes. Sí supone un mayor problema la captura accidental por arrastre en Cataluña. Aunque el número de tortugas capturadas es muy bajo por embarcación, el gran número de barcos hace que la captura final total sea muy alta. Además, las tortugas suelen salir en muy mal estado clínico o incluso muertas, al haber estado sumergidas durante un tiempo largo y haber sufrido la presión de toda la captura en la red. Por esta razón, en Cataluña es imperativo comenzar a trabajar con el arte de pesca del arrastre, probando diferentes métodos de mitigación de la captura accidental y formando a los pescadores para la adecuada asistencia y reanimación de las tortugas que capturan, de forma que se pueda minimizar la mortalidad asociada. Las medidas de mitigación sugeridas para este tipo de arte pasan por el uso de TEDs, disminución de la duración del calado de la red a un máximo de dos horas por calado, y la prohibición de la pesca en zonas de menos de 50m de profundidad.

En cuanto a las épocas en que aparecen estos animales, varía mucho entre años. En la figura 3.1.7 se puede observar que aparecen animales varados a lo largo de todo el año, con una mayor frecuencia en los meses más cálidos de primavera y verano. Esto inicialmente se puede interpretar como una mayor cantidad de tortugas presentes durante esa época, pero también refleja un mayor movimiento de los animales, que pasan los meses fríos de invierno en un estado de semi-invernación de gran inmovilidad. Además durante los meses cálidos aumenta la presencia de personas que disfrutan de la costa, con una mayor probabilidad de interactuar con esta especie, y por supuesto aumenta la presión pesquera y las embarcaciones de recreo que pueden afectar a las tortugas.

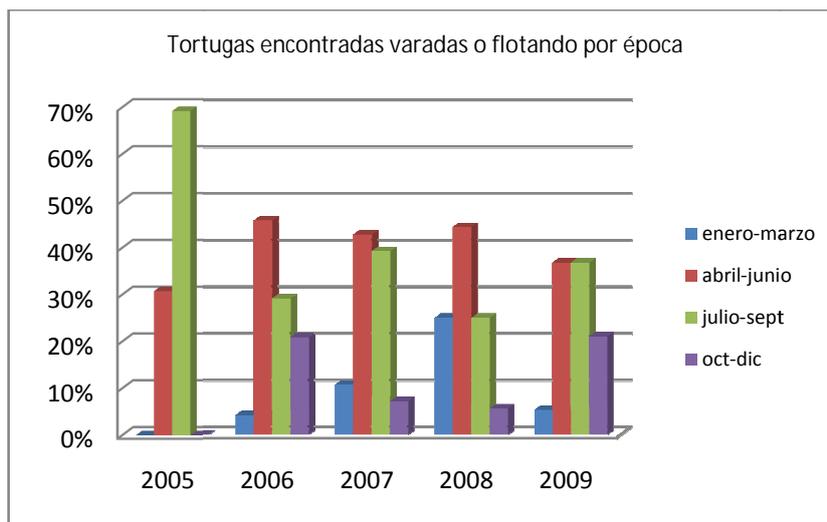
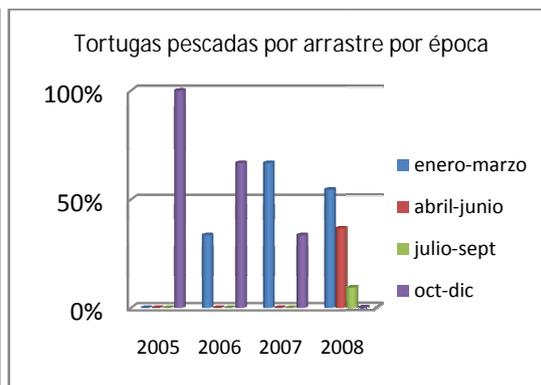
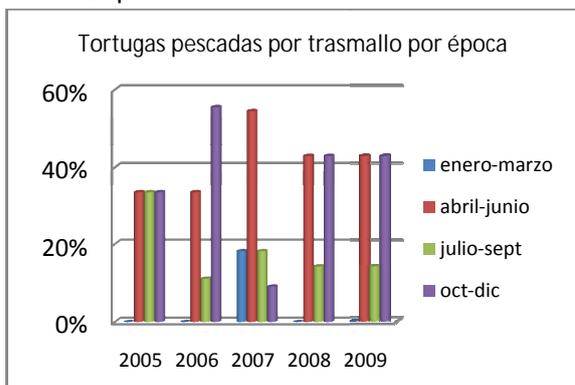


Figura 3.1.7 – Porcentaje de tortugas marinas encontradas varadas o flotando en las costas catalanas según la época del año.

Concentrándose en los animales capturados por trasmallo y arrastre (Figuras 3.1.8 y 3.1.9), se puede apreciar que las capturas accidentales suceden a lo largo de todo el año, confirmando la presencia de tortugas durante todo el año. El trasmallo en concreto es un arte bastante específico del Delta del Ebro, y las capturas por este arte sugieren una vez más la existencia de una población estable en este lugar a lo largo del año. El hecho de que el arrastre capture más tortugas durante los meses de invierno puede reflejar que los animales están más inactivos, descansando en el fondo del mar, por lo que son más fáciles de capturar. No hay que olvidar que estos datos dependen por completo de la participación de los pescadores, que avisan a las autoridades competentes cuando capturan una tortuga marina y la acercan al puerto. Por ello, no se pueden analizar de forma estricta y extraer ninguna conclusión de frecuencia de animales por zonas.



Figuras 3.1.8 y 3.1.9 – Porcentaje de tortugas marinas capturadas por pescadores de trasmallo y arrastre frente a las costas catalanas según la época del año.

### 3.1.4. Norte de Valencia

Para la Comunidad Valenciana únicamente se han tenido en cuenta los datos de la provincia de Castellón, la más cercana a la zona “Delta del Ebro – Columbretes”, una de las tres áreas de estudio. Según los datos oficiales de la Consejería de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda de la Generalitat Valenciana, en esta zona se han asistido un total de 71 tortugas



marinas en los 5 últimos años, distribuidas bastante uniformemente entre las tres comarcas de la provincia. De estas, durante los años 2005 y 2006 el 100% fueron encontradas varadas o flotando. A partir del 2007 sin embargo, entre un 40 y un 50% fueron traídas por pescadores. Esto puede ser el resultado de una campaña de trabajo con los pescadores de la zona, que comenzara a dar sus resultados a partir del año 2007. De los artes de pesca que han participado desde entonces, un gran porcentaje pertenece al arrastre, seguido por el palangre (Figura 3.1.10). Sin embargo, debido al corto periodo de trabajo con pescadores, no se pueden extraer conclusiones definitivas relativas a la interacción de las tortugas marinas con la pesca en esta área.

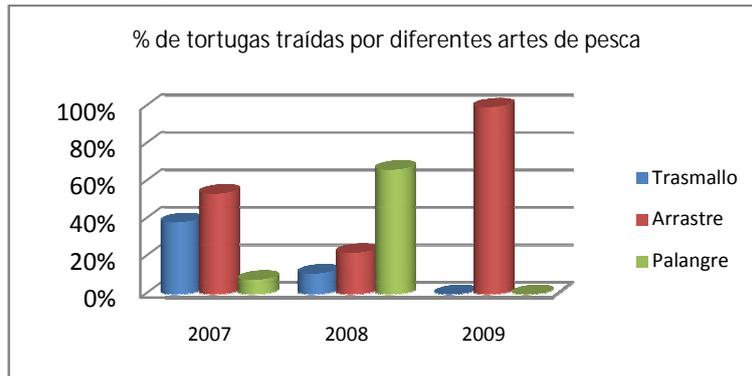


Figura 3.1.10 – Porcentaje de tortugas marinas capturadas por pescadores en la provincia de Castellón.

En cuanto a la presencia de tortugas marinas en la zona durante el año, a pesar de los escasos datos se puede concluir fácilmente que estos animales están presentes en las costas de Castellón a lo largo de todo el año. La gráfica relativa a los animales encontrados varados/flotando según las épocas (Figura 3.1.11), pero principalmente las relativas a los capturados por arrastres y trasmallo por épocas (Figuras 3.1.12 y 3.1.13), indican sin lugar a dudas la presencia continua de tortugas marinas a lo largo del año. En el caso de los arrastreros se confirma además la tendencia de este arte de pesca de capturar más tortugas de forma accidental durante los meses más fríos.

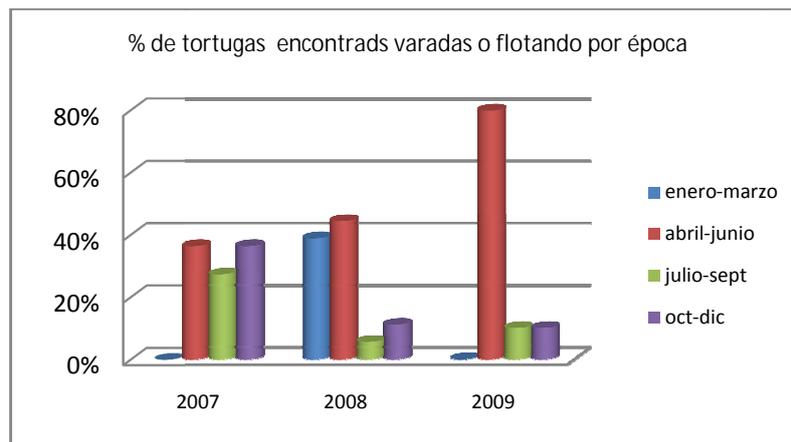
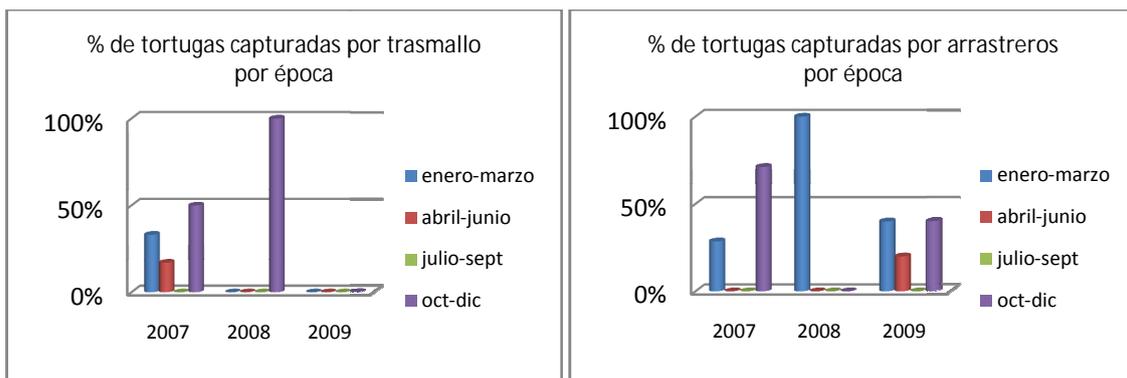


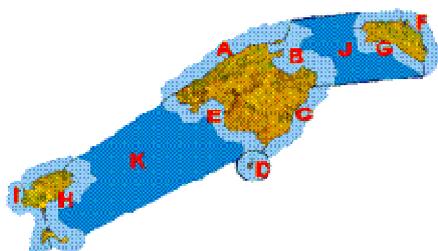
Figura 3.1.11 – Porcentaje de tortugas marinas aparecidas varadas o flotando en las costas de Castellón según las épocas del año.



Figuras 3.1.12 y 3.1.13 – Porcentaje de tortugas marinas capturadas por trasmallo y arrastre frente a las costas de Castellón según las épocas del año.

### 3.1.5. Baleares – Canal de Menorca

Para la zona de Baleares únicamente se han analizado los datos relativos al canal de Menorca (zona A, correspondiente a las letras B, J y G del mapa) y a las costas norte y sur de Mallorca y Menorca situadas justo a la entrada y salida de este canal (zona B, correspondiente a las letras A, C y F del mapa).



Según los datos oficiales de la Fundación Aspro Natura (Marineland Mallorca), encargada de la asistencia a animales marinos en las Islas Baleares, en los últimos 5 años 140 tortugas han sido registradas en las zonas analizadas, habiendo sido encontrados el 59% de los ejemplares en la zona B, y el 41% en la zona A (Figura 3.1.14).

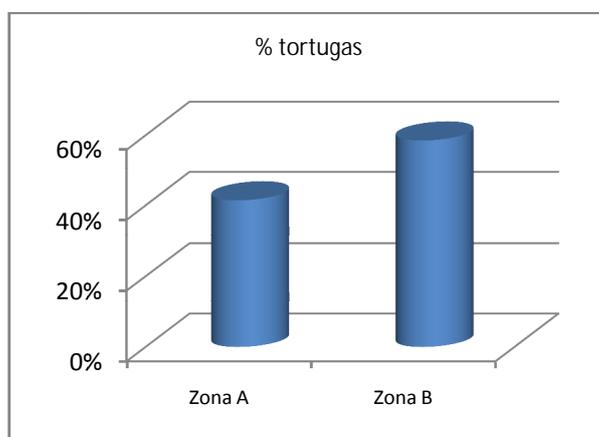


Figura 3.1.14 – Porcentaje de tortugas marinas registradas en el canal de Menorca y alrededores desde el año 2005. La zona A se refiere al canal de Menorca en sí, mientras que la zona B se refiere a las costas norte y sur de Mallorca y Menorca situadas justo a la entrada y salida del canal.



De estos animales, la gran mayoría son asistidos una vez han varado ya en las costas de Baleares, o cuando están flotando cerca de la costa. Son pocas, según los registros oficiales, las tortugas que llegan traídas por los pescadores locales. Esto puede ser debido, probablemente, a una falta de campañas de sensibilización entre este colectivo. De los pocos pescadores que han traído tortugas, la mayoría han sido palangreros de superficie. Estos datos parecen confirmar la conclusión de Carreras et al. (2004), que situaba al palangre como el arte de pesca que más interacciona con tortugas en Baleares. No hay que olvidar, sin embargo, el efecto del trasmallo de langosta en las costas de Menorca, incluido el canal de Menorca. La mayoría de las tortugas que interaccionan con este arte son encontradas ya muertas por los pescadores, por lo que probablemente las descarten allí mismo, y no las acerquen a un centro de recuperación. Es muy complicado confirmar la muerte por ahogamiento en una tortuga, sobre todo si ya lleva un tiempo muerta en el agua de mar, por lo que esto es sólo una suposición. Sin embargo, sí se recomienda trabajar en profundidad con este sector pesquero, modificando algunas de sus técnicas y llevando a cabo una intensa campaña de sensibilización.

### 3.1.6. Tamaño de las tortugas en las tres áreas de estudio

Analizando las longitudes curvas de caparazón de las tortugas registradas en las tres áreas de estudio (Figura 3.1.15), se puede apreciar una gran diferencia en la distribución de tamaños, siendo los individuos llegados a Cataluña y norte de Valencia más pequeños. Esta diferencia parece confirmar la distinta procedencia de las tortugas según las zonas, indicada por diferentes autores, estando compuestas las poblaciones de tortugas en Cataluña y norte de Valencia principalmente por ejemplares juveniles de tortugas mediterráneas, mientras que las aguas Baleares están frecuentadas por ejemplares sub-adultos de animales atlánticos.

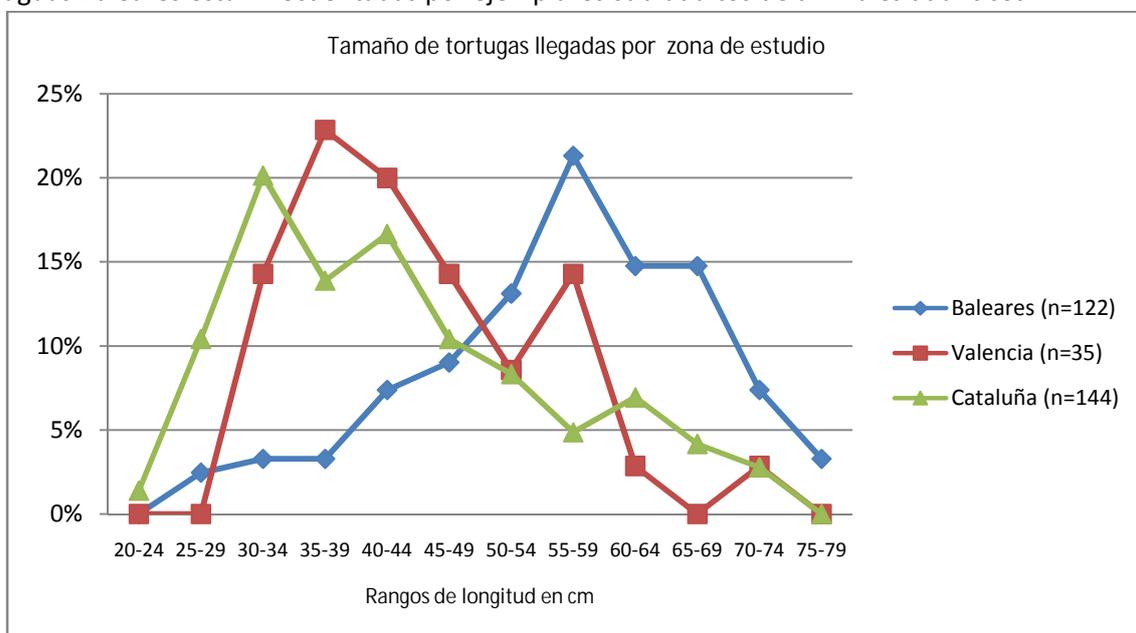


Figura 3.1.15 – Longitud curva de caparazón de las tortugas registradas en Cataluña, norte de Valencia y canal de Menorca entre 2005 y 2009 según los registros oficiales de cada Comunidad Autónoma.

## 3.2. Estudio específico en Delta del Ebro

### 3.2.1. Estudio con tecnología Hidroacústica

#### 3.2.1.1. Introducción

Como ya se menciona en el apartado de revisión bibliográfica, el Delta del Ebro siempre ha sido considerado como una zona importante para las tortugas bobas en el Mediterráneo Noroccidental, principalmente estudiando los datos de capturas incidentales por artes costeros de pesca, así como los registros de animales muertos o vivos llegados a las costas a lo largo del año. De hecho estos datos, así como los resultados de diferentes estudios de captura-recaptura y seguimiento remoto llevados a cabo en la zona (Bertolero, 2003; Cardona et al, 2009), indican que ésta puede ser importante no sólo para la alimentación de la especie, sino también como área de invernada. Un análisis detallado de los datos obtenidos con anterioridad por parte de estos investigadores, y de la base oficial de registros de la Generalitat de Catalunya, efectivamente confirma la presencia de individuos de *Caretta caretta* juveniles durante los meses de invierno cada año, con un tamaño medio de 43 cm de longitud recta de caparazón. Sin embargo el Delta del Ebro es una zona extensa, con puntos profundos y de mala visibilidad en general, donde es complicado llevar a cabo un estudio de tortugas marinas a través de avistamiento directo.

Por esta razón se planteó este proyecto, con la intención de confirmar la presencia o no de tortugas marinas en el Delta del Ebro durante los meses de invierno a través de un estudio que utilizase la tecnología de la hidroacústica. Para ello se contó con la amplia experiencia de la empresa Ecohydros, que ha estado implicada activamente en diversos estudios relacionados con la calidad y conservación de espacios litorales protegidos o sensibles a determinadas actividades de origen antrópico, centrándose en la mayor parte de las ocasiones en la exploración del estado ecológico de comunidades y en la recomendación de acciones para la correcta gestión y conservación de las mismas. Derivado de toda la experiencia del equipo, especialmente en todo lo relativo a la aplicación de técnicas hidroacústicas para el estudio de hábitats y comunidades subacuáticas, se planteó una aproximación experimental y pionera en España y Europa orientada a evaluar la viabilidad de la detección de individuos de tortuga boba mediante técnicas hidroacústicas, más concretamente en esta ocasión, de sonar de barrido lateral de alta resolución.

Los equipos hidroacústicos resultan una excelente solución en estudios de exploración subacuática, especialmente en entornos en los que la visibilidad puede verse reducida, o en aplicaciones en las que se requiere una cobertura amplia en un periodo de tiempo limitado. Debido a la escasa (casi nula) relación de trabajos de estas características y al dimensionamiento del proyecto, se optó por la elección del sonar de barrido lateral (SSS) como la opción tecnológica más adecuada para dar respuesta a los objetivos del proyecto.

#### Adecuación del sonar de barrido lateral para el proyecto

Los sistemas SSS admiten dos familias de usos: por un lado, son habitualmente utilizados para la elaboración de cartografías bentónicas. Por otro lado, para la búsqueda y recuperación de objetos. Ambos subsectores cuentan con un desarrollo de 5 décadas. El SSS proporciona una



cobertura zonal completa dentro del rango trabajado. Gracias al posicionamiento DGPS, todo punto dentro del barrido puede ser referido mediante sus coordenadas. Por este motivo, la prospección de búsqueda y recuperación de objetos mediante SSS se ha mostrado más rápida y certera que las técnicas tradicionales: buceo, cámaras subacuáticas o vehículos de control remoto (ROV). Estos medios, sin embargo, siguen siendo insustituibles para las tareas de verificación.

La eficacia de estas técnicas aumenta cuando se parte de las situaciones de incertidumbre concurrentes en el presente proyecto:

- Área de estudio extensa.
- Escasa visibilidad.
- Ausencia de punto de contacto visual actualizado del blanco.
- Falta de evidencia objetiva de su presencia.
- Desconocimiento de su número.
- Desconocimiento de su patrón de distribución y hábitats preferentes
- 

Sin embargo, por ahora muy pocos estudios se han llevado a cabo con esta tecnología en relación a la búsqueda de fauna bajo el agua. Quizás cabe destacar la existencia de tres estudios anteriores, todos llevados a cabo en Estados Unidos muy recientemente.

- 1) Durante el proyecto AQUARIUS, realizado en la bahía de Chesapeake, el Virginia Institute of Marine Science instaló un SSS Marine Sonic de 600 kHz a bordo de un AUV (vehículo autónomo submarino). En la columna de agua de los sonogramas se detectaron especies bastante menores que las tortugas de referencia, y las imágenes conseguidas fueron lo bastante satisfactorias como para desarrollar un sistema automático de reconocimiento y conteo.
- 2) El SSS también fue utilizado exitosamente para la detección de manatíes, tanto en movimiento como en reposo sobre el fondo. Se seleccionaron localizaciones en México y Florida, en las cuales la turbidez de las aguas imposibilitaba los avistamientos, y se utilizaron frecuencias de 445 kHz. Los resultados (Figura 3.2.1) ponen en evidencia que sí es posible detectar elementos de fauna aunque estos no se encuentren en la columna de agua, sino en reposo sobre el fondo (sea marino o de otro tipo). Estos estudios se han ampliado actualmente a los canales del Parque Nacional de Tortuguero, dirigidos por personal de Submon junto con la Fundación Trichechus y el Zoo de Barcelona.

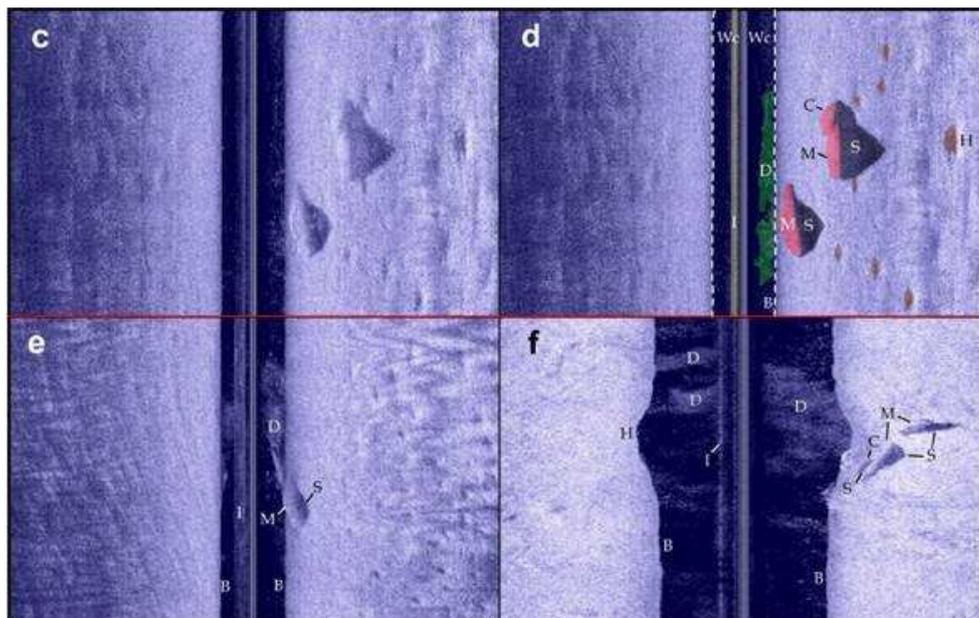


Figura 3.2.1 – Diferentes perspectivas de detección y clasificación de manatíes. Aunque el tamaño es mayor que el de una tortuga y, por tanto, su detección es más sencilla, esta experiencia nos aproxima al problema de la detección de blancos sobre el lecho marino.

- 3) En el año 2006, también en la bahía de Chesapeake, American Underwater Search and Survey Ltd. completó un proyecto para la detección de tortugas mediante SSS. El encargo era detectar las tortugas eventualmente atrapadas en 1584 nasas balizadas repartidas por la bahía. Tras una fase de entrenamiento y una serie de pruebas, se constató la detectabilidad de los blancos, aunque también la variabilidad consustancial a la técnica y la aparición de falsos blancos. Durante el muestreo se produjeron una serie de detecciones, ninguna de las cuales se confirmó como “tortuga”. Una adecuada economía de verificaciones facilitó la aplicación de la técnica a pesar de un grado limitado de reconocimiento del blanco.

Este proyecto presenta un claro componente experimental y de innovación y desarrollo, puesto que aún no existen en el mercado soluciones estándar para abordar este tipo de estudios. Por ello, se planteó desde el inicio un diseño metodológico flexible, que permitiera contrastar diferentes tipos de equipos en un periodo de tiempo contenido. Si bien se explican más adelante los detalles de la elección de este tipo de técnica y las decisiones que se tomaron al respecto, cabe mencionar ya que la estrategia planteada se basó en experimentos de prueba y error relacionados con el ajuste de la mejor frecuencia acústica de sondeo, fundamentados en el conocimiento previo de estos métodos.

Por último, destacar que el proyecto se abordó desde una perspectiva multidisciplinar, de modo que los trabajos, resultados y conclusiones pudieron llevarse a cabo gracias a la integración, en tiempo real, de la información obtenida por los equipos de sonar con la información de las verificaciones mediante inmersiones de comprobación llevadas a cabo por el personal técnico de Submon. El diseño de los trabajos de campo se explica extensamente en los apartados correspondientes.



### 3.2.1.2. Objetivos

Este proyecto, debido a su innovación en todos los aspectos, ha tenido varios objetivos principales.

- Comprobar la efectividad de la técnica elegida para la detección de individuos de tortuga boba nadando o en reposo sobre fondos homogéneos de arenas y limos, y ponerla a punto para futuros estudios.
- Verificar la presencia de individuos de tortuga boba en aguas del Delta del Ebro, confirmando así si esta zona es un lugar importante de invernada para esta especie.
- Realizar un primer censo de individuos invernantes de tortuga boba en el lugar de estudio.

### 3.2.1.3. Lugar de estudio

Dentro del Delta del Ebro, el área considerada en este estudio para la búsqueda de tortugas fue la Bahía del Fangar, situada al Norte de la desembocadura del río Ebro (Figura 3.2.2). Dicha ubicación se eligió por dos razones principales. Por un lado, los datos históricos de registro de tortugas marinas indican la presencia de tortugas marinas en esta bahía durante los meses de invierno. Por otro lado, al ser la primera vez que se probaba esta técnica, se prefirió limitar la superficie de estudio, eligiéndose la bahía más pequeña y menos profunda del Delta, y con aguas muy tranquilas que facilitarían el trabajo. La Bahía del Fangar proporciona a priori ciertas condiciones de habitabilidad que podrían facilitar la invernada de tortugas: protección ante los temporales; temperaturas ligeramente más altas; y disponibilidad de alimento procedente de la acuicultura de mejillón y ostras. Dentro de esta bahía, la delimitación precisa de la zona de trabajo fue determinada en base a las opciones de navegabilidad, si bien se intentó maximizar esta área de prospección al trabajar con embarcaciones de muy poco calado, adecuadas para este tipo de aplicaciones.

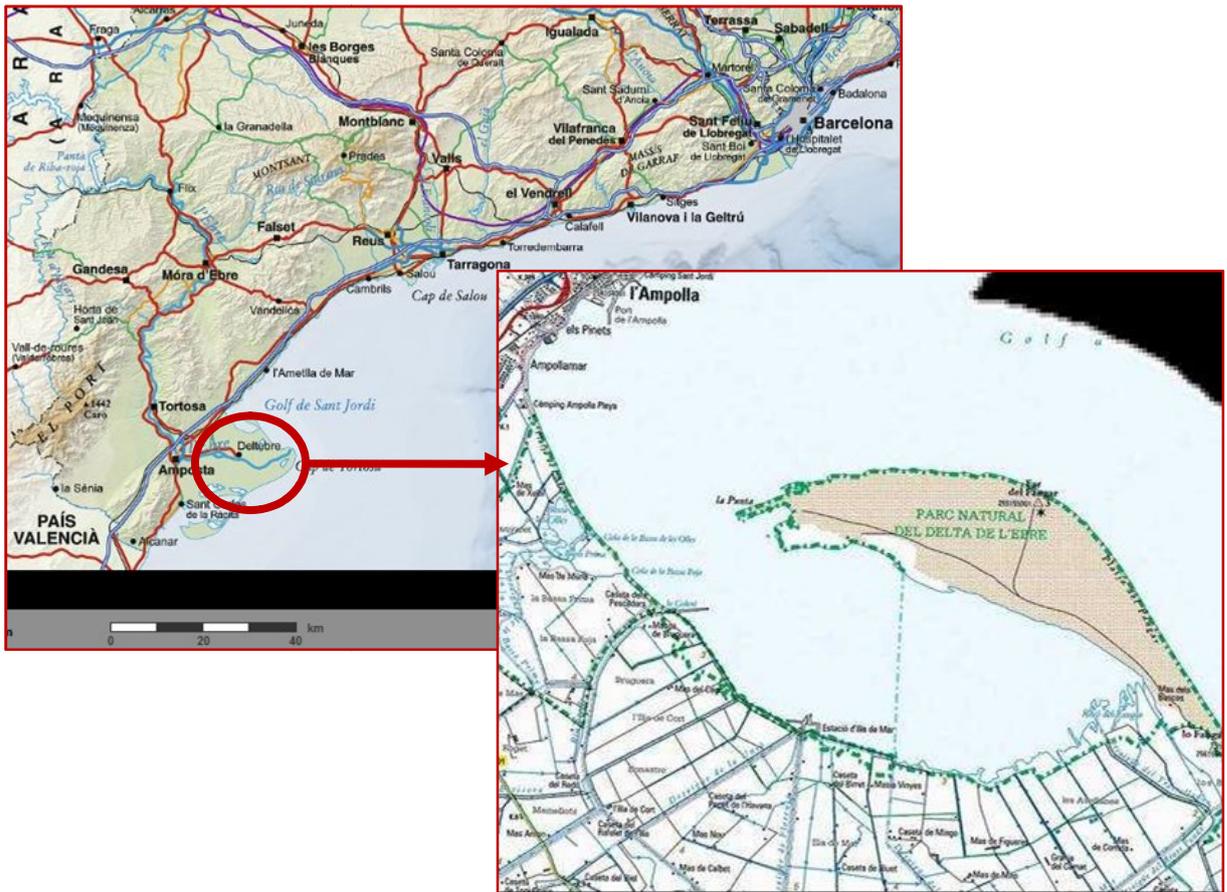


Figura 3.2.2 – Bahía del Fangar (Institut Cartogràfic de Catalunya – ICC): situada al Norte de la desembocadura del río Ebro, delimitada al Norte por una lengua de arena formada por sedimentos terrígenos. Su forma es resultado de las dinámicas fluvial y marina que concurren en el área. El borde Sur está fuertemente intervenido por el acondicionamiento agrícola para el cultivo de arroz. El sector oriental, mejor conservado, es parte del Parque Natural del Delta del Ebro.

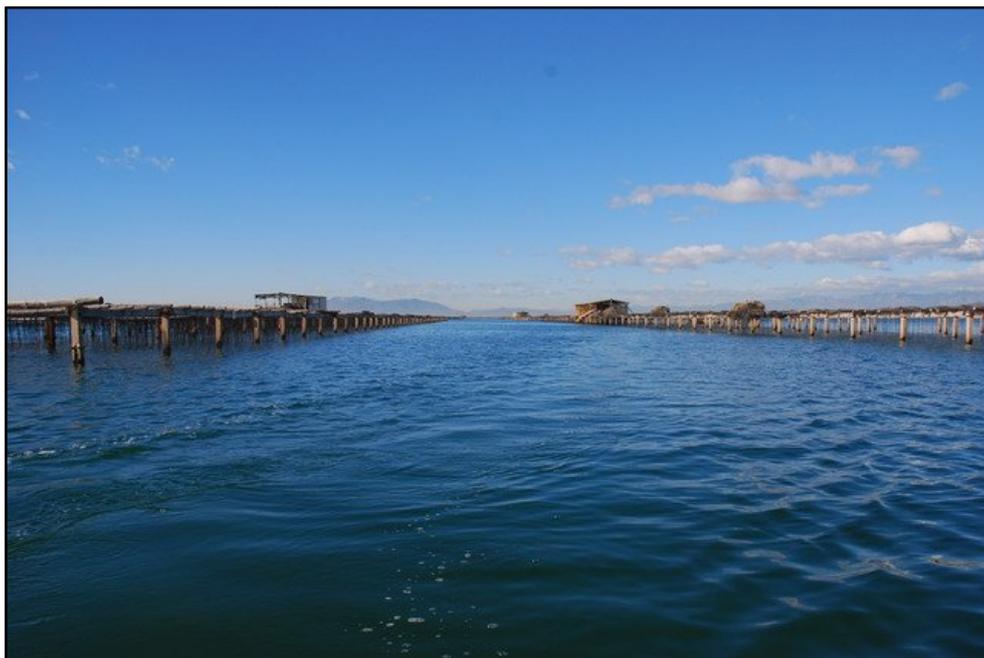


Figura 3.2.3 – Imagen de la Bahía del Fangar, con las bateas de mejillones que la caracterizan.



Se delimitó la costa de la Bahía del Fangar según el MT 5K del ICC. El límite exterior del Norte se cerró prolongando de forma imaginaria la línea de la lengua de arena. El área así delimitada tenía una extensión de 965 ha. Dentro de esta área se señalaron dos limitaciones a la navegación:

1. La constituida por una línea de bateas para cultivo de molusco (74 bateas de unos 200 X 15 metros cada una). La posición de las bateas se ha podido digitalizar aproximadamente a partir de la ortofoto 5K del ICC. Esta zona de viveros ocupa unas 80 ha. Las bateas se asientan en el fondo y afloran en superficie. De esta manera, entre el cuerpo superior y el inferior se tienden una serie de maromas en las que se sustentan los moluscos. En la figura 3.2.4 se puede apreciar con cierta claridad la influencia de los viveros en la navegación.



Figura 3.2.4 – Bahía del Fangar, delimitada en rojo y zona de bateas, sombreada en color claro.

2. La constituida por una plataforma de fondo muy somero que, según la bibliografía, tiene una profundidad de 0 a 1,5 metros y termina en un borde abrupto, hasta alcanzar los 5 metros de profundidad máxima. Esta plataforma se puede delimitar sobre la ortofoto (Figura 3.2.5). Desde el puerto ubicado en la margen Sur se aprecia un canal dragado que atraviesa la zona somera y continua a través de las bateas, lo que permite el acceso a dicho puerto.



Figura 3.2.5 – Se han sombreado en azul claro las áreas inicialmente excluidas por limitaciones a la navegación.

Restadas ambas superficies, la zona útil de trabajo tiene una superficie de 314 ha, con un eje principal de 4100 m y un eje menor de 1100 m (Figura 3.2.6):



Figura 3.2.6 – Se muestra, sombreada en color claro, la zona de trabajo inicialmente considerada una vez restadas las zonas limitantes.

Respecto al área ocupada por las bateas, y gracias a las características de la embarcación utilizada, se pudo realizar la prospección de la mayor parte del fondo ocupado por estas estructuras, navegando con precaución por los “pasillos” dejados entre batea y batea.



### 3.2.1.4. Metodología

Para verificar la presencia o ausencia de tortugas marinas en la zona de estudio se utilizaron dos tipos de métodos: directos e indirectos. Muestreo indirecto se refiere a la prospección hidroacústica basada en el uso de sonar de barrido lateral (SSS) de alta resolución. La información así obtenida es de tipo cuantitativo y se basa en el registro de ecos y reflectividades acústicas. El muestreo directo, basado en inmersiones de verificación visual, se utilizó para calibrar y verificar los blancos detectados con el SSS.

#### 3.2.1.4.1. Método indirecto: Adquisición de datos hidroacústicos en campo

La fidelidad del recorrido a los transectos planteados se garantizó por medio de un sistema GPS de posicionamiento de tipo diferencial (DGPS), marca Novatel (ProPack v3), capaz de dar salida simultánea y sincronizada de posición a varios equipos. Este equipo estaba conectado a:

- El sistema de navegación: ordenador provisto del software de navegación en tiempo real, sobre el que se habían cargado las capas de los diseños de transectos para indicar la situación de la embarcación respecto al mapa topográfico del ámbito de trabajo.
- El sonar de barrido lateral (SSS).

El sistema SSS consta de un transductor montado a bordo de un pez o towfish (Figuras 3.2.11 y 3.2.12), que constituye la unidad móvil o sumergida. Dispone de un cable de transmisión y remolque que le une a la embarcación. Desde el barco, la señal se receptiona en un ordenador específico o unidad de superficie, que centraliza los datos acústicos y posicionales. Estos son dirigidos a través de una red local al ordenador de control, en el que se visualiza la adquisición y se modifican los parámetros deseados en tiempo real. En el momento en que se visualiza un indicio, se designa por medio de un target. Los target son blancos tipificados en cada sistema SSS por medio de sus parámetros posicionales, rango, e imagen capturada.



Figuras 3.2.7 y 3.2.8 – Embarcación para el sondeo hidroacústico de la bahía del Fangar e interior del mismo, donde el técnico interpreta las señales captadas por el sonar.

#### 3.2.1.4.2. Método directo: Verificaciones mediante inmersión

Dada la naturaleza móvil del blanco de referencia y aun considerando su bajo nivel de actividad, se consideró fundamental coordinar la designación y verificación de indicios de presencia de individuos de *Caretta caretta* en tiempo real. Para ello se comunicaban las coordenadas de los blancos encontrados al equipo de buceo, y éste, provisto de GPS propio, los confirmaba de forma autónoma. El diseño empleado permitió, por un lado, determinar posiciones precisas y, por otro lado, desarrollar las dos tareas en paralelo, lo que redundó en una mayor eficiencia de los trabajos.



Figura 3.2.9 – Buceador preparándose para una inmersión de verificación desde la embarcación de apoyo.

Los targets designados no se verificaron de forma mecánica, sino que se agruparon en tipos de blanco. Posteriormente se seleccionaron los más característicos, bien por forma, bien por intensidad, para la realización de inmersiones de verificación.

Es importante mencionar que las condiciones de trabajo para el equipo de buceo fueron sub-óptimas durante la mayor parte de las campañas de campo, debido a varios factores ajenos a los investigadores:

- El área de trabajo estuvo casi constantemente sometida a un régimen de fuertes vientos, lo que provocó una notable disminución de la visibilidad y maniobrabilidad.
- Se dieron circunstancias de precipitación poco usuales para la época, provocando una elevada energía de arrastre de sedimentos en la desembocadura del río Ebro.
- También de manera inusual, las temperaturas, tanto la ambiente como la del agua, alcanzaron valores muy bajos para la época del año y localización del ámbito de estudio. A modo de ejemplo, durante el desarrollo de los trabajos se produjo una nevada en el litoral de Cataluña de una intensidad y duración extraordinarias.

Si bien la escasa visibilidad bajo el agua no fue determinante para la consecución de los objetivos del proyecto, puesto que los buzos en la totalidad de las ocasiones fueron capaces de encontrar los blancos detectados por el equipo de SSS (lo que da una buena idea de la precisión espacial del trabajo), sí es cierto que todos estos factores dificultaron las tareas y generaron cierto grado de incertidumbre.



Figura 3.2.10 – Imagen submarina durante una inmersión de verificación. Se puede apreciar la mala visibilidad existente.

#### 3.2.1.4.3. [Descripción de los equipos SSS empleados](#)

El muestreo se dividió en dos campañas. La primera de ellas se basó en el uso de un sistema Edgetech 4200 MP. En la segunda, las adaptaciones metodológicas aconsejaron el uso de un SSS Klein System 3900. Ambos son sistemas SSS de alta resolución y, a priori, aptos para cumplimentar los objetivos del proyecto. A continuación se describen sus principales características y los motivos de elección.

##### [Edgetech 4200MP](#)

El sistema SSS Edgetech 4200 MP se caracteriza por la disponibilidad de dos configuraciones independientes. Estas se consiguen mediante dos peces que permiten trabajar, respectivamente, a 100/400 kHz y a 300/600 kHz. Cada frecuencia de trabajo se puede ejecutar con los dos modos de alta y baja resolución (obviamente sólo se ensayó el de alta resolución, HDM). Esto proporciona un set de 8 combinaciones de resolución/frecuencia.

Dado que la detección de tortugas era experimental, y no se conocía de entrada su firma acústica de SSS, la disponibilidad de 8 grados de libertad se consideró una característica definitiva para la elección inicial de este sistema.



Figura 3.2.11 – Towfish Edgetech de baja frecuencia. Se destaca que este sonar, incluso en su configuración de baja frecuencia, alcanza una resolución aceptable para cartografiar blancos de pequeño tamaño, aunque más fácilmente cuando el patrón de distribución es repetitivo (rocas, vegetación) y cuando no existen falsos blancos en las inmediaciones (Foto: Ecohydros).

En definitiva, los mencionados grados de libertad permiten cubrir una gama de situaciones que optimizan diferentes prestaciones:

- Bajas frecuencias (100/300 kHz): la superior potencia de emisión permite una mayor penetración de la señal. Esto podría ser crucial caso de encontrarse tortugas parcialmente cubiertas de arena, o bien caso de detectarse en la zona más lejana del alcance.
- Altas frecuencias (400/600 kHz): permiten una mayor resolución espacial, necesaria a efectos de discriminar un blanco de pequeño tamaño. A la postre éste se ha mostrado como el factor determinante.

### **Klein System 3900**

A lo largo del sondeo se constató la necesidad de optimizar la resolución y, por ello, de disponer de una mayor frecuencia. El Klein System 3900 dispone también de frecuencia dual: 445 kHz y 900 kHz, lo cual permite añadir una quinta frecuencia al set previo proporcionado por Edgetech. Ciertamente, el uso de una frecuencia tan elevada genera una pérdida de alcance, pero la escasa profundidad del área de estudio evitó que esto supusiera un problema, permitiendo al tiempo una detección más resolutive.

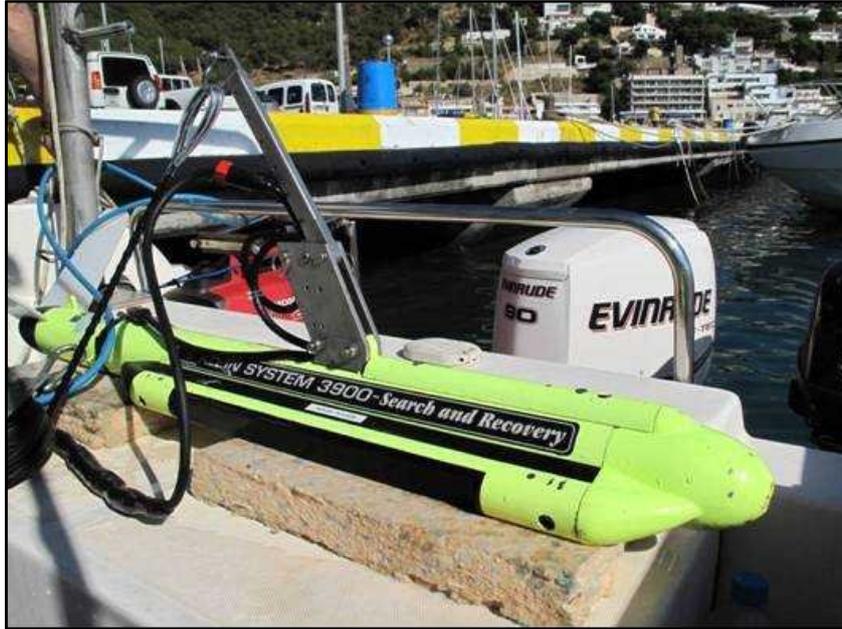


Figura 3.2.12 – Towfish del Klein System 3900. Este pez es un 40% más ligero que el Edgetech, lo cual facilita su manejo (Foto: Ecohydros).

#### 3.2.1.4.4. Diseño del muestreo

Teniendo en cuenta que no se conocía el número ni la pauta de distribución de las tortugas, se previó un muestreo sistemático de toda la zona de estudio. Los parámetros de este planteamiento fueron:

- Rango de trabajo de 25 metros (dado que la profundidad máxima era de 5 metros y la profundidad media era de 2 metros)
- Un solape del 20%, con distribución de los transectos cada 40 m
- Dado que la pendiente era escasa, los transectos se orientaron en la dirección del semi-eje mayor del área, a fin de minimizar los recorridos cortos y los giros



Figura 3.2.13 – Patrón básico de muestreo. Esta plantilla es flexible y permite modular el esfuerzo dentro de ella. Es decir: permite ejecutar el 100% de los transectos, o bien 1 de cada 2, etc. En la presente campaña se ejecutaron 1 de cada 2.

Con estas premisas resultaron un total 43 transectos. Este patrón sistemático discontinuo permite densificar el muestreo allí donde se localice un hábitat preferente.

En el presente estudio, y en vista de la homogeneidad de la mayor parte del fondo de la bahía y también de la ausencia de verificaciones positivas, se decidió dar prioridad a la prospección de hábitats potenciales diversos, frente a la realización de una prospección de cobertura completa de la Bahía del Fangar, que sí hubiera tenido sentido en el caso de haber encontrado algún espécimen de tortuga boba. Así, por ejemplo, se sacrificó la ejecución de algunos de los transectos incluidos en el área más homogénea, a cambio de realizar transectos entre las bateas, no previstos inicialmente, pero que se consideraron espacios potencialmente adecuados para la hibernación. Esta prospección entre bateas pudo realizarse sólo en los momentos de calma (viento moderado o escaso), aunque se consiguió una prospección casi completa allí donde las condiciones de navegabilidad permitían maniobrar con seguridad. En estas zonas han existido dos espacios claramente diferenciados (detectados por el SSS):

- Los “pasillos” y los primeros 2 metros hacia el interior de las bateas pobladas de mejillones u ostras, y las bateas vacías de cultivo.
- El espacio interno de las bateas con cultivo (bajo los cabos de suspensión).

El primer grupo presentó un patrón de fondo bastante nítido, sobre todo en los “pasillos”, que hacen pensar que, de encontrarse algún individuo en reposo sobre el mismo, hubiera sido detectado con bastante claridad (así ha ocurrido con otras estructuras definidas en este entorno, como se describe más adelante).



El segundo grupo representó un entorno muy “sucio” desde el punto de vista de los ecogramas. Es decir, eran entornos con el fondo cubierto de conchas y todo tipo de estructuras, que provocaban que el contraste fuera prácticamente nulo con los equipos utilizados, por lo que de haber estado presente algún individuo de tortuga, seguramente habría pasado desapercibido en los sonogramas. Además, en estos espacios no era posible aventurarse a realizar verificaciones directas, por las implicaciones de seguridad para el personal a cargo de esta parte del trabajo.

#### 3.2.1.4.5. Fase de entrenamiento

Dado que una parte importante del diseño del proyecto era experimental, el ajuste metodológico final se realizó en las pruebas de campo o fase de entrenamiento del sistema, orientada a discriminar la firma acústica de SSS de las tortugas. De esta forma se pudo asegurar:

- a) La Detección: garantizar que el SSS puede detectar tortugas de un tamaño de 40-50 cm aproximadamente.
- b) El Reconocimiento: garantizar la discriminación de un blanco “tortuga” entre un conjunto de blancos concurrentes.
- c) La repetibilidad de las detecciones y reconocimientos partiendo de que el sonograma de SSS es anisótropo en dos aspectos:
  - c.1 Geométricamente: se basa en una proyección cónica.
  - c.2 Radiométricamente: diferencias de distancia al origen de insonificación generan diferentes intensidades de eco.

En definitiva, estas peculiaridades hacen que las relaciones entre el objeto y su imagen acústica SSS no sean biunívocas.

Durante esta fase de entrenamiento se realizaron tres sets principales: dos de ellos con el sistema SSS Edgetech 4200 MP (los días 23-02-2010 y 25-02-2010) y el tercero con el sistema Klein 3900 (el día 10-03-2010). Las pruebas se realizaron en un área próxima a la canal que conduce al puerto, cercana a la línea de bateas.

Las variantes ensayadas alcanzaron a todos los aspectos del sondeo. Así, se contrastaron y optimizaron los siguientes parámetros:

- Sistemas SSS (Klein 3900 y Edgetech 4200 MP).
- Frecuencias de trabajo (100-900 kHz).
- Parámetros de visualización (normalización, zoom, paletas de color).
- Disposición y fondeo de los blancos.
- Ángulos de incidencia y distancias al nadir.

En total se realizaron 90 sonogramas de prueba con los diferentes sistemas SSS. En conjunto, se dedicó a las pruebas un 40% del tiempo de trabajo en campo. Se ensayaron 2 sistemas de fondeo de blancos, 2 sistemas SSS, 3 “peces” y 8 frecuencias. El gran número de opciones revisadas permite afirmar con certeza que se explotaron las técnicas al límite de éstas.

Las pruebas se realizaron sobre un blanco compuesto por tortugas debidamente señalizadas y fondeadas en posición horizontal. En su disposición definitiva, las tortugas muertas (obtenidas de varamientos registrados) se envolvían en una red de material plástico cuya función era la de fondearlas en posición horizontal, simulando el período de reposo en el que se esperaba encontrar a los animales. De esta manera se aseguraba un ángulo de insonificación realista. Como lastre se utilizaron plomadas de buceo semienterradas en el sustrato, para evitar interferencias en los ecos (Figuras 3.2.14 y 3.2.15).



Figuras. 3.2.14 y 3.2.15 – Dos momentos de la preparación para la fase de entrenamiento con ejemplares muertos de tortuga boba facilitados por el Parque Natural del Delta del Ebro. Estos animales se envolvían en una red plegada a fin de ofrecer un ángulo de insonificación realista. El lastrado se conseguía mediante plomos de buceo.

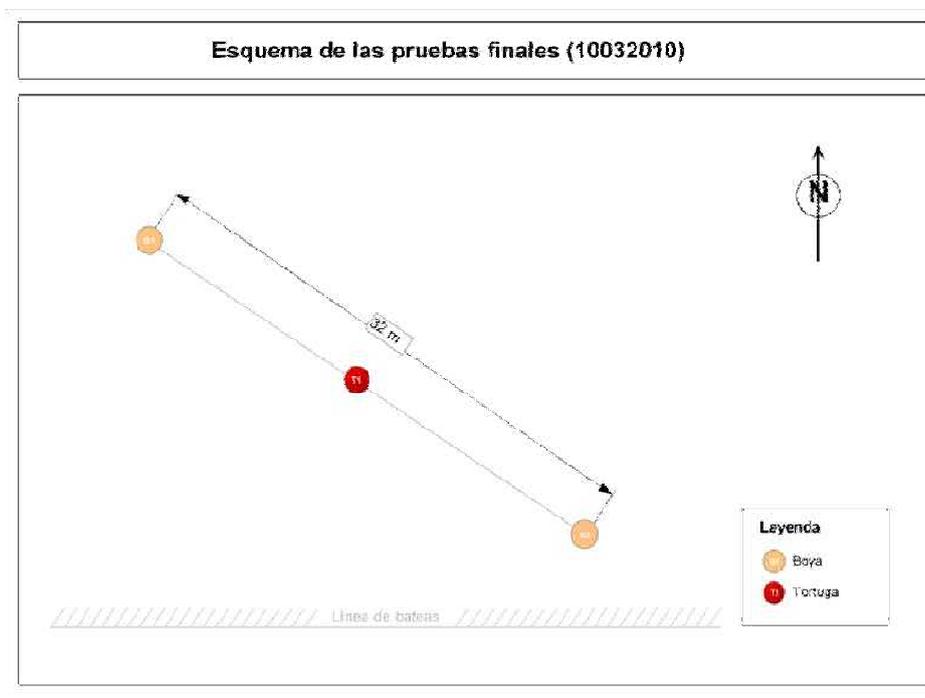
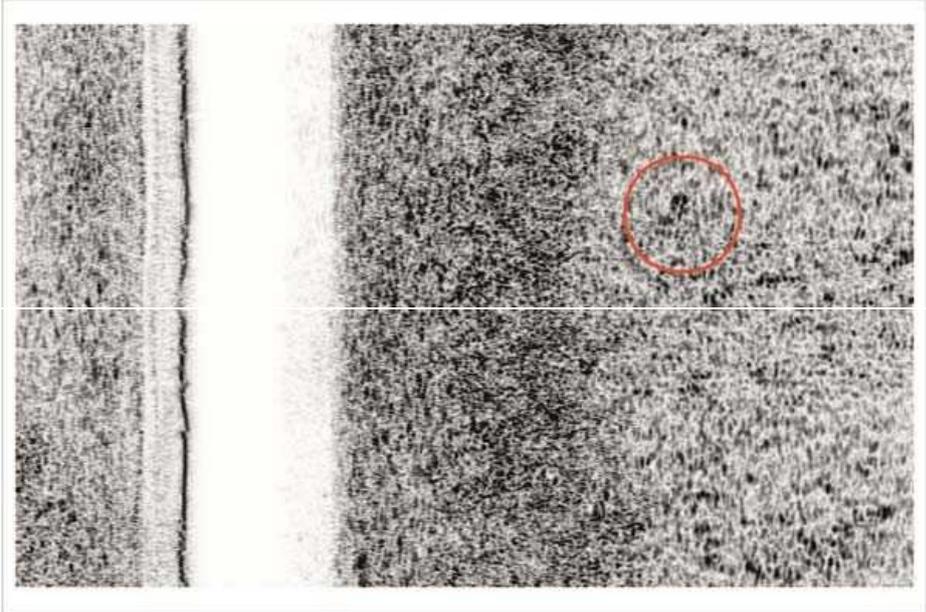
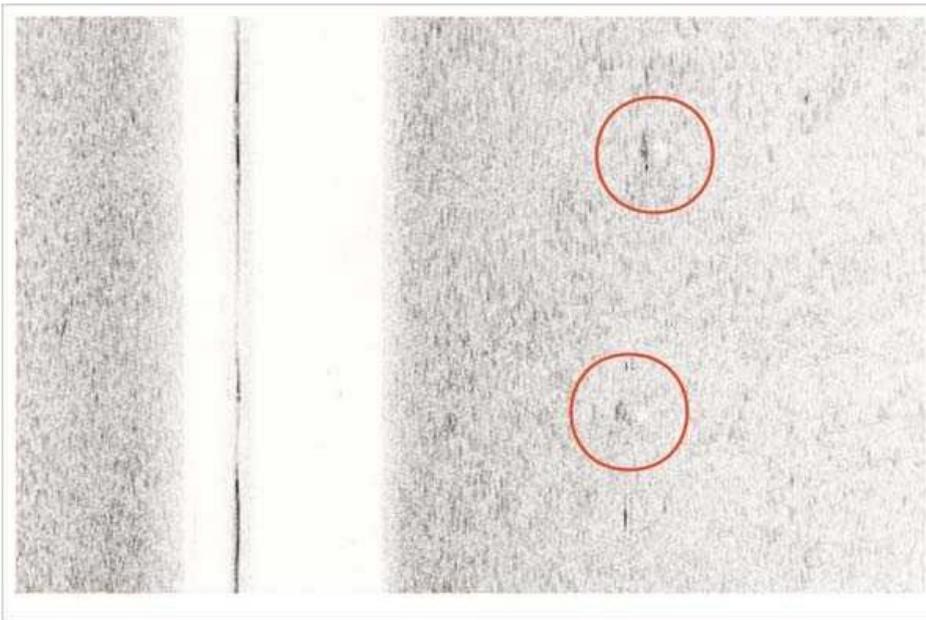


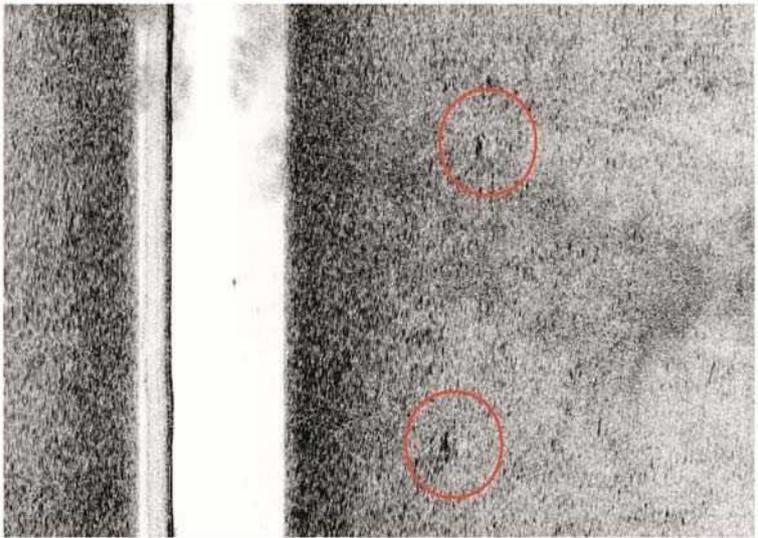
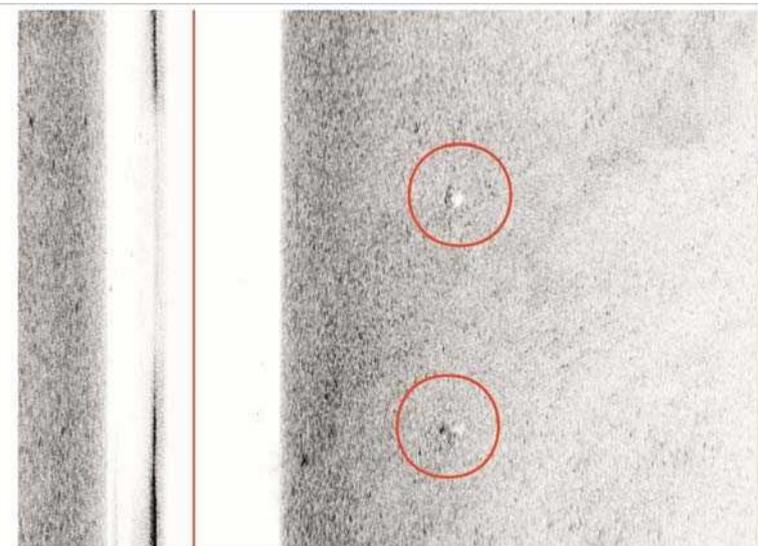
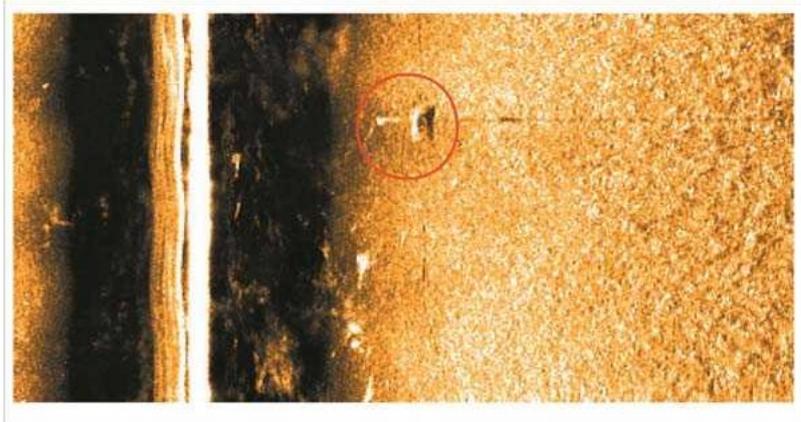
Figura 3.2.16 – Disposición del último experimento realizado. Se realizó con el SSS Klein System 3900 a 900 kHz. Para la correcta interpretación de los resultados fue precisa una señalización fiable de los blancos.



En conclusión, la relación de mejoras implementadas en la adquisición queda resumida en la tabla 3.2.1. En cada imagen, el blanco aparece circulado en rojo.

Tabla 3.2.1. Mejora de las imágenes obtenidas de los animales muertos durante la fase de entrenamiento según el aparato y la frecuencia utilizadas

Sistema SSS	Frecuencia (kHz)	Resultado
Edgetech 4200 MP	100	
	300	

	400	
	600	
Klein 3900	900	



La evaluación de la tabla anterior con respecto a los hitos enunciados al principio del capítulo figura en la tabla 3.2.2:

Tabla 3.2.2. Evaluación de los aparatos y frecuencias probadas durante la fase de entrenamiento en función de tres parámetros: detección, reconocimiento y repetibilidad

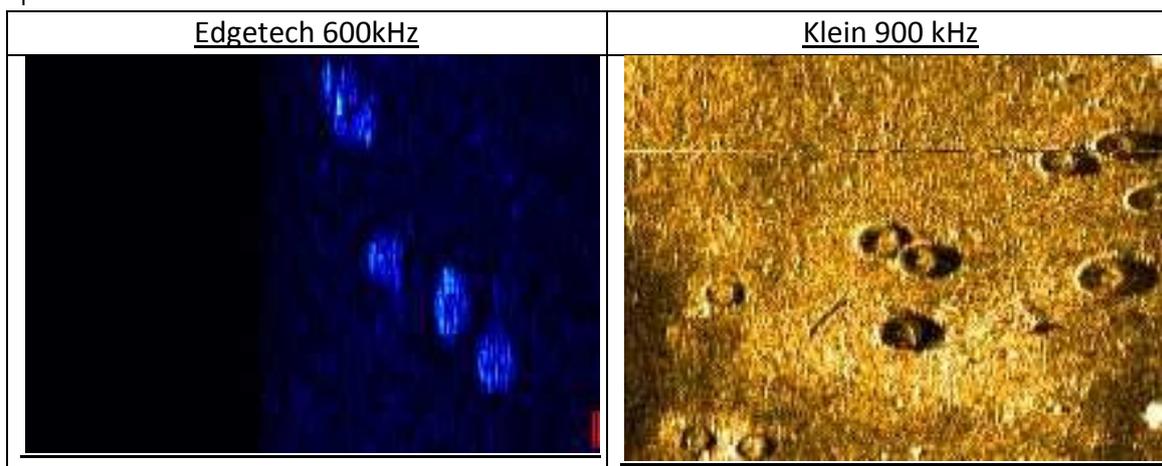
Input		Resultado		
Sistema SSS	Frecuencia (mHz)	Detección	Reconocimiento	Repetibilidad
Edgetech 4200 MP	100	√	Menor	Menor
	300	√		
	400	√		
	600	√		
Klein 3900	900	√	Mayor	Mayor

Esta tabla requiere de ciertas anotaciones:

- La detección de tortugas fue factible en todos los estadios de las pruebas.
- El reconocimiento del blanco habría sido posible con un sistema Edgetech de acuerdo con los planteamientos iniciales del trabajo, que eran: fondo llano, sobre el cual el blanco ejerce un contraste determinante. Fue la presencia masiva de detritus sobre el fondo lo que tensionó el rendimiento de las técnicas. Sin embargo, ya que la capacidad de reconocimiento aumenta progresivamente con la frecuencia, a 900 kHz, con el SSS Klein, se consiguió el mejor resultado.
- Con respecto a la repetibilidad, ésta se encuentra relacionada con la capacidad de reconocimiento. No obstante, debe ser relativizada de acuerdo con las características de anisotropía del SSS. Siendo así, en presencia de una población suficientemente abundante (en términos de normalidad estadística), se puede esperar obtener una porción de imágenes reconocibles de una manera repetitiva.

A posteriori se consiguió un contraste adicional de resolución: durante el sondeo se detectaron neumáticos en las proximidades de las bateas. El neumático tiene la peculiaridad de ofrecer un blanco no muy lejano del blanco objetivo, en cuanto a forma y tamaño. Por otra parte, ofrece un eco estandarizado, cosa que no ocurre con el resto de los detritos detectados en la bahía (acúmulos de mejillón, algas, bolsas de plástico, etc.) que se caracterizan por ser amorfos y de tamaño variable. Por este motivo, y aunque no corresponde a pruebas planificadas, resulta interesante comparar los resultados obtenidos con los dos sistemas SSS ensayados:

Tabla 3.2.3. Comparación de las imágenes obtenidas de un grupo de neumáticos con los dos aparatos probados durante el estudio



La imagen izquierda, de hecho, se había señalado como indicio. En la imagen derecha se observa claramente que se trata de neumáticos, sin necesidad de verificación. Este tipo de diferencias ha sido lo que se ha pretendido al ensayar un SSS más resolutivo: la gran cantidad de falsas alarmas del fondo de la bahía habría hecho inabarcable su total verificación. Por ello se ha requerido una identificación optimizada en origen, como la conseguida con el sistema Klein.

En conjunto, los resultados alcanzados en cuanto a visualización del blanco han sido bastante superiores a los que se consiguieron en la Bahía de Chesapeake.

#### 3.2.1.4.6. Ejecución de la campaña

Los trabajos de campo se realizaron en dos campañas, ambas durante la estación de invierno. En la primera campaña los trabajos de campo se llevaron a cabo entre los días 22 y 28 de febrero de 2010. En la segunda campaña, entre los días 10 y 12 de marzo de 2010. A pesar de que el equipo técnico estuvo desplazado en el lugar de trabajo durante dos semanas, el mal tiempo y los vientos reinantes impidieron el trabajo durante más días. Afortunadamente, los días de buen tiempo se pudieron aprovechar una media de 12 horas de trabajo.

Los sondeos estuvieron precedidos de las pruebas o fase de entrenamiento. Todas las verificaciones directas se produjeron en tiempo real, con un desfase muy escaso con respecto a la detección de los indicios y, en todo caso, acorde con el bajo nivel de actividad de las tortugas durante los meses fríos. La tabla 4 muestra la distribución de las tareas.



Tabla 3.2.4. Cronograma del trabajo realizado, con los días efectivos de trabajo

Día	Sistema SSS	Pruebas	Sondeo	Verificaciones
22-23/02/2010	Edgetech 4200 MP	✓		
25/02/2010			✓	✓
26/02/2010				✓
28/02/2010				
10/03/2010	Klein System 3900	✓	✓	✓
11-12/03/2010				

La principal adaptación metodológica del proyecto consistió en la utilización del SSS Klein System 3900. Como se ha explicado en el capítulo de pruebas, el sistema Edgetech de alta resolución no se mostró lo bastante resolutivo, dada la profusión de falsos blancos de todo tipo y la imposibilidad de verificarlos todos. Una vez instalado el SSS Klein, se pudo comprobar que la no detección de tortugas no se había debido a la tecnología empleada: con el nuevo SSS se consiguieron visualizaciones superiores y mayor economía de verificación, pero se constató que entre la profusión de objetos detectados no existían tortugas.

En lo que respecta a los esfuerzos del sondeo propiamente dicho, se recorrieron en torno a 40 km, lo que supone unas 200 ha, es decir, el 60 % de la superficie de la bahía. Se realizó una redistribución de los esfuerzos según se ha explicado en el punto 4.3:

- Se tuvo que volver a delimitar la zona de muestreo en el extremo Norte, debido a la aparición del borde somero que, en el planteamiento inicial, se había ubicado bastante más al Norte.
- Por otro lado, tras comprobarse que el espacio entre bateas era navegable con la embarcación empleada, y al ser considerado un hábitat con una probabilidad mayor de presencia de tortugas debido a la disponibilidad de alimento, se incluyó como zona de estudio, aunque al principio había sido descartado.

Durante el sondeo se marcaron un total de 65 targets, incluyendo indicios y observaciones. De ellos, 10 fueron observaciones de objetos claramente antropogénicos y, por lo tanto, no sujetos a verificación. De los 55 indicios restantes se verificaron mediante inmersión 26 puntos (el 47 %) seleccionados entre los más característicos.

En cuanto a la técnica de las verificaciones, inicialmente se ensayó el fondeo de una boya inmediatamente tras la detección del indicio en el sonograma. Sin embargo, el desfase acumulado superaba el escaso rango de visibilidad del fondo la bahía, el cual, por motivo de las turbulencias sobre el fondo arenoso, se mantuvo en torno al metro. Por ello se decidió independizar los dos procesos y pasar al marcado digital de coordenadas para aportarlas al

equipo de buceo. Éste operaba entonces de forma independiente a la embarcación de sondeo, agilizándose así todo el proceso.



Figs. 3.2.17 y 3.2.18 – Colocación del Towfish Edgetech en el agua para comenzar con el sondeo (izq.) y buceador listo para una inmersión de verificación junto a la boya marcando la posición del indicio (dcha.).

Por último, durante el sondeo se encontraron zonas con texturas rugosas, las cuales generan una trama sin solución de continuidad que dificulta la individualización de blancos sobre ella. Por este motivo hubo que realizar transectos mediante inmersiones genéricas a fin de determinar su naturaleza.

La figura 3.2.19 muestra los recorridos finalmente realizados, indicios y observaciones, verificaciones conjuntas, y puntos de prueba. Obsérvese la intensidad del muestreo, incluso en áreas de navegabilidad restringida, entre las bateas de cultivo de bivalvos.



Figura 3.2.19 – Recorridos de sondeo, indicios y observaciones (nombrados como SSS), inmersiones, puntos de prueba y verificaciones conjuntas. El conjunto de tracks al Sur 42 de la zona delimitada originalmente son recorridos entre bateas.

3.2.1.4.7. Resultados

De las 26 inmersiones de verificación que se realizaron ninguna arrojó resultados positivos desde la perspectiva de la localización de individuos de tortuga boba. En la tabla 5 se muestra la distribución de objetos encontrados. Como se observa, son diferentes combinaciones de desechos de distinto origen, pero siempre relacionados con la acuicultura y la pesca, además de algunos acúmulos naturales. Estos conjuntos formaban composiciones heterogéneas, sin predominio claro de ningún tipo.

Tabla 3.2.5. Objetos encontrados durante los sondeos realizados, verificados por submarinistas

Resultado de la verificación mediante inmersión	Nº de casos
Acúmulos de algas, plásticos, anémonas	4
Acúmulos ovoides de mejillón, rodeado de hojarasca	2
Acúmulos de algas	2
Acúmulos de algas y red	1
Acúmulos de cabo y mejillones	1
Acúmulos de cabo y vegetación	1
Acúmulos de cáscara de mejillón, estructura metálica y cabo	1
Acúmulos de desechos de mejillón, cabo red y tronco	1
Acúmulos de dos piedras, cabo y algas	1
Acúmulos de hojarasca y lona	1
Acúmulos de mejillón, red y cabo	1
Acúmulos de plástico	1
Acúmulos de sedal y algas	1
Acúmulos en tres grupos de mejillones, hojarasca y piedra	1
Acúmulos laxos de cebo, redes y mejillones	1
Cilindro de red con poliquetos y anémonas	1
Conjunto sub-circular de tubos de uralita de 15cm de diámetro por tubo	1
Estructura rectangular metálica	1
Rueda rellena de cemento cubierto de goma. Para uso como muerto	1
Tapa de motor fuera-borda	1
Tapiz de algas	1
Total general	26

La dimensión media de los indicios fue de 75 cm de eje en planta. Realmente la mediana fue de 50 cm, aunque ciertos objetos se desviaron hasta más de 1 metro. La visibilidad media durante las verificaciones fue de 1,8 metros.

Como puede comprobarse por las descripciones, se detectaron objetos notablemente similares a las tortugas marinas, tanto por tamaño como por consistencia y forma. No obstante, el carácter infructuoso de las verificaciones obligó a desviarse progresivamente del patrón inicial. Esto conllevó verificar objetos a priori demasiado voluminosos (de hasta 1,5 metros), y dar entrada a verificaciones más arriesgadas.

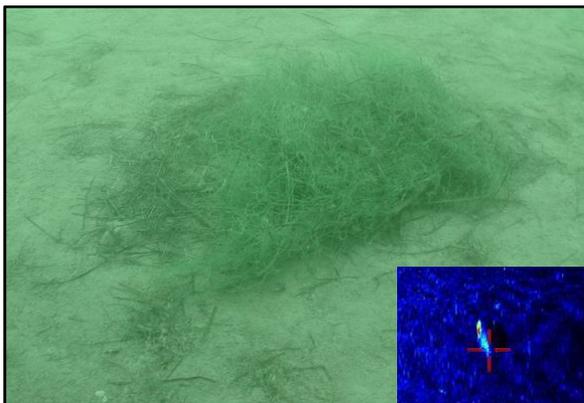


Figura 3.2.20 – Estructuras rectangulares metálicas. En el cuadrado inferior derecho se aprecia la imagen dada por el sonograma. Ambos acúmulos tienen un tamaño y forma similar al de una tortuga. En los cuadrados inferiores derechos se aprecian las imágenes dadas por el sonograma.



Figs. 3.2.23 y 3.2.24 – Imágenes submarinas de las bateas de mejillones, mostrando el entramado de mejillones y anémonas cubriendo los cabos. Estas estructuras caídas al fondo, segmentadas y removidas por la corriente, y mezcladas con hojarasca, adquieren la forma y tamaño análogos a los de los blancos objeto. Son responsables de buena parte de las identificaciones fallidas.

#### 3.2.1.4.8. [Imágenes extraídas de los sonogramas](#)

La distribución de los restos en el fondo de la bahía presenta una pauta de distribución reconocible:

Zona 1: Conchas de mejillón y ostra bajo las bateas. Existe depósito, pero no arrastre.

Zona 2: Postes, cabos y neumáticos en los márgenes de las bateas, debido a que el laboreo se concentra en esta área. Existen algunos materiales dispersos vertidos desde embarcaciones, pero no arrastre.

Zona 3: Acúmulos de mejillón, cabo, redes, vegetación y plásticos en el centro de la bahía. En éste área los restos encontrados son alóctonos, acarreados por arrastre. El peso y consistencia ha limitado el alcance de la deriva.

Zona 4: Por último, acúmulos de plástico y vegetación en el extremo norte de la bahía: los materiales más ligeros han derivado hasta el borde de la barra arenosa.

En la figura 3.2.25 se muestra la distribución aproximada de estas zonas.



Figura 3.2.25 – Distribución aproximada de los objetos encontrados en el fondo de la bahía

A continuación se muestran ejemplos de objetos o bien hábitats encontrados y sus imágenes en los dos aparatos probados durante el estudio.

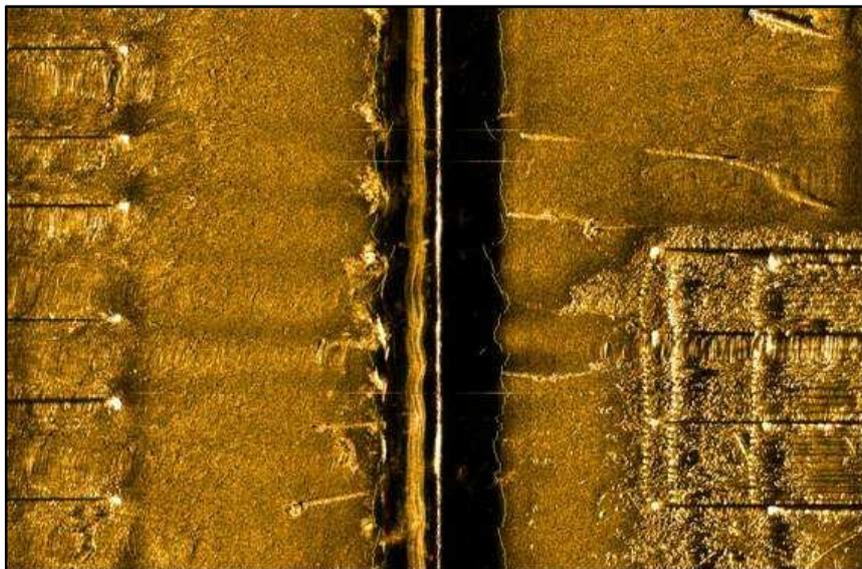


Figura 3.2.26 – ZONAS 1 y 2. KLEIN 900 kHz. La banda negra central es la columna de agua, mientras que en los flancos se observa el fondo barrido. Se trata de un pasillo entre bateas: los destellos blancos son pilares de hormigón que proyectan la sombra acústica hacia atrás, ya que el origen del sonido está en el centro de la imagen. Se observa gran cantidad de restos de conchas bajo las instalaciones, por el costado de estribor y el diferente aspecto de las de babor, en desuso.

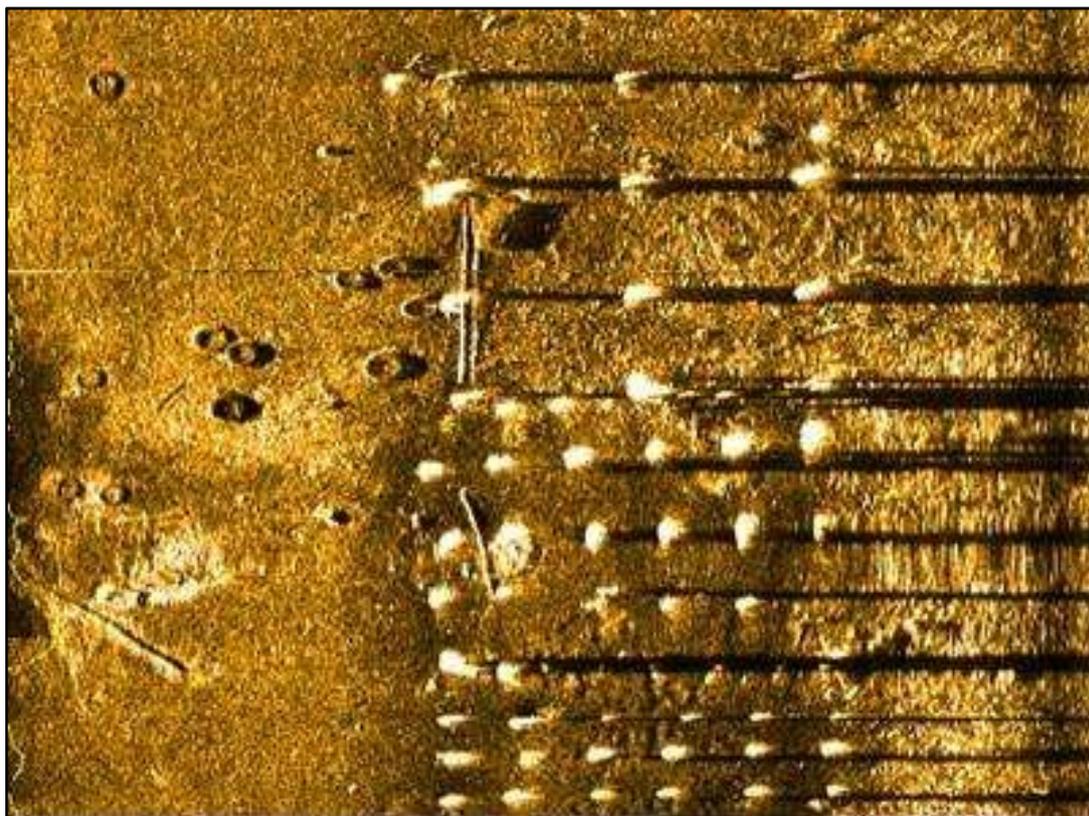


Figura 3.2.27 – ZONAS 1 y 2. KLEIN 900 kHz. Neumáticos, utilizados como defensa de ataque, acumulados sobre el fondo. Su tamaño es de unos 60 cm de diámetro.

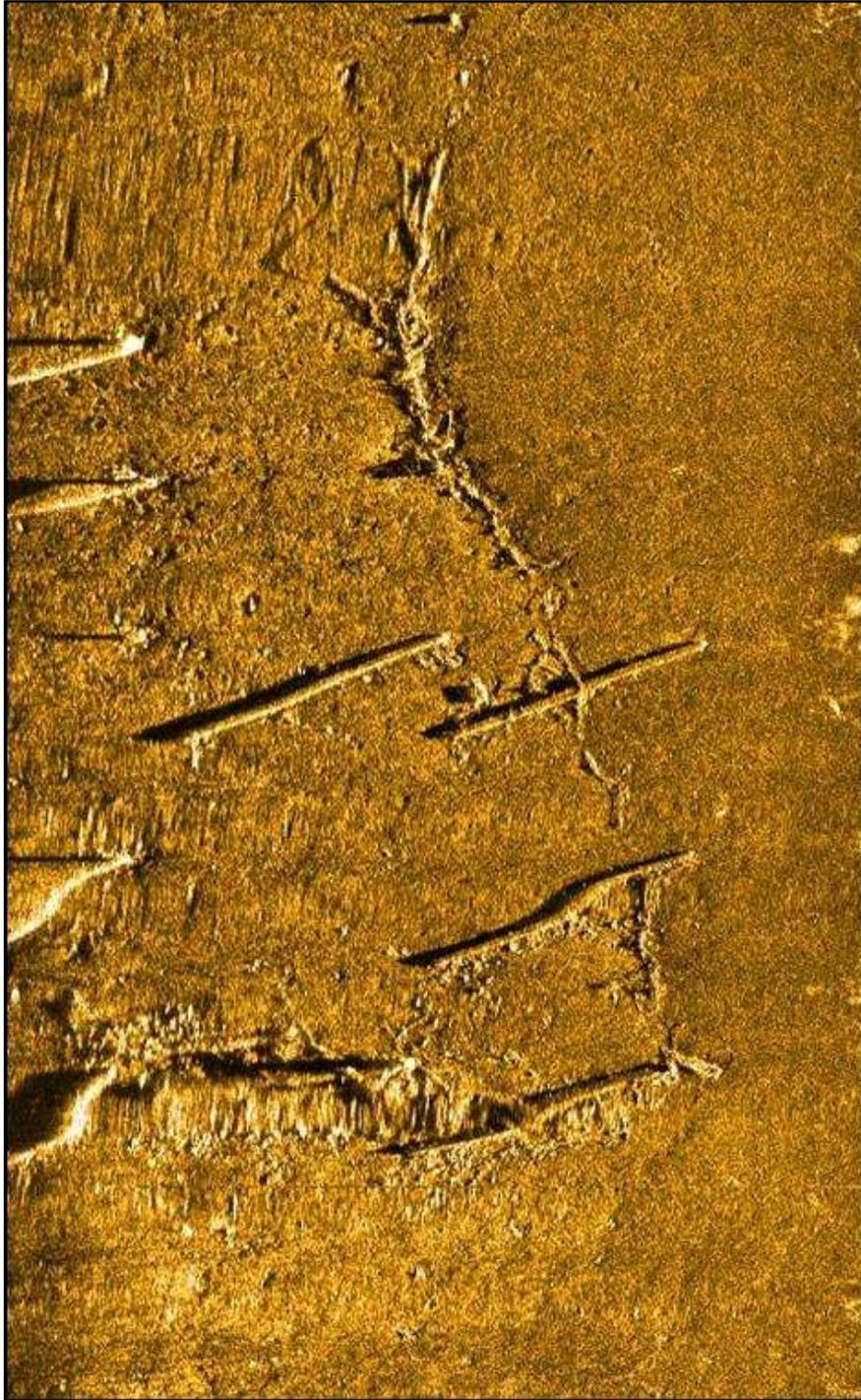


Figura 3.2.28 – ZONAS 1 y 2. KLEIN 900 kHz. Restos habituales en las proximidades de las bateas: postes de madera caídos y segmentos de cabo ensartados. Todo el material productivo deteriorado cae al fondo, donde se acumula sin ser recuperado. Restos caídos de las embarcaciones propician cierta dispersión de estos residuos.

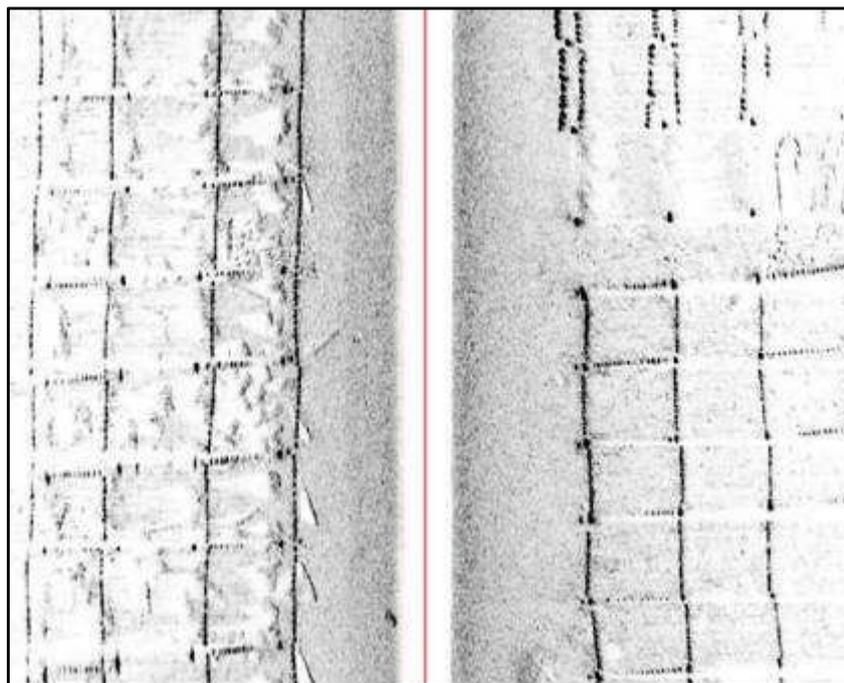


Figura 3.2.29 – ZONAS 1 y 2. EDGETECH 400 kHz. Imagen que muestra el diferente panorama encontrado bajo las bateas. En el costado de babor la acumulación de basura llega al punto de amontonamiento, imposibilitando individualizar los indicios. Bajo el costado de estribor el fondo es diáfano.

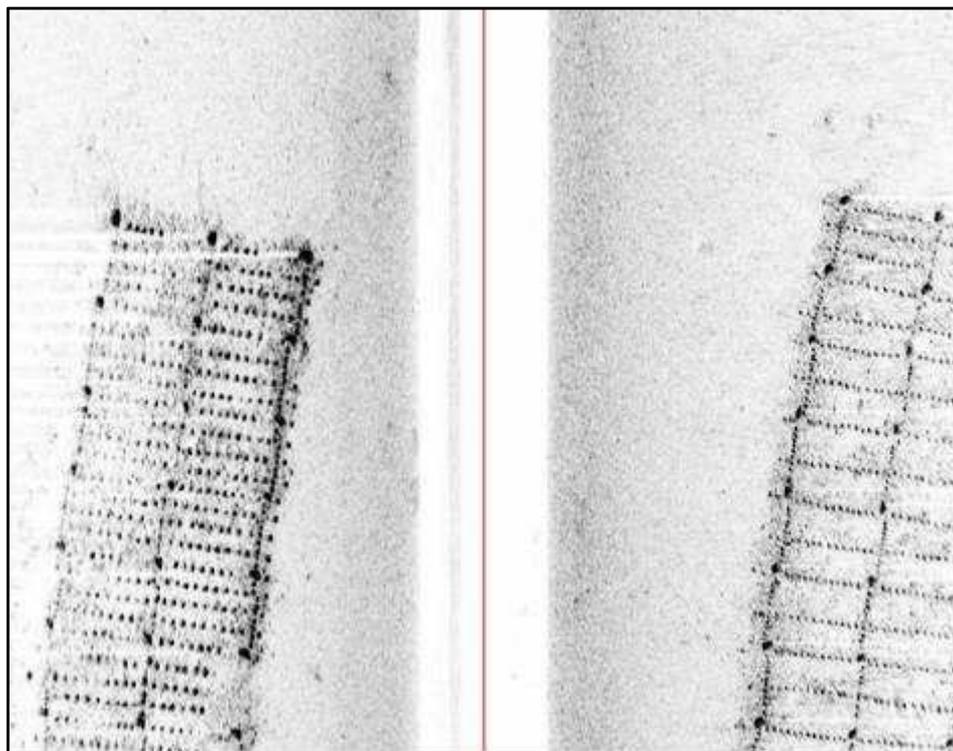


Figura 3.2.30 – ZONAS 1 y 2. EDGETECH 400 kHz. Diferentes arquitecturas de las bateas.

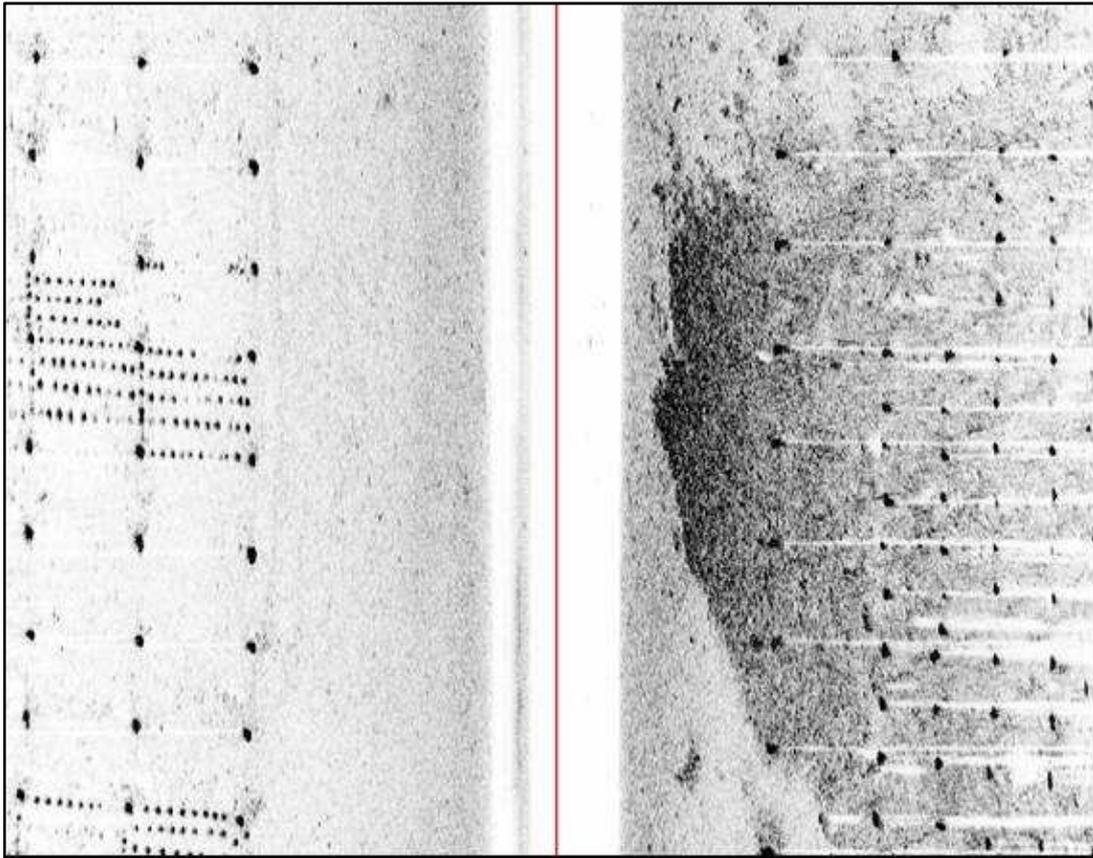


Figura 3.2.31 – ZONAS 1 y 2. EDGETECH 400 kHz. Se observan estructuras con y sin mejillones. También se puede observar a la derecha el talud que delimita la zona profunda en el Sur de la bahía. Este talud discurre paralelo o bajo las bateas.

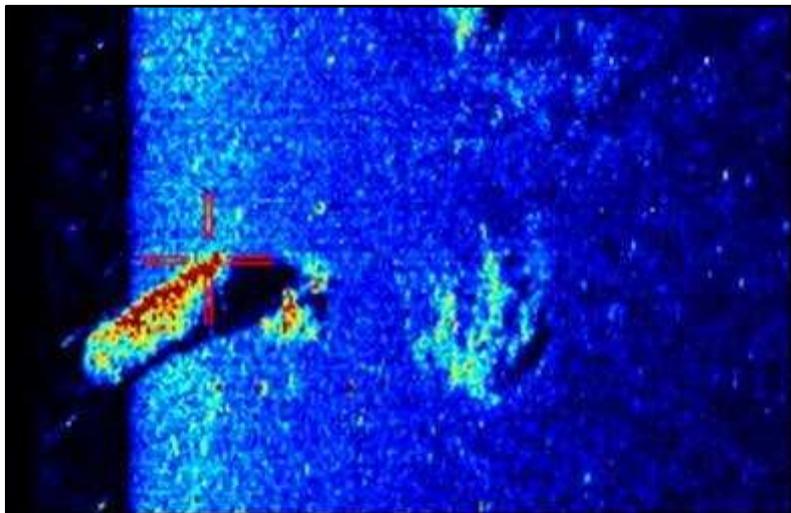


Figura 3.2.32 – ZONA 3. EDGETECH 400 kHz. Ejemplo máximo del vertedero que se aloja bajo la bahía: cisterna de unos 5 m de longitud y 1,5 m de diámetro. No obstante, este objeto no es el residuo típico encontrado.

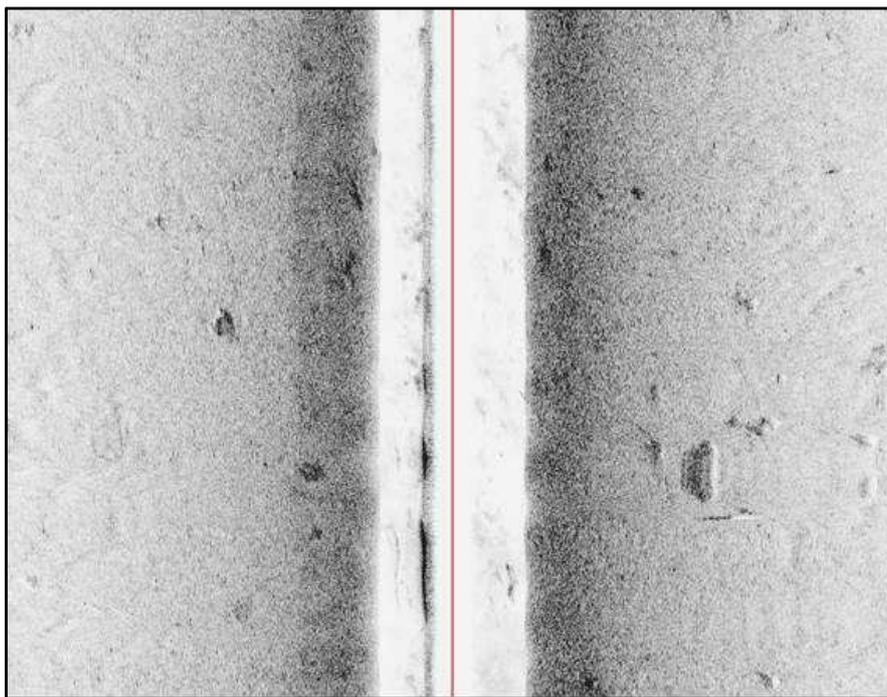


Figura 3.2.33 – ZONA 3. EDGETECH 400 kHz. Panorama típico de buena parte de la bahía: detritos dispersos formados por acúmulos de mejillón ensartado en cabo, algas, redes o plástico. El grueso del trabajo consistió en la verificación de este tipo de indicios, seleccionando previamente los más probables por forma y tamaño. Se excluyeron los residuos alargados compuestos de cabos y postes, muy abundantes en la zona. También se descartaron todos los blancos de un tamaño poco verosímil para una tortuga.

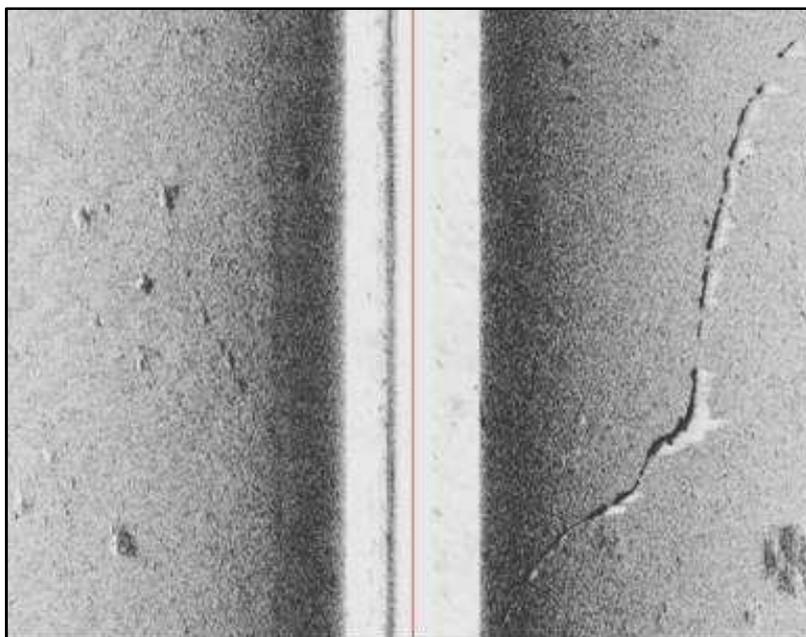


Figura 3.2.34 – ZONA 3. EDGETECH 400 kHz. Resto de cabo a estribor. A babor se observan los típicos acúmulos de material de acuicultura.

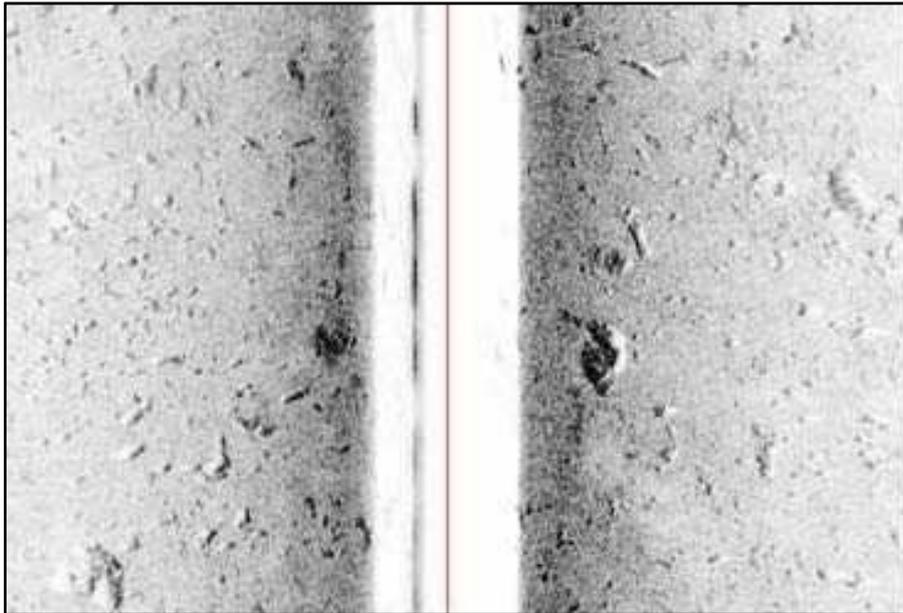


Figura 3.2.35 – ZONA 4. EDGETECH 400 kHz. En la zona Norte de la bahía se detectó esta textura formada aparentemente por roca dispersa. La verificación mediante inmersión demostró que se trataban en su mayoría de acúmulos de plástico y algas arrastrados por las corrientes.

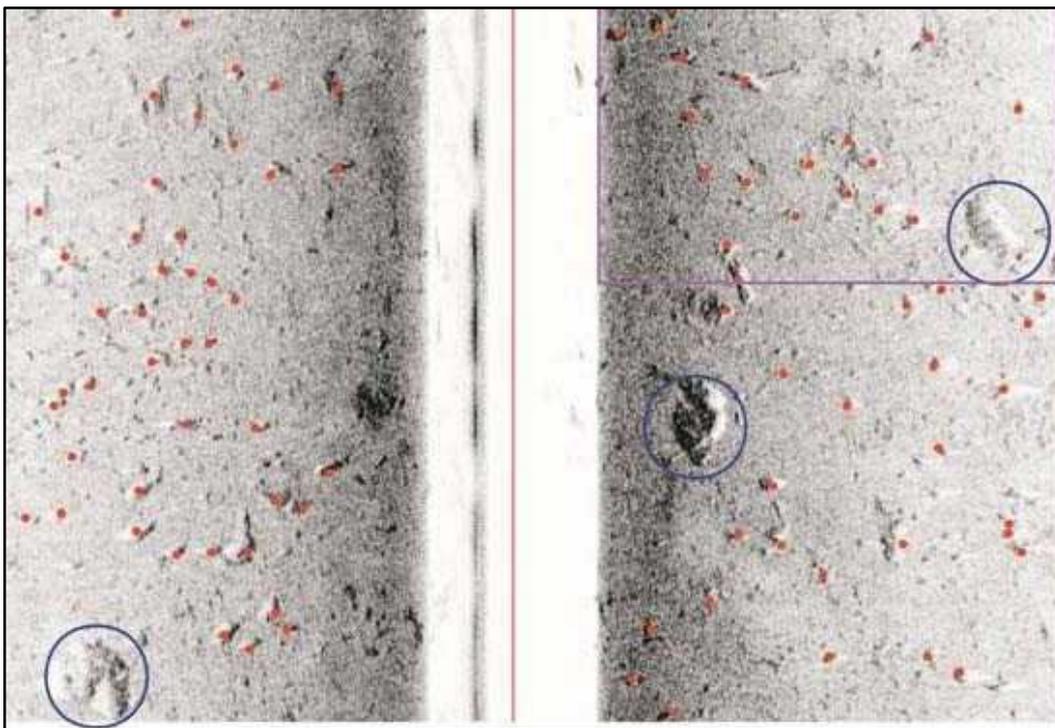


Figura 3.2.36 – ZONA 4. EDGETECH 400 kHz. La misma imagen anterior, en la que se han circulado en azul los afloramientos rocosos, mientras que los principales restos de basura se han puntuado en rojo, resultando en torno al centenar. El rectángulo morado marca un área de 20 X 25 m. La extrapolación de esta densidad a un área de acumulación de unas 15 ha arrojaría un total de unos 6.000 blancos, sólo en esta área y concepto de este tipo de residuo.

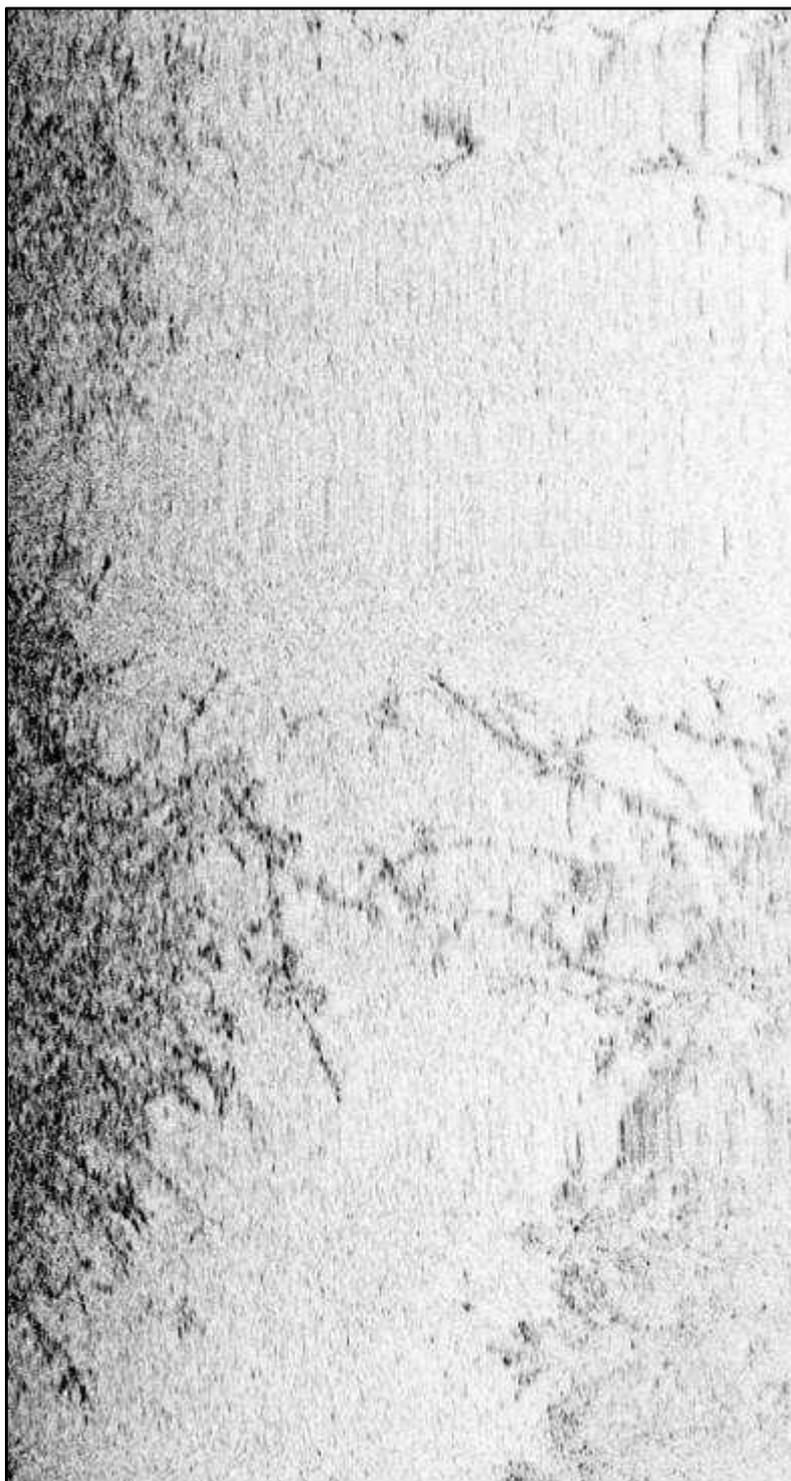


Figura 3.2.37 – ZONA 3. EDGETECH 400 kHz. En la imagen se observa una pradera de *Cymodocea*. Concretamente, destacan los estolones, que son las formas filamentosas que se observan y que unen los tallos bajo el sedimento. La buena combinación de media frecuencia y alta potencia ha permitido conseguir esta imagen bastante clara.

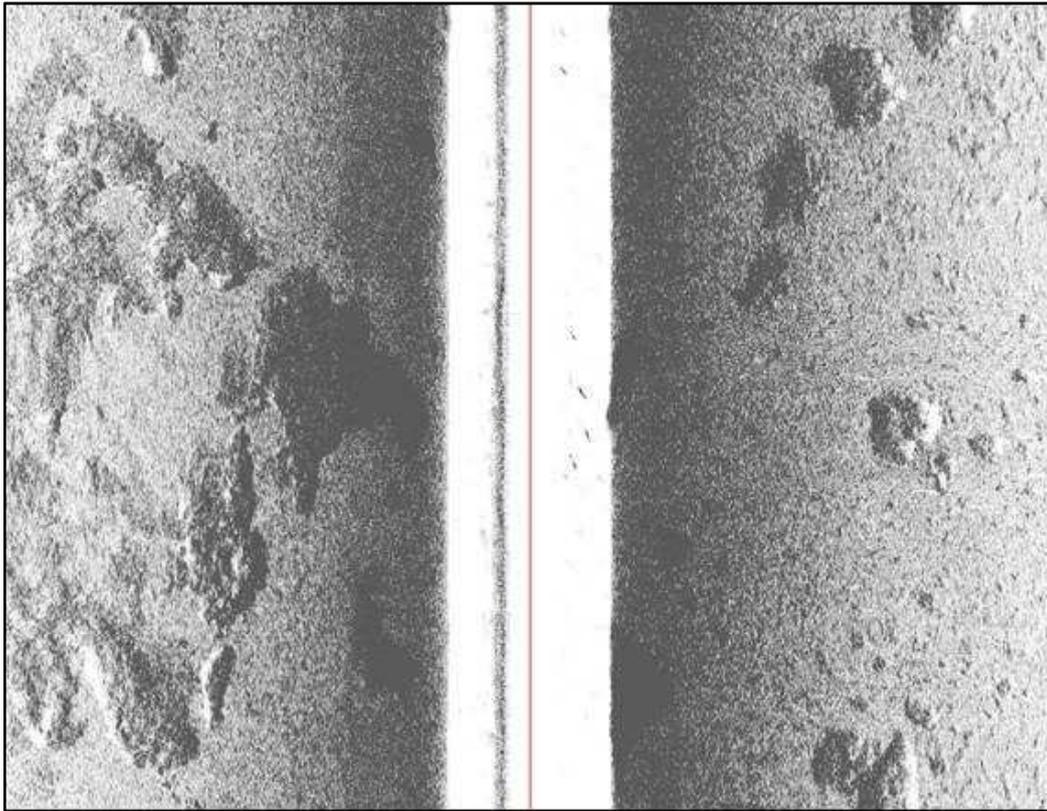


Figura 3.2.38 – ZONA 3. EDGETECH 400 kHz. El sondeo mostró fondos más diversos de lo que se preveía inicialmente. Un ejemplo son ciertos afloramientos rocosos dispersos como el que se observa en la imagen, situado al Norte de la bahía.

#### 3.2.1.5. Conclusiones, comentarios y recomendaciones

En respuesta a uno de los objetivos principales del proyecto, debe destacarse que no se ha podido constatar la presencia de tortugas bobas en la Bahía del Fangar durante los meses de febrero y marzo del año 2010. En vista del resultado positivo de las pruebas realizadas, y de la cantidad de verificaciones y tipos de objetivos encontrados, y dado que se han “barrido” 200 ha de todo tipo de fondos dentro del ámbito del estudio, se considera que sí es posible afirmar que, de darse la presencia de individuos invernantes de esta especie, no se encuentran de forma generalizada ni en gran o moderada densidad, en la medida que se esperaría de un hábitat habitual y consolidado de hibernación.

Hay varias explicaciones para este hecho, que se discuten a continuación:

- Una posible explicación para los resultados obtenidos es que el Delta del Ebro no sea un lugar de invernada para tortugas bobas. Sin embargo, esta explicación iría en contra de todo lo sugerido por los varamientos de animales vivos y muertos, por los registros de captura accidental de tortugas marinas en la zona a lo largo de todo el año, y por los resultados de estudios previos ya realizados. Podría argumentarse que estos datos se refieren a pocos especímenes y que, por tanto, sólo unos pocos individuos deciden pasar el invierno en el Delta, mientras que la mayoría emigra buscando zonas más cálidas. Efectivamente, los datos de registros de animales varados o capturados por pesca no llega a los 200 animales en los últimos 5 años, lo cual no permite una conclusión fiable. Sin

embargo, el estudio de Bertolero (2003) recoge otras 103 tortugas registradas en la zona, con re-capturas dentro del Delta del Ebro, y animales aparecidos durante los meses de invierno. Además, de 10 tortugas marcadas por Cardona et al. (2009), dos tortugas pasaron un año completo dentro del Delta del Ebro, lo que supone un 20%. Si bien el valor  $n$  es muy pequeño, este % es muy significativo, y realmente sugiere la presencia frecuente de tortugas marinas en invierno en la zona. En cualquier caso, por debajo de un número crítico de individuos, el modelo de poblamiento deja de acogerse a las hipótesis de normalidad y pasa a ser excepcional. En este caso, sólo un barrido del 100 % de la bahía podría detectar una presencia excepcional de varios ejemplares, y, aún así, éstos tendrían múltiples opciones de camuflaje entre los múltiples objetos, además de una cierta movilidad.

- Otra explicación pasaría por la existencia de un hábitat preferente muy marcado, en alguna zona fuera del alcance de la detección mediante las técnicas utilizadas. En este caso, podría tratarse de la zona muy somera (profundidad media de 0,5 m) no navegable, o de la zona central de aquellas bateas donde existe cultivo activo de bivalvos, puesto que en el resto la “visibilidad” y contraste producido por los haces de SSS se mostraron bastante clarificadores. El primer escenario parece poco adecuado para la hibernación (alta vulnerabilidad, y elevada fluctuación de parámetros ambientales), y además una parte de este tipo de zona fue comprobada a pie. El segundo escenario sería posible y tendría cierto sentido desde el punto de vista biológico (facilidad para la alimentación, casi pasiva), pero se antojaría extraño que no existiese ningún ejemplar en zonas de intersección (pasillos, o bateas en desuso). También podrían haber estado los animales en la Bahía dels Alfacs, más grande y de mayor profundidad, o en la zona litoral del Delta.
- Además, el clima de la temporada en la que se completaron los trabajos ha sido muy inusual en la región. No hay que olvidar que, en la misma semana en la que se comenzaban los trabajos en el Delta, caía una gran nevada sobre Catalunya que llegó a colapsar grandes áreas. De hecho, comparando las temperaturas del agua de años anteriores en esta región (datos cedidos por el Servei Meteorològic de Catalunya), en febrero puede apreciarse una disminución de hasta 2°C respecto de febreros anteriores, descendiendo la temperatura desde los 13,4°C (2007) o los 13,7°C (2008) a los 11,7°C del 2010, año del estudio. Estos registros de temperaturas son de la superficie del mar, y pertenecen a una boya situada en el Cabo de Tortosa, el punto más oriental del Delta del Ebro. Sin embargo, los datos de temperatura registrados por los equipos del grupo de trabajo durante la realización del proyecto dentro de la bahía del Fangar marcaron una temperatura superficial de 11°C, algo inferior a la marcada por esta boya. A dos metros de profundidad, la temperatura alcanzaba los 10°C. Esta temperatura supone el límite inferior de supervivencia para individuos de *Caretta caretta* (Morreale et al, 1992). Tal descenso de las temperaturas ha dado lugar a un invierno realmente atípico, y puede haber causado la huida de todos los individuos de tortuga boba de la zona, en busca de aguas que no comprometieran su supervivencia.

En cuanto a la efectividad de la técnica elegida para la detección de individuos de tortuga boba, después de la experiencia adquirida en este trabajo se concluye que un sistema de SSS del tipo de los empleados resulta un método de prospección muy indicado para una búsqueda dentro de un área extensa, con desconocimiento de los hábitats preferentes y del número de ejemplares. En este sentido, el uso de altas frecuencias se ha mostrado más eficaz, ya que ha



proporcionado una mayor resolución espacial, sin que las limitaciones de alcance hayan supuesto un problema, dada la escasa profundidad. Así, los resultados obtenidos en las pruebas, en cuanto a detección y, sobre todo, reconocimiento, son muy positivos, tanto en términos absolutos como comparativos. Sin embargo, la aplicación de estas técnicas en un medio saturado de objetos ha obligado a una gran frecuencia de verificaciones y hace que el hallazgo de tortugas sea más dependiente del número de ejemplares presentes, y también del tamaño de los mismos (aunque esto no debería suponer una limitación relevante).

Existen, a pesar de todo, vías de avance para la investigación: una posible variante metodológica sería la del muestreo dirigido sobre algún tipo de hábitat preferente. Esto permitiría ensayar las siguientes soluciones:

- Uso del algún otro tipo de sistema SSS de mayor resolución. Esta posibilidad no debe descartarse debido al rápido avance de este tipo de tecnologías y equipos. Sin embargo, si bien se ha encontrado un equipo de mayor frecuencia (>1.000 kHz), la resolución de estos equipos no sólo depende de la frecuencia, sino también de la calidad de la electrónica, así como de los software asociados.
- Uso de sensores tipo 3D imaging sonar, que serían aplicables sólo sobre superficies reducidas, ya que su cobertura es mucho menor que la del SSS. La combinación de estos sensores con algún sistema de SSS de alta resolución podría resultar óptima, aunque algo más costosa.
- Aplicación del método baseline data base, metodología habitualmente utilizada en control de fondos mediante SSS, y que consiste en el establecimiento de una superficie de control prístina, sin blancos interferentes u objetos no verificados. Sobre esta superficie de comparación se detectarían blancos alóctonos sobre la base de un sondeo repetitivo para monitorización de cambios.

Además de la vía tecnológica, debería considerarse la posibilidad de ampliar el ámbito de estudio, incluyendo la otra bahía del delta, así como una primera franja costera fuera ya de la protección de estas bahías, puesto que existen realmente indicios de la presencia de ejemplares de *Caretta caretta* en invierno en las inmediaciones del Delta del Ebro.

La aplicación de estas vías distintas vías metodológicas implicaría ciertas limitaciones:

- Mayores costes relacionados con el uso de sensores 3D y con el aumento de los tiempos necesarios para una prospección amplia efectiva.
- Disponibilidad (dentro o fuera de la Bahía del Fangar) de zonas de estudio sin interferencia de residuos móviles, si bien este es un condicionante que podría entrar en conflicto con la posible distribución de tortugas invernantes.
- Avances en el conocimiento de hábitats preferentes de las tortugas en la zona.

Por todo lo descrito y en base al conocimiento adquirido, y siempre que se siga constatando tan elevada probabilidad presencia de ejemplares invernantes de *Caretta caretta* en las inmediaciones del Delta del Ebro, se recomienda la continuidad de los trabajos, considerando la aplicación de una o varias de las mejoras descritas en los puntos anteriores.

### 3.2.2. Estudio de salud, biometría y genética de tortugas en el Delta del Ebro

Debido a la completa ausencia de individuos de *Caretta caretta* durante el estudio llevado a cabo en la zona, no fue posible capturar ningún individuo vivo para llevar a cabo estudios de salud de la población. Sin embargo, sí se han podido llevar a cabo estudios biométricos, en base a los individuos encontrados en la zona en los últimos 5 años y registrados en la base oficial del Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya (Figura 3.2.39).

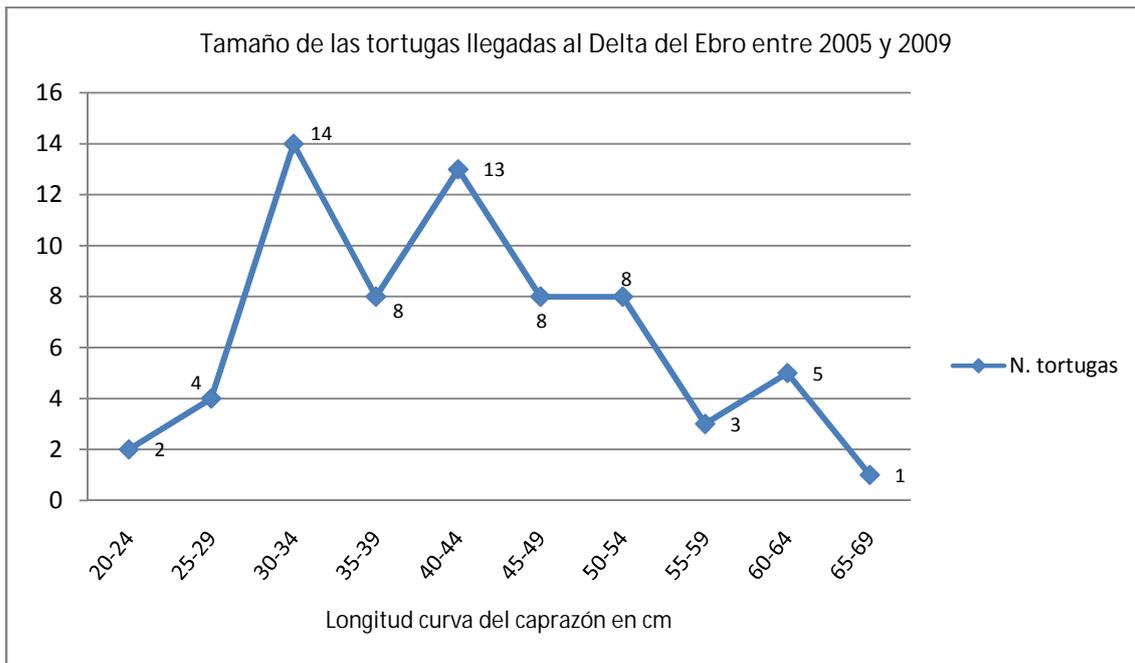


Figura 3.2.39 – Datos de longitud curva de caparazón de las tortugas llegadas al Delta del Ebro entre 2005 y 2009, según los registros oficiales del Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya.

Estos datos sugieren una longitud curva promedio de los individuos de *Caretta caretta* presente en el Delta del Ebro de 41,9cm, con un límite inferior de 23cm y uno superior de 68cm. Son individuos en general de tamaño algo inferior a los que se pueden encontrar en el resto de la costa Mediterránea española, probablemente debido a su origen mediterráneo, en comparación con los individuos encontrados en el sur, de origen atlántico.

Los análisis genéticos se llevaron a cabo con muestra tomadas de ocho ejemplares de tortuga boba aparecidos varados muertos en el Delta del Ebro a lo largo del otoño/invierno de 2009. Estos animales habían sido recogidos por el personal del Parque Natural del Delta del Ebro y se mantenían en congelación en las instalaciones de la Estación Biológica del mismo. Las muestras fueron analizadas en la Universidad de Barcelona por el equipo del Grupo de Estudio y Conservación de Mamíferos Marinos (GRUMM). Para ello se estudiaron tanto marcadores mitocondriales como nucleares (o microsátélites). La diferencia de estos dos tipos de marcadores estriba en que, mientras los primeros indican el origen del animal a partir del ADN materno, los segundos utilizan el ADN combinado del padre y de la madre, aportando mayor información. Combinando ambos se obtiene una probabilidad de que un individuo pertenezca a una u otra población, comparando los marcadores del individuo con marcadores



encontrados en estudios previos en las diferentes áreas de anidación. Hay que tener presente que determinados marcadores son compartidos por diferentes poblaciones del Atlántico o del Mediterráneo, e incluso entre poblaciones Mediterráneas y Atlánticas. Además, el hecho de que las poblaciones Atlánticas estén mucho más estudiadas hace que se conozcan un mayor número de marcadores que pertenecen a sus poblaciones. Sin embargo, las poblaciones Mediterráneas apenas están analizadas, por lo que es más complicado encontrar marcadores específicos de esta región, e imposible asignar con seguridad los individuos a una playa de anidación en concreto.

De los ocho animales estudiados, uno resultó ser Atlántico con una probabilidad del 97%, mientras que seis tenían una probabilidad del 60% de ser Mediterráneos. Tan sólo un ejemplar no pudo ser asignado a ninguna población. Aunque hoy por hoy es imposible asignar los animales Mediterráneos a una zona de anidación, sí se sospecha que podrían proceder de las playas de Libia, una zona sólo descubierta en los últimos años como de gran importancia para la anidación de tortugas mediterráneas. Se están esperando resultados genéticos de muestras tomadas en esta zona para poder comprobar esta teoría (Cardona, comunicación personal). Estos resultados confirman las conclusiones de los estudios llevados a cabo por este mismo equipo en años anteriores (Carreras et al, 2006; Carreras et al, 2007), y aportan una información importante a la investigación actual que está llevando a cabo este mismo grupo para aumentar el conocimiento a nivel genético de las poblaciones Mediterráneas. Al mismo tiempo, los resultados confirman la necesidad de tratar a las tortugas existentes en el norte de Valencia y Cataluña como una unidad de manejo diferente al resto del Mediterráneo español, ya que proceden de una población más pequeña y con un mayor grado de amenaza.

## 4. Conclusiones y recomendaciones

El equipo responsable de esta memoria lista a continuación un sumario de los resultados obtenidos durante la ejecución de este proyecto y postula una serie de recomendaciones que pueden facilitar las acciones y medidas de conservación de los cetáceos y las tortugas marinas presentes en las áreas propuestas para formar parte de la red Natura 2000.

Por lo que se refiere a utilización de nuevas tecnologías aplicadas en el proyecto, cabe destacar que aunque se haya tratado de un proyecto de un año de duración y algunos de los muestreos hayan estado limitados a calendarios no muy amplios, el trabajo realizado aporta interesantes resultados y resalta el potencial de técnicas acústicas para la monitorización remota y de forma continua de grandes cetáceos en áreas de interés para la conservación de la biodiversidad marina.

### 4.1. Cañón de Creus

La recopilación de información, así como los estudios específicos diseñados en este proyecto para ser llevados a cabo en el Cañón de Creus, han permitido definir esta zona cómo un área de importancia para los cetáceos. Los siguientes puntos resumen esta argumentación:

- El área se define tras el estudio como un área de elevada frecuencia de cetáceos, con una tasa de encuentro de 1 avistamiento por cada 8,6 millas navegadas, muy superior a la encontrada en la costa catalana durante los transectos de avionetas realizados para esta zona y alrededores de 1 avistamiento cada 42,50 millas náuticas (Gazo et. al 2004.)
- Debido a que la zona se caracteriza por tener una orografía abrupta, de grandes profundidades y pendientes elevadas, donde sólo el 30% de la superficie del área está a profundidades inferiores a 200 metros, conformando un cañón submarino de gran productividad, las especies de cetáceos que pueden encontrarse con mayor frecuencia son generalmente pelágicas. Las tasas de encuentro más altas encontradas para especies pelágicas cómo el delfín listado o el cachalote así lo demuestran (tabla 2.2.3).
- El encuentro de un grupo de calderones comunes de tamaño pequeño, en relación al tamaño de los grupos más al sur (Cañadas y Sagarminaga, 2000), con presencia de crías y juveniles, abre un nuevo campo de investigación sobre esta especie en aguas catalanas. No existen varamientos de individuos de calderones comunes en la zona norte de Cataluña durante los últimos 5 años y tan sólo se ha registrado uno en la zona sur para el mismo periodo. Los calderones son una especie que prefiere las zonas profundas, no obstante son de hábitos bastante sedentarios, al menos en el este del Mediterráneo (Cañadas y Sagarminaga 2000), por lo que la hipótesis de que fuera un grupo residente de la zona no debe ser descartada, aunque la poca información y los pocos avistamientos registrados desde 1990 a 2002 (Gazo et al, 2004) aportan pocos datos.
- Otras especies, más costeras y de menos profundidad, como el delfín mular, no son tan comunes en la zona del Cañón de Creus (ver tabla 2.2.3). Sin embargo, debería



tenerse en consideración que el área adyacente al Cabo de Creus (que incluye una pequeña proporción del área propuesta como Natura 2000 del Cañón de Creus) es una de las áreas con mayor densidad de delfín mular de Cataluña (Forcada et al, 2004).

- En áreas de alimentación, los cachalotes realizan inmersiones profundas, de entre 30 y 60 minutos normalmente (Rice 1989) y emiten clicks constantemente (Watkins 1980). El uso del hidrófono de arrastre durante el estudio ha permitido localizar a los individuos, determinar el uso de clicks de ecolocalización (usados para la alimentación), así como registrar los tiempos de inmersión de los individuos observados en la zona. Como conclusión y tras observar que el periodo de detecciones de clicks de cachalote identificado en el Cañón de Creus parece seguir un patrón típico de alimentación, con una producción rítmica de clicks durante el periodo de inmersión combinados con breves periodos de rápidos clicks (creaks) (Madsen et al, 2002; Miller et al, 2004) y periodos de silencio de varios minutos equivalentes al tiempo en superficie, podríamos indicar que todos los individuos localizados durante el presente estudio estaban alimentándose.

Por otra parte, se detectó la presencia de un cachalote en el área del cañón de Creus durante los días 2 y 3 de octubre a través del EAR. La presencia de breves series de clicks de muy reducido intervalo entre los mismos, cuya duración y características espectrales coinciden con la descripción de creaks (ver figura 2.2.16) de alimentación de cachalotes (Miller et al., 2004), permiten asignar esta serie de sonidos a la presencia de un cachalote durante el período de alimentación.

Los pocos conocimientos acerca de los movimientos estacionales de los cachalotes en la región occidental de la cuenca Mediterránea sugieren un desplazamiento estacional norte-sur de machos solitarios, entre la cuenca Balear y la cuenca Provenzal, con zonas de alimentación en la región norte (Drouot-Dulau y Gannier, 2007), incluyendo éstas las aguas más profundas del Cañón de Creus, por lo que junto a los anteriores argumentos, nos permiten identificar el Cañón de Creus como una area importante de alimentación de cachalote.

- La abundante presencia de vocalizaciones de rorcual común en las grabaciones del área del Cañón de Creus en otoño (figura 2.2.7) es acorde con descripciones previas sobre los movimientos migratorios de esta especie en el mar Mediterráneo. Durante el otoño se ha propuesto que el rorcual común mediterráneo migra desde áreas de alta productividad en la región tirreno-liguro-provenzal hacia regiones al sur de la cuenca Mediterránea occidental, utilizando el paso entre las islas Baleares y la península Ibérica como corredor migratorio por una parte importante de esta población (Castellote, 2009). La presencia de rorcual común durante el otoño ha sido descrita en la región de las islas Columbretes y canal de Ibiza mediante técnicas acústicas durante 2006/2007, identificando un pico de presencia durante el mes de septiembre que coincide con los resultados de este estudio en el Cañón de Creus (figura 2.2.13). Estos resultados sugieren que los individuos que utilizan este corredor migratorio, al menos durante el otoño, siguen el margen este del talud continental de la península Ibérica durante su movimiento. Además, la similitud entre los resultados obtenidos en 2006/2007 y los de este trabajo en 2009 manifiestan la marcada estacionalidad de esta especie en aguas españolas. Dada la similitud en los resultados de ambos estudios, se asume que las detecciones identificadas en el área del Cañón de Creus en otoño corresponden a rorcuales migrando hacia zonas de invernada al sur de la cuenca Mediterránea.

En referencia a tortugas marinas, los datos recopilados de varamientos y capturas accidentales así como la información resultante de la revisión bibliográfica, señala el área del Cañón de Creus como una zona que no debe ser considerada como de especial importancia para las tortugas marinas. Tratándose de una especie altamente migratoria como las tortugas, sí es una zona de paso de animales entre las costas españolas y las francesas, pero no se utiliza como área de alimentación, y los avistamientos de individuos de esta especie son muy ocasionales.

#### 4.2. Canal de Menorca

El área que delimita el propuesto Canal de Menorca como futura Red Natura 2000 se caracteriza porque en la mayoría de su extensión la profundidad no excede los 100 metros de profundidad. Este perfil batimétrico limita notablemente la presencia y distribución de cetáceos en el área. La única especie con hábitos costeros abundante en las islas Baleares es el delfín mular. El análisis del registro de varamientos y los datos aportados por los avistamientos recopilados por la Dirección General de pesca del Govern de les Illes Balears, así como los obtenidos en la consecución de la campaña de este proyecto en el Canal de Menorca, identifican al delfín mular como la única especie que puede ser considerada común en el área. No obstante, cabe destacar que la mayoría de los avistamientos de delfín mular realizados en el canal entre Mallorca y Menorca se realizan en las zonas más próximas la costa, en las bahías de Pollença y Alcudia de la isla de Mallorca, entre Cap de Formentor y Cap de Pera, y en las inmediaciones del Cap d'Artrutx y el litoral de Ciutadella en la isla de Menorca (Gazo et al, 2008; Brotons et al, 2008b). No obstante estas zonas donde el delfín mular se encuentra en densidades relativamente elevadas no están incluidas en los límites del área propuesta para Canal de Menorca.

La distribución del delfín mular, originariamente presente en todo el litoral ibérico, ha tendido a fragmentarse en las últimas décadas, apareciendo amplios tramos donde las actividades humanas han eliminado la especie. Este proceso, difícil o imposible de evitar, puede a la larga aislar algunos grupos y aumentar con ello su vulnerabilidad. Las Islas Baleares sustentan probablemente el núcleo poblacional más abundante de la especie en aguas mediterráneas ibéricas, y es precisamente en esta zona donde los problemas relacionados con las actividades pesqueras, de forma directa o indirecta, son los que se apuntan como los más importantes para el futuro a medio plazo de la especie.

La declaración de Canal de Menorca como área Natura 2000 incidirá de forma directa sólo en una especie de cetáceo, el delfín mular, única especie frecuente en el área. En relación a su protección dentro del área, deberán tomarse medidas mitigadoras en relación a las actividades pesqueras, regularse el tráfico de barcos mercantes y turísticos, en especial los fast-ferries que unen las dos islas del canal y evaluar el umbral de ruido generado, y deberá promoverse un control específico de la población de delfines mulares en la zona del canal para conocer sus movimientos dentro y fuera del área, y su relación con otros núcleos poblacionales de Baleares.

Por lo que se refiere a tortugas marinas, se consideran importantes para sus poblaciones las aguas de todo el Archipiélago Balear, Canal de Menorca incluido. Estos individuos utilizan toda



la región, y no se limitan a un área en concreto. Por ello, no se puede decir que el Canal de Menorca es más importante para las tortugas marinas, ya que lo son todas las islas. Más concretamente, las tortugas suelen distribuirse de forma más frecuente por el sur del canal de Menorca, y por el sur de Formentera. En toda esta zona se dan individuos de origen Atlántico, por lo que se podría considerar una unidad de manejo diferente de las tortugas del Delta Ebro-Columbretes.

En cuanto a sus problemas de conservación, de nuevo están relacionados principalmente con la pesca accidental. Aunque en las Islas Baleares es el palangre de superficie el que más interacciona con esta especie, concretamente en el Canal de Menorca, y en realidad alrededor de toda la isla, el problema viene dado por el trasmallo de langosta, que captura una gran cantidad de tortugas marinas con una mortalidad directa asociada del 90-100%. Habría que tomar medidas urgentes para solucionar este grave problema que, como ya se ha explicado en el apartado de “revisión bibliográfica-problemas de conservación”, pasarían por limitar la pesca de langosta a profundidades mayores de 50m.

### 4.3. Delta Ebro – Columbretes

- Las grabaciones realizadas durante la primavera de 2010 en la zona del Delta del Ebro indican la presencia limitada de rorcuales comunes durante el mes de marzo y primera mitad de abril y la ausencia de los mismos durante el mes de mayo. Estudios previos han sugerido que el rorcual común mediterráneo migra por aguas españolas hacia zonas de alimentación en la cuenca liguro-provenzal durante la primavera (Raga y Pantoja, 2004). Las detecciones obtenidas en marzo y abril podrían corresponder con esta hipótesis. Pero el número de detecciones es muy inferior al obtenido durante la migración en sentido inverso en otoño en esta misma cuenca, por lo que no puede considerarse como la única ruta migratoria de esta población durante la primavera. Estudios realizados en aguas francesas indican la llegada de rorcuales comunes en la cuenca provenzal hacia junio (Laran y Drouot-Dulau, 2007), sugiriendo que, o bien las detecciones obtenidas aquí no reflejan el principal patrón de movimiento de la población mediterránea, o bien la migración hacia áreas de alimentación estival no sigue una pauta estacional tan marcada como la migración hacia áreas de invernada.
- Los resultados del análisis de identidad poblacional de rorcual común indican que la mayoría de los animales detectados pertenecen a la población mediterránea. Pero en el caso de las grabaciones del área del Delta del Ebro se identificaron cuatro periodos (uno el día 13/03/2010, dos el día 19/03/2010, uno el día 24/03/2010 y uno el día 29/03/2010) en los que los sonidos detectados se atribuyen a un individuo de población del Atlántico noreste. Estos interesantes resultados reafirman la hipótesis acerca de la entrada de rorcuales atlánticos en el Mediterráneo durante el invierno (Castellote, 2009) y coinciden en su distribución geográfica con el límite más septentrional descrito al norte del canal de Ibiza. Es importante destacar que este origen sólo se atribuye a sonidos detectados en cuatro ocasiones, por lo que el número de rorcuales detectados de origen atlántico es muy reducido, pudiendo incluso tratarse de un solo individuo cruzando la zona de estudio repetidas veces.

- Es interesante remarcar que los resultados obtenidos en el área del Delta del Ebro indican un solapamiento entre la población mediterránea e individuos de origen atlántico. Esta es la primera descripción de un solapamiento temporal y geográfico entre dos poblaciones de rorcuales en el mar Mediterráneo y no solo apoya sino que amplía la hipótesis planteada por Palsbøll et al. (2004) acerca de la situación genética de los rorcuales mediterráneos. Estos autores plantean la presencia de un flujo genético periódico y reducido entre la población mediterránea y la del Atlántico noreste, mediada por el intercambio de individuos macho. Los resultados obtenidos en el Delta Ebro – Columbretes identifican rorcuales macho de origen atlántico noreste en áreas donde predominan rorcuales mediterráneos en la época de reproducción de esta especie, lo que puede explicar este intercambio genético.
- La ausencia de detecciones de cachalote puede explicarse, al menos en parte, por la posición de los fondeos y por las características del área, donde la plataforma continental es muy ancha y hay pocas zonas de aguas profundas. Los cachalotes tienen afinidad por aguas profundas, generalmente profundidades superiores a los 1000 m (Whitehead, 2002). En el mar Mediterráneo la presencia de cachalotes se ha descrito a profundidades medias de 1375 m con afinidad por la zona profundidad del talud continental (Gannier et al, 2002). Las posiciones de fondeo en el área de estudio de Delta Ebro-Columbretes se encuentran demasiado lejos de las zonas de interés para esta especie como para permitir la detección de sus sonidos.

En cuanto a tortugas marinas, Delta Ebro-Columbretes es sin duda la zona considerada de mayor importancia para las tortugas marinas. Es un área utilizada como hábitat de alimentación de individuos juveniles y sub-adultos, y muy probablemente también de invernada (aunque no se haya podido confirmar en el estudio completado en este proyecto). Además, el hecho de que el área sea utilizada por ejemplares de origen Mediterráneo hace que sea más importante si cabe su protección. Dada su proximidad y la similitud de sus poblaciones locales, probablemente haya un flujo de individuos entre las zona del Delta del Ebro y las Islas Columbretes. Por ello se recomienda proteger todo el corredor de comunicación, y no sólo las dos áreas por separado.

En cuanto a los problemas de conservación de estas poblaciones en la zona, sin duda alguna en el Delta del Ebro se relacionan principalmente con la pesca de arrastre, el arte que más animales captura accidentalmente cada año, y con mayor mortalidad directa e indirecta asociada. Así, es urgente controlar este tipo de pesca y comenzar acciones que puedan reducir tanto la captura accidental como la mortalidad de los animales capturados.



## 5. Agradecimientos

La realización de este proyecto ha sido posible gracias a la colaboración de numerosas personas e instituciones. En particular los responsables de este proyecto quieren expresar su agradecimiento a:

- Josep Maria Gili, Cova Orejas y Susana Requena, (Dpto. Biología Marina y Oceanografía del Instituto de Ciencias del Mar, ICM-CSIC)
- Jordi Ruiz y Ricard Gutierrez (Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya)
- Gloria Fernández y Xisca Pujol (Fundación Aspro Natura, Marineland Mallorca)
- Juan Jiménez (Consejería de Medio Ambiente, Gobierno de Valencia)
- Josep Maria Brotons y Antoni Grau (Direcció General de Pesca, Govern de les Illes Balears)
- Antoni Curcó Masip y equipo de las oficinas del Àrea de Protecció i Recerca, Parc Natural del Delta del Ebro.
- Personal de la Estación Biológica del Delta del Ebro
- Puerto de la Illa del Mar, Bahía del Fangar, Delta del Ebro
- Joaquin Salvador, de la Unidad de Tecnología Marina (UTM) del Instituto de Ciencias del mar (ICM-CSIC)
- Servei Meteorològic de Catalunya
- Asociación ALNITAK
- Luis Cardona (Universidad de Barcelona)
- Manuel Castellote (National Marine Mammal Laboratory, Alaska Fisheries Science Center-NOAA)
- José Antonio Esteban ( Departamento de Investigación del Oceanogràfic. Ciudad de las Artes y las Ciencias. Grupo Parques Reunidos)
- Socios del Life+INDEMARES
- Colaboradores en el trabajo de campo: Juanita Zorrilla, Joan Gonzalvo, Marc Magrans, Guillermo Lucas, Víctor Rojas, Raquel Soley, Marc Aquino.

## 6. Bibliografía

- Aguilar A y Raga JA. 1993. The striped dolphin epizootic in the Mediterranean Sea. *Ambio* 22(8): 524-528.
- Aguilar R, Mas J, y X Pastor. 1995. Impact of Spanish swordfish longline fisheries on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* population in the Western Mediterranean. In: Proceedings of the 12<sup>th</sup> annual workshop on sea turtle biology and conservation. Richardson JI y Richardson TH (Eds.). NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-361. Miami, US Dept. of Commerce.
- Álvarez de Quevedo I, Cardona L, De Haro A, Pubill E y A. Aguilar. 2010. Sources of bycatch of loggerhead sea turtles in the western Mediterranean other than drifting longlines. *ICES Journal of Marine Science* 67: 677-685.
- Báez JC, Real R, García-Soto C, de la Serna JM, Macías D y JA Camiñas. 2007. Loggerhead turtle by-catch depends on distance to the coast, independent of fishing effort: implications for conservation and fishery management. *Marine Ecology Progress Series* 338: 249-256.
- Bentivegna F. 2002. Intra-Mediterranean migrations of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) monitored by satellite telemetry. *Marine Biology* 141: 795-800.
- Bertolero A. 2003. Varamientos y capturas de Tortugas marinas en los alrededores del Delta del Ebro (NE España) entre los años 1984 y 2001. *Revista Española de Herpetología* 17: 39-54.
- Blanco C, Salomón O y JA Raga. 2001. Diet of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the western Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 81:1053–1058.
- Broderick AC, Glen F, Godley BJ y GC Hays. 2002. Estimating the number of green and loggerhead turtles nesting annually in the Mediterranean. *Oryx* 36: 227-235.
- Brotos JM, Munilla Z, Grau AM y L Rendell. 2008a. Do pingers reduce interactions between bottlenose dolphins and nets around the Balearic Islands? *Endangered Species Research* 5: 301-308.
- Brotos JM, Grau AM y L Rendell. 2008b. Estimating the impact of interactions between bottlenose dolphins and artisanal fisheries around the Balearic Islands. *Marine Mammal Science* 24: 112–127.
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL, Borchers DL y L Thomas. 2001. Introduction to Distance Sampling: Estimating abundance of biological populations. Oxford University Press
- Camiñas JA y JM De la Serna. 1995. The loggerhead distribution in the Western Mediterranean Sea as deduced from captures by the Spanish long line fishery. *Scientia Herpetologica*: 316-323.
- Camiñas JA, Báez JC, Valeiras X y R. Real. 2006. Differential loggerhead by-catch and direct mortality due to surface longlines according to boat strata and gear type. *Scientia Marina* 70: 661-665.
- Cañadas A, y R Sagarminaga. 2000. The northeastern Alboran sea, an important breeding and feeding ground for the long-finned pilot whale (*Globicephala melas*) in the Mediterranean sea. *Marine Mammal Science* 16: 513–529.
- Cañadas A, Sagarminaga R, y S García-Tiscar. 2002. Cetacean distribution related with depth and slope in the Mediterranean waters of southern Spain. *Deep-Sea Research I* 49: 2053-2073.
- Cañadas A. 2006. Hacia la conservación de los delfines en el mar de Alborán. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid y SMRU.



- Cardona L, Revelles M, Carreras C, SanFélix M, Gazo M y A Aguilar. 2005. Western Mediterranean immature loggerhead turtles: habitat use in spring and summer assessed through satellite tracking and aerial surveys. *Marine Biology* 147: 583-591.
- Cardona L, Revelles M, Parga ML, Tomás J, Aguilar A, Alegre F, Raga A y X Ferrer. 2009. Habitat use by loggerhead sea turtles *Caretta caretta* off the coast of eastern Spain results in a high vulnerability to neritic fishing gear. *Marine Biology* 156: 2621-2630.
- Carreras C, Cardona L y A Aguilar. 2004. Incidental catch of loggerhead turtle *Caretta caretta* off the Balearic Islands (Western Mediterranean). *Biological Conservation* 117: 321-329.
- Carreras C, Pont S, Maffuci F, Pascual M, Barceló A, Bentivegna F, Cardona L, Alegre F, SanFélix M, Fernández G y A Aguilar. 2006. Genetic structuring of immature sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea reflects water circulation patterns. *Marine Biology* 149: 1269-1279.
- Carreras C, Pascual M, Cardona L, Aguilar A, Margaritoulis D, Rees A, Turkozan O, Levy Y, Gasith A, Aureggi M y M Khalil. 2007. The genetic structure of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) in the Mediterranean as revealed by nuclear and mitochondrial DNA and its conservation implications. *Conservation Genetics* 8: 761-775.
- Casale P, Freggi D, Basso R, Vallini C y R Argano. 2007. A model of area fidelity, nomadism, and distribution patterns of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea. *Marine Biology* 152: 1039-1049.
- Castellote M. 2009. Patrón migratorio, identidad poblacional e impacto del ruido en la comunicación del roscual común (*Balaenoptera physalus* L. 1758) en el mar Mediterráneo occidental. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid. 250 p.
- Clark CW. 1995. Application of U.S Navy underwater hydrophone arrays for scientific research on whales. Report of the International Whaling Commission 45: 210-212.
- Clark CW, Borsani F y G Nortarbartolo di Sciarra. 2002. Vocal activity of fin whales, *Balaenoptera physalus*, in the Ligurian Sea. *Marine Mammal Science* 18: 281-285.
- Clark CW y GJ Gagnon. 2004. Low-frequency Vocal Behaviors of Baleen Whales in the North Atlantic: Insights from Integrated Undersea Surveillance System Detections, Locations, and Tracking from 1992 to 1996. *Journal of Underwater Acoustics (US Navy)* 52(3).
- Corsolini S, Focardi S, Kannan K, Tanabe S, Borrell A y R Tatsukawa. 1995. Congener profile and toxicity assessment of polychlorinated biphenyls in dolphins, sharks and tuna collected from Italian coastal waters. *Marine Environment Research* 40: 33-53.
- Deflorio M, Aprea A, Corriero A, Santamaría N y G DeMetrio. 2005. Incidental captures of sea turtles by swordfish and albacore longlines in the Ionian Sea. *Fisheries Science* 71: 1010-1018.
- Delarue J, Todd SK, VanParijs SM y L Di Iorio. 2009. Geographic variation in Northwest Atlantic fin whale (*Balaenoptera physalus*) song: Implications for stock structure assessment. *Journal of the Acoustical Society of America* 125(3):1774-1782.
- Drouot-Dulau V y A Gannier. 2007. Movements of sperm whale in the western Mediterranean Sea: preliminary photo-identification results. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 87:195-200.
- Elejabeitia C y E Urquiola. 2009. Whale-watching in the Canary islands. IWC/61/CC10. Annual meeting of the Scientific Committee of the International Whaling Commission 2009 Madeira, Portugal
- Forcada J y P Hammond. 1998. Geographical variation of striped and common dolphins of the western Mediterranean. *Journal of Sea Research* 39: 313-325.
- Forcada J, Gazo M, Aguilar A, Gonzalvo J y M Fernández-Contreras, M. 2004. Bottlenose dolphin abundance in the NW Mediterranean: addressing heterogeneity in distribution. *Marine Ecology Progress Series* 275: 275-287.

- Frantzis A, Alexiadou P, Paximadis G, Politi E, Gannier A y M Corsini-Foka. 2003. Current knowledge of the cetacean fauna of the Greek Seas. *The Journal of Cetacean Research Management* 5(3): 219-232.
- Gannier A y O Gannier. 1997. New results on the seasonal variation of cetaceans in the Liguro-Provençal Basin. *European Research on Cetaceans* 11: 91–94 (Proceedings of the 11<sup>th</sup> Annual Conference of the European Cetacean Society. Kiel, Germany).
- Gannier A. 1998. Comparison of the distribution of odontocetes obtained from visual and acoustic data in northwestern Mediterranean. *European Research on Cetaceans* 12: 246-250 (Proceedings of the 12<sup>th</sup> Annual Conference of the European Cetacean Society. Kiel, Germany).
- Gannier A, Drouot V y JC Goold. 2002. Distribution and relative abundance of sperm whales in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 243: 281–293.
- Gazo M, Forcada J, Aguilar A, Fernandez-Contreras MM, Borrell A, Gonzalvo J y V Tornero. 2004. Proyecto Mediterráneo. Zonas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español. Sección 2: 15-67.
- Gazo M, Gonzalvo J y A Aguilar A. 2008. Pingers as deterrents of bottlenose dolphins interacting with trammel nets. *Fisheries Research* 92: 70-75.
- Gedamke J. 2009. Geographic variation in Southern Ocean fin whale song. *International Whaling Commission document SC/61/SH16*. Madeira, Portugal.
- Gómez de Segura A, Tomás J, Pedraza SN, Crespo EA y JA Raga. 2003. Preliminary patterns of distribution and abundance of loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, around the Columbretes Islands Marine Reserve, Spanish Mediterranean. *Marine Biology* 143: 817-823.
- Gómez de Segura A, Crespo EA, Pedraza SN, Hammond PS y JA Raga. 2006a. Abundance of small cetaceans in waters of the central Spanish Mediterranean. *Marine Biology* 150(1): 149-160.
- Gómez de Segura A, Tomás J, Pedraza SN, Crespo EA y JA Raga. 2006b. Abundance and distribution of the endangered loggerhead turtle in Spanish Mediterranean waters and the conservation implications. *Animal Conservation* 9: 199-206.
- Groombridge B. 1990. Marine turtles in the Mediterranean: distribution, populations status, conservation. *Natural Environmental Services (Council of Europe)* 48: 1-98
- Hammond PS. 1998. Estimating the size of naturally marked whale populations using capture-recapture techniques. *Report of the International Whaling Commission* 8:253-282.
- Hatch LT y CW Clark. 2004. Acoustic differentiation between fin whales in both the North Atlantic and North Pacific Oceans, and integration with genetic estimates of divergence. *International Whaling Commission document SC/56/SD6*. Sorrento, Italy.
- Kinzey D. y T Gerrodette. 2003. Distance measurements using binoculars from ships at sea: accuracy, precision and effects of refraction. *Journal of Cetacean Research and Management (J Cet Res Man)* 5(2):159–171.
- Laran S y V Drouot-Dulau. 2007. Seasonal variation of striped dolphins, fin- and sperm whales abundance in the Ligurian Sea (Mediterranean Sea). *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 87:345-352.
- Laran S, Castellote M, Caudal F, Monnin A y H Glotin. 2010. Suivi acoustique des cétacés au nord du sanctuaire pelagos. Informe final entregado al Santuario Pelagos, julio 2010.
- Laurent L, Casale P, Bradai MN, Godley BJ, Geraosa G, Broderick AC, Schroth W, Schierwater B, Levy AM, Freggi D, Abd El-Mawla EM, Hadoud DA, Gomati HE, Domingo M, Hadjichristophorou M, Kornaraky L, Demirayak F y CH Gautier. 1998. Molecular resolution of marine turtle stock composition in fishery bycatch: a case study in the Mediterranean. *Molecular Ecology* 7: 1529-1542.
- Lewis RK, Freeman SA y LR Crowder. 2004. Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles. *Ecology Letters* 7: 221-231.



- Madsen PT, Wahlberg M y B Møhl. 2002. Male sperm whale (*Physeter macrocephalus*) acoustics in a high-latitude habitat: implications for echolocation and communication. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 53: 31–41.
- Mangano A. 1983. *Physeter macrocephalus* en el Mediterráneo central: ricerche eto-ecologiche. PhD thesis, University of Messine.
- Margaritoulis D, Argano R, Baran I, Bentivegna F, Bradai M, Camiñas JA, Casale P, De Metrio G, Demetropoulos A, Gerosa G, Godley B, Haddoud DA, Houghton J, Laurent L y B Lazar. 2003. Loggerhead turtles in the Mediterranean Sea: Present knowledge and conservation perspectives. In: Bolten AB, Witherington BE (eds.) *Loggerhead Sea Turtles*. Smithsonian Books, Washington, pp: 175-198.
- Miller PJO, Johnson MP y PL Tyack. 2004. Sperm whale behaviour indicates the use of echolocation click buzzes 'creaks' in prey capture. *Proceedings of the Royal Society* 271.
- Millot C. 1999. Circulation in the Western Mediterranean Sea. *Journal of Marine Systems* 20: 423-442.
- Morreale SJ, Meylan AB, Sadove SS y EA Standora. 1992. Annual occurrence and winter mortality of marine turtles in New York waters. *Journal of Herpetology* 26: 301-308.
- Nosal EM y LN Frazer. 2007. Sperm whale three-dimensional track, swim orientation, beam pattern, and click levels observed on bottom-mounted hydrophones. *Journal of the Acoustical Society of America* 122(4):1969-78.
- Palsbøll PJ, Bérubé M, Aguilar A, Notarbartolo-di-Sciara G y R Nielsen. 2004. Discerning between recurrent gene flow and recent divergence under a finite-site mutation model applied to North Atlantic and Mediterranean fin whales *Balaenoptera physalus* populations. *Evolution* 58:670–675.
- Pavan G y F Borsani. 1997. Bioacoustics research on cetaceans in the Mediterranean sea. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 30: 125-146.
- Pritchard PCH. 1997. Evolution, phylogeny, and current status in the biology of sea turtles. In: Lutz PL, Musick JA (eds) *Biology of sea turtles*. CRC, Boca Raton, Fla., pp 1–28.
- Raga JA y J Pantoja (eds). 2004. *Proyecto Mediterráneo: Zonas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español*. Ministerio de Medio Ambiente. Naturaleza y Parques Nacionales. Serie Técnica. Madrid. 219 p.
- Rendell LE y H Whitehead. 2003. Vocal clans in sperm whales (*Physeter macrocephalus*). *Proceedings Biological Sciences* 270(1512):225-31.
- Revelles M, Carreras C, Cardona L, Marco A, Bentivegna F, Castillo JJ, de Martino G, Mons JL, Smith MB, Rico C, Pascual M y A Aguilar. 2007a. Evidence for an asymmetrical size exchange of loggerhead sea turtles between the Mediterranean and the Atlantic through the Straits of Gibraltar. *Journal of Experimental Marine Biology & Ecology* 349: 261-271.
- Revelles M, Cardona L, Aguilar A, SanFélix M y G Fernández. 2007b. Habitat use by immature loggerhead sea turtles in the Algerian Basin (Western Mediterranean): swimming behaviour, seasonality and dispersal pattern. *Marine Biology* 151: 1501-1515.
- Revelles M, Camiñas JA, Cardona L, Parga M, Tomás J, Aguilar A, Alegre F, Raga A, Bertolero A y G Oliver. 2008. Tagging reveals limited exchange of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) between regions in the western Mediterranean. *Scientia Marina* 72: 511-518.
- Rice DW. 1989. Sperm whale *Physeter macrocephalus* Linaeus, 1785 in handbook of marine mammals: Vol 4. River dolphins and the larger toothed whales. Academic Press, London.
- Cañadas A, Urquiola E y R Sagarminaga. 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*. Sociedad Española de Cetáceos.

- Silvani L, Raich J y A Aguilar. 1992. Bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, interacting with fisheries in the Balearic Islands, Spain. *European Research on Cetaceans* 6:32–34 (Proceedings of the 6<sup>th</sup> Annual conference of the Cetacean Society. San Remo, Italy).
- Soler M. 1998. Estudi de la incidència dels dofins sobre les arts dels pescadors d'arts menors a les Illes Balears. Direcció General de pesca i Cultius marins. Documents Tècnics de Pesca i Cultius marins. N<sup>o</sup>1.
- Thomas L, Laake JL, Strindberg S, Marques FFC, Buckland ST, Borchers DL, Anderson DR, Burnham KP, Hedley SL, Pollard JH y JRB Bishop. 2003. DISTANCE, version 6.1, release 2. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, Fife, United Kingdom. [Online.] Available at [www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/](http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/).
- Tomás J, Guitart R, Mateo R y JA Raga. 2002. Marine debris ingestion in loggerhead sea turtles *Caretta caretta* from the Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 44: 211-216.
- Tomás J, Fernández M y JA Raga. 2003. Sea turtles in Spanish Mediterranean waters: surprises in 2001. *Marine Turtle Newsletter* 101: 1-3.
- Tomás J, Gozalbes P, Raga JA y BJ Godley. 2008. Bycatch of loggerhead sea turtles: insights from 14 years of stranding data. *Endangered Species Research*. 5: 161-169.
- Whatkins WA. 1980. Acoustics and the behavior of sperm whales. In: Busnel R.G., Fish J.F. (eds) *Animal sonar systems*. Plenum, New York, p 283-290.
- Whatkins WA, Daher MA, Reppucci GM, George JE, Martin DL, DiMarzio NA y DP Gannon. 2000. Seasonality and distribution of whale calls in the North Pacific. *Oceanography* 13: 62-67.
- Whitehead H. 2002. Estimates of the current global population size and historical trajectory for sperm whales. *Marine Ecology Progress Series* 242: 295–304.
- Whitehead H. 2008. The sperm whale. pp. 1165-1171. En: *The Encyclopedia of Marine Mammals*. En *Encyclopedia of marine mammals*, Eds. Perrin, W.F.; Würsig, B. y J.G.M. Thewissen. Academic Press, 2nd Edition. 1382 p.
- Whitehead H. 2009. Estimating Abundance From One-Dimensional Passive Acoustic Surveys. *Journal of wildlife management*. 73(6):1000–1009.
- Zbinden JA, Aebischer A, Margaritoulis D y R Arlettaz. 2008. Important areas at sea for adult loggerhead sea turtles in the Mediterranean Sea: satellite tracking corroborates findings from potentially biased sources. *Marine Biology* 153: 899-906.



## 7. Dossier fotográfico del proyecto

A lo largo de las acciones del proyecto se han ido tomando fotografías de todas las actividades realizadas. En el CD adjunto titulado “Dossier fotográfico del proyecto” se recoge una selección de estas fotografías para mejor comprensión de las acciones explicadas del proyecto.

El dossier está estructurado en función de las dos grandes actividades del proyecto: inventario de cetáceos e inventario de tortugas marinas. La actividad de cetáceos se divide a su vez en las tres grandes zonas de estudio (Cañón de Creus, Canal de Menorca y Delta Ebro-Columbretes), y en las acciones concretas realizadas en cada zona. Así, dentro del CD se podrá encontrar la siguiente estructuración:

- Campaña cetáceos Canal de Menorca
- Campaña cetáceos Cañón de Creus
  - o Campaña transectos
  - o Fondeo EAR
  - o Recogida EAR
- Campaña cetáceos Delta Ebro-Columbretes
  - o Fondeo EAR
  - o Recogida EAR
- Campaña tortugas Delta Ebro

