

MONOGRAFÍAS DE LA ASOCIACIÓN CHELONIA
Volumen VIII



Conservación de la tortuga boba
(*Caretta caretta*) en el Mediterráneo
occidental: influencia de la
pesca de arrastre

F. Domènech, J. Tomás y M. Merchán



Conservación de la tortuga boba
(*Caretta caretta*) en el Mediterráneo
occidental: influencia de la
pesca de arrastre

Edita: Asociación Chelonia, Madrid, (España)

© Asociación Chelonia, 2014

© Fotografía de portada: Felipe Escolano - XALOC, Asociación para el Estudio y Conservación del Entorno

© Fotografía de contraportada: Francesc Domènech Rosell

Maquetación y diseño: Antonio Castro - Asociación Chelonia

Primera edición, septiembre 2014

www.chelonia.es

chelonia@chelonia.es

ISBN: 978-84-617-1549-7

Depósito Legal: M-25863-2014

Conservación de la tortuga boba
(*Caretta caretta*) en el Mediterráneo
occidental: influencia de la
pesca de arrastre

F. Domènech, J. Tomás y M. Merchán

PRÓLOGO

La conservación de las tortugas marinas en el mar y costas valencianas

La Comunitat Valenciana es, por mandato constitucional, la suma del territorio de sus términos municipales, por lo que, en puridad, termina al llegar al mar. Sin embargo, la misma Constitución, a la que en estos días se reclaman reformas, admite claras competencias autonómicas en materia de pesca marítima, limitada a las aguas interiores próximas a las costas, y vagas responsabilidades en materia medioambiental en el medio marino. Al amparo de estas competencias, la Generalitat Valenciana se ha metido a conservar especies y hábitats marinos casi desde su nacimiento.

Si las primeras iniciativas tuvieron como objeto la declaración de espacios marinos protegidos como Tabarca y Columbretes, al poco tiempo reclamaron atención los grandes vertebrados del mar. La aproximación a ellos ha sido lenta. Siempre espoleados por la iniciativa de la Unidad de Zoología Marina del Institut Cavanilles (Universitat de València), empezamos por coordinar la red de varamientos de cetáceos y tortugas en nuestras costas.

En aquellos años (finales de los 80 del pasado siglo) nos limitábamos poco más que a anotar la especie encontrada muerta en la playa y a aventurar la causa del hallazgo. En el caso de las tortugas, pronto construimos instalaciones en el Centro de Recuperación de Fauna de “La Granja” (El Saler, Valencia) para intentar recuperar los ejemplares que varaban vivos, en aquellos años sobre todo tortugas que habían ingerido anzuelos de palangre. De esta forma se pudieron marcar y liberar las primeras tortugas devueltas al mar dentro de un programa de conservación valenciano.

La fase siguiente era obvia: entrar en el mar para atisbar su población, distribución y amenazas, con el objeto de dar el salto desde la recuperación (*ex situ*) a la conservación (*in situ*). Para ello organizamos a finales de los 90 los primeros conteos aéreos, que fueron afianzados entre 2000 y 2003 por un convenio entre el Ministerio de Medio Ambiente y la Universitat de València, gracias al cual se sobrevolaron más de 8.000 millas náuticas en busca de cetáceos y tortugas. Terminado el contrato con el Ministerio, la Generalitat continuó financiando vuelos y cruceros en busca de estos grandes vertebrados marinos.

En 2002 pudimos integrar un nuevo socio en el proyecto: el parque Oceanográfico de la Ciudad de las Artes y las Ciencias de Valencia. Gracias a la contribución de su personal, altamente motivado y cualificado en el tratamiento veterinario de cetáceos y tortugas marinas, y a sus instalaciones, construyendo el “Arca del Mar”, pudimos aumentar nuestra capacidad para la recuperación de tortugas, pero también mejorar el diagnóstico de las causas del varamiento e incrementar el éxito en la recuperación. Así, estábamos mejorando nuestros conocimientos sobre la presencia de las tortugas en el mar y sobre las causas de su mortalidad. El paso a abordar a continuación era, lógicamente, paliar estas causas.

Del análisis de los ejemplares varados resultaba evidente que la causa principal de mortalidad de las tortugas era la captura accidental por barcos de pesca. Tales capturas, en modo alguno deliberadas, nos empujaron a empezar a hablar y a trabajar con la gente del mar, realizando las primeras campañas de información y sensibilización a partir de 2007. El contacto directo con las cofradías de pescadores nos enseñó mucho sobre su vida y esfuerzos, permitió que ellos comprendieran nuestros objetivos y nos ayudaran, y como resultado empezaron a entregarnos los ejemplares que capturaban accidentalmente, lo que redundó en mayor información sobre la interacción entre los artes de pesca y las tortugas, pero también en un aumento del éxito de recuperación. Con estos nuevos colaboradores y el trabajo diagnóstico realizado en el Oceanográfico, descubrimos que ya no eran tanto los palangres como los barcos de arrastre los principales responsables de la captura accidental de tortugas.

De esta pequeña historia puede aprenderse cómo un programa de conservación crece a medida que suma esfuerzos de diferentes colectivos. Si bien el apoyo de la administración ambiental (ya sea estatal o autonómica) es exigible y necesario, seguro que es insuficiente si no se cuenta con la colaboración de centros de investigación, de empresas y, particularmente, del sector más implicado en los problemas de fondo que afectan a las especies objeto del programa.

Por ello es una alegría presentar esta publicación, en la que se materializa la contribución de un nuevo “socio” en la conservación de las tortugas marinas valencianas: la Asociación Chelonia. Esta aportación es aun más necesaria cuando los datos nos sugieren que cada vez son más raras las tortugas en nuestras aguas, con toda probabilidad por causas que se dan en todo el Mediterráneo y en buena parte del Atlántico; en sus lejanas zonas de reproducción y en extensísimas zonas de alimentación; por interacción con artes de pesca y como respuesta a condiciones oceanográficas.

La magnitud de los problemas que afectan a las tortugas marinas y la escala global sobre la que debe plantearse su conservación, no puede diluir la necesidad y esperanza de que las acciones locales como las que hacemos muchos en la Comunitat Valenciana tengan su resultado. En eso estamos.

Juan Jiménez Pérez
Jefe del Servicio de Vida Silvestre
Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient
Generalitat Valenciana

AGRADECIMIENTOS

La gran cantidad de información recopilada que ha permitido conocer la biología de la tortuga boba (*Caretta caretta*) en aguas de la Comunidad Valenciana no habría sido posible sin la participación y el apoyo institucional de la Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente de la Generalitat Valenciana. Muchos son los profesionales que han trabajado duramente durante más de 20 años. Por ello, ante todo agradecer a todos aquellos que han estado al pie del cañón durante todo este tiempo en pro de la conservación de esta especie en nuestras aguas.

A todos los compañeros de la Unidad de Zoología Marina del Instituto Cavanilles de la Universidad de Valencia y en especial a Patricia Gozalbes, Ohiana Revuelta y Gabriela Vélez, Elodie Maison, Javier Aznar y Juan Antonio Raga por su participación directa en los estudios que han servido de guía para el presente libro. También a todos los colaboradores y voluntarios que permitieron llevar a cabo la recopilación de datos.

Igualmente agradecer a los pescadores que colaboraron de manera desinteresada y que aportaron un punto de vista necesario para abordar las diferentes problemáticas que afectan a las tortugas marinas. Al mismo tiempo, a los cofrades mayores de Alicante, Valencia y Castellón por la ayuda y colaboración recibida a lo largo de estos años.

Algunas acciones realizadas que han aportado contenidos a la presente publicación contaron con el apoyo de los proyectos CGL2011-30413 del Ministerio de Economía y Competitividad y Prometeo (UV-CI-12-151) de la Generalitat Valenciana, así como de los proyectos de la Asociación Chelonia cofinanciados por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.



© Universidad de Valencia



© CHELONIA / M. Merchán

ÍNDICE

PRÓLOGO	5
AGRADECIMIENTOS	7
ÍNDICE	9
ÍNDICE DE FIGURAS	11
ÍNDICE DE TABLAS	13
1. Conservación de vertebrados marinos: estado de las poblaciones de tortugas marinas	15
2. Amenazas sobre las tortugas marinas	19
2.1. Interacción con pesquerías	21
2.2. Contaminación del medio marino	26
2.3. Pérdida de hábitats	29
3. Las tortugas marinas en el mar Mediterráneo	33
4. Pesquerías y tortugas marinas en el Mediterráneo occidental	39
4.1. Evolución de las actividades pesqueras en el Mediterráneo español	40
4.2. La captura accidental	45
4.3. Las tortugas marinas y la pesca	46
5. Interacción entre la flota de arrastre y la tortuga boba en el Mediterráneo occidental	49
5.1. ¿Cómo obtener estimas del número de capturas?	49
5.2. ¿Cuántas tortugas marinas captura anualmente el arrastre de fondo en la región?	53
5.3. Consecuencias de la interacción con la pesquería de arrastre para las poblaciones de tortuga boba que visitan las aguas de la Comunidad Valenciana	57
6. La contaminación y las tortugas marinas en el Mediterráneo occidental	67
7. La ingestión de basuras sólidas por parte de la tortuga boba en el Mediterráneo occidental	73
7.1. Cuantificación de basuras sólidas ingeridas por tortugas	73
7.2. ¿Qué tipo de basuras y qué cantidad ingiere la tortuga boba?	75
7.3. Consecuencias de la ingestión de basuras sólidas para las tortugas	75
8. Conservando las tortugas marinas en la Comunidad Valenciana	79
9. El futuro de la tortuga boba en el Mediterráneo occidental	83
10. Referencias bibliográficas	87



© O. Revuelta



© O. Revuelta

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Unidades Regionales de Manejo (RMU) de tortuga boba presentes en el Mediterráneo occidental	16
Figura 2.1. Ejemplar de <i>Archelon ischyros</i> expuesto en el museo de la Universidad de Yale, New Haven, Connecticut (Estados Unidos)	19
Figura 2.2. Productos decorativos artesanales a partir del caparazón de la tortuga Carey en comercios de República Dominicana	20
Figura 2.3. Tipos de artes de pesca: neríticos (arriba) y oceánicos (izquierda)	22
Figura 2.4. Embarcación de palangre de superficie faenando al sur de Portugal	23
Figura 2.5. Esquema de la estructura del arte de trasmallo de tres paños	24
Figura 2.6. Embarcación de arrastre en labores pesqueras frente a la costa de Calpe (Alicante)	25
Figura 2.7. Tortuga boba enmallada en plásticos	27
Figura 2.8. Comparación de los audiogramas de cuatro especies de tortugas marinas con los picos de presión sonora de sonidos marinos de origen humano	28
Figura 2.9. Nido de tortuga boba en la playa de San Juan (Alicante)	30
Figura 2.10. Rotura del caparazón por colisión con embarcación en un ejemplar de tortuga boba juvenil	31
Figura 3.1. Representación de las dos principales corrientes en el Mediterráneo occidental	33
Figura 3.2. Especies de tortugas marinas citadas en aguas de la Comunidad Valenciana	35
Figura 3.3. Distribución de las tortugas bobas de origen atlántico (verde claro) y mediterráneo (azul)	36
Figura 3.4. Los descartes de la pesca con redes de arrastre son una fuente de alimento aprovechada por varias especies marinas; las tortugas bobas también podrían hacer uso de este recurso	36
Figura 4.1. Representación de una línea de palangre para pez espada (<i>Xiphias gladius</i>) calada entre 120 y 340 m de profundidad	39
Figura 4.2. Maniobras de calado (columna derecha) y de retirada o virada (columna izquierda) de la línea de palangre	41
Figura 4.3. Composición en porcentaje de la flota de palangre de superficie mediterránea por comunidad autónoma correspondiente al año 2009	42
Figura 4.4. Números totales de embarcaciones de palangre en el Mediterráneo español para el periodo 2006-2013	42
Figura 4.5. Representación esquemática de una red de arrastre de fondo con sus principales componentes y divisiones	43
Figura 4.6. Tripulación de una embarcación de arrastre durante el proceso de “triado”	44
Figura 4.7. Números totales de embarcaciones de arrastre en el Mediterráneo español para el periodo 2006-2013	45
Figura 4.8. Áreas con mayor número de capturas accidentales de tortugas marinas por palangre de superficie en el Mediterráneo	47
Figura 4.9. Áreas con mayor número de capturas accidentales de tortugas marinas por redes fijas (enmalle o trasmallo) en el Mediterráneo	47
Figura 4.10. Áreas con mayor número de capturas accidentales de tortugas marinas por arrastre de fondo en el Mediterráneo	48
Figura 5.1. Voluntario de la Asociación Chelonia realizando una encuesta al patrón de una embarcación de arrastre de fondo para evaluar la captura accidental de tortuga boba en la Comunidad Valenciana	51

Figura 5.2. Organigrama de actuación de la Red de Varamientos de Cetáceos y Tortugas Marinas de la Comunidad Valenciana	53
Figura 5.3. Porcentaje de tortugas capturadas y esfuerzo pesquero (meses de pesca por año) realizado por las embarcaciones de arrastre de fondo por estación del año en la Comunidad Valenciana	55
Figura 5.4. Principales artes de pesca implicadas en la disminución de la abundancia de las tortugas marinas según la percepción de los pescadores de arrastre encuestados en la Comunidad Valenciana	56
Figura 5.5. Distribución de los registros de tortugas bobas relacionados con la pesquería de arrastre en la Red de Varamientos de la Comunidad Valenciana por meses del año, para el periodo 1993-2011	57
Figura 5.6. Interacción entre la tortuga boba y la pesca de arrastre en el Mediterráneo español	59
Figura 5.7. Esquematación de la interacción entre la pesca de arrastre de fondo y la tortuga boba	60
Figura 5.8. Diferencias en la anchura de la plataforma continental en aguas del este de la Península Ibérica	61
Figura 5.9. Proceso de instalación de un Dispositivo Excluidor de Tortugas (TED) probado por la Asociación Chelonia	65
Figura 5.10. Reunión con pescadores en el puerto de Gandía (Valencia)	66
Figura 5.11. Tanque de recepción de tortugas marinas distribuido en puertos de la Comunidad Valenciana	66
Figura 6.1. Distintos tipos de basuras recogidas por una embarcación de arrastre durante sus faenas pesqueras	67
Figura 6.2. Plásticos de diferentes formas, texturas y colores encontrados en el contenido digestivo de un ejemplar de tortuga boba juvenil en la Comunidad Valenciana	68
Figura 6.3. Basuras diversas, principalmente plásticos, encontradas en tractos digestivos de tortuga boba	69
Figura 6.4. Tortuga boba encontrada con un sedal de pesca enredado en la base de su aleta izquierda	70
Figura 6.5. Dos anzuelos de palangre de superficie clavados en el esófago de un ejemplar de tortuga boba	70
Figura 7.1. Recogida de muestras del caparazón durante la realización de una necropsia a un ejemplar de tortuga boba	72
Figura 7.2. Basuras sólidas encontradas en el contenido digestivo durante una necropsia de tortuga boba	72
Figura 7.3. Tortuga varada cubierta de alquitrán con restos también en el esófago	73
Figura 8.1. Tortuga boba con gran cantidad de epibiontes pertenecientes a la especie <i>Chelonibia testudinaria</i> , un crustáceo cirrípedo	78
Figura 8.2. Realización de jornadas de conferencias sobre captura accidental de tortugas marinas y acciones de recopilación de información y sensibilización organizadas por la Asociación Chelonia	79
Figura 8.3. Liberación de tortugas marinas en la playa de “La Punta” (Valencia)	80
Figura 9.1. Áreas críticas de captura accidental de tortugas marinas en el Mediterráneo español	82

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 5.1. Censo de la flota pesquera operativa de arrastre de fondo del año 2009 realizado por la Conselleria d'Agricultura, Pesca, Alimentació i Aigua de la Generalitat Valenciana	54
Tabla 5.2. Número estimado de tortugas capturadas accidentalmente por unidad de esfuerzo (CPUE) por la pesca de arrastre de la Comunidad Valenciana	54
Tabla 5.3. Tasas de captura y captura total anual de tortugas bobas por arrastre de fondo en diferentes áreas del Mediterráneo	58



1. Conservación de vertebrados marinos: estado de las poblaciones de tortugas marinas

Actualmente, los grandes vertebrados marinos se encuentran amenazados en gran parte de los océanos del mundo como consecuencia de las diferentes actividades humanas que, de forma directa o indirecta, actúan sobre el medio marino. Las amenazas de origen humano sobre estas especies suponen un amplio abanico de impactos que van desde la explotación directa al propio cambio climático (Anderson, 2001; Lewison *et al.*, 2004a; Clive y Graeme, 2006). Los grandes vertebrados marinos generalmente poseen una longevidad elevada, una tasa de reproducción baja y una maduración sexual tardía. Debido a estas características, requieren tasas de supervivencia elevadas hasta su estado adulto para que sus poblaciones se mantengan a largo plazo. Por tanto, cuando las amenazas de origen humano actúan sobre individuos adultos y subadultos de estas especies, pueden hacer disminuir drásticamente sus poblaciones (Whitehead *et al.*, 1997; Lewison *et al.*, 2004a), llegando en algunos casos a extinguirlas. Además, los grandes vertebrados marinos suelen estar ampliamente distribuidos, siendo muchos de ellos grandes migradores y enfrentándose, por tanto, a diferentes tipos de amenazas en todo su rango de distribución, que puede incluir aguas de diferentes países. Este hecho dificulta la aplicación de medidas de conservación adecuadas y efectivas, pues requiere de acciones coordinadas entre diferentes instituciones y organismos públicos y privados dentro de un país o entre países (Lewison *et al.*, 2004a).

Las tortugas marinas constituyen uno de los grupos de megafauna marina que han sufrido un impacto más severo como consecuencia de la actividad antrópica (Lutcavage *et al.*, 1997; Margaritoulis *et al.*, 2003). Ampliamente representadas en los océanos del mundo, actualmente existen siete especies de tortugas marinas: *Caretta caretta*, denominada tortuga boba, *Chelonia mydas* o tortuga verde, *Eretmochelys imbricata* o tortuga Carey, *Lepidochelys olivacea* o tortuga olivácea, *Lepidochelys kempii* o tortuga bastarda y *Natator depressus*, denominada tortuga plana, todas ellas pertenecientes a la familia Cheloniidae, y *Dermochelys coriacea* o tortuga laúd, único representante actual de la familia Dermochelyidae. Todas ellas están catalogadas bajo diferente grado de amenaza en la Lista Roja de especies amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (ver <http://www.redlist.org>), a excepción de *N. depressus*, no catalogada por falta de datos de tamaños poblacionales y tendencias a lo largo del tiempo, aunque se considera vulnerable (Baillie y Groombridge, 1996). La tortuga bastarda y la tortuga Carey están consideradas En Peligro Crítico (CR), la tortuga boba y la tortuga verde se considera En Peligro (EN) y la tortuga olivácea es categorizada como Vulnerable (VU). La tortuga laúd, aunque recientemente a nivel global ha visto rebajado su nivel de amenaza a Vulnerable, en algunas áreas, como el Pacífico o el Atlántico Sudoeste, sigue estando en serio peligro de extinción (CR).

Al igual que otros vertebrados oceánicos, la mayoría de las especies de tortugas marinas se encuentran ampliamente distribuidas, hecho que dificulta la aplicación de medidas de conservación a nivel de especie. Inicialmente se plantearon Unidades de Manejo (Moritz, 1994), basadas en la composición genética de las poblaciones nidificantes (FitzSimmons *et al.*, 1997), que permitieron diferenciar poblaciones por debajo del nivel de especie. Este

hecho permitió que la gestión de las diferentes especies fuera más concreta y efectiva, estableciendo prioridades entre el conjunto de Unidades de Manejo que conforman cada especie. Sin embargo, debido a que la distribución geográfica de las tortugas marinas es tan amplia, con zonas de puesta y de alimentación separadas entre sí por miles de kilómetros, el establecimiento de límites concretos en las Unidades de Manejo conlleva cierta dificultad (Hamann *et al.*, 2010). Junto a ello, la compleja estructura de las poblaciones, debido al solapamiento de diferentes unidades de manejo en áreas de desarrollo y alimentación, hicieron necesario encontrar un marco más práctico que estuviera por debajo del nivel de especie pero por encima del nivel de población nidificante. En este sentido, recientemente se han definido Unidades de Manejo Regionales (RMU) para todas las especies de tortugas marinas (Wallace *et al.*, 2010a). Las RMU nos permiten obtener una visión más realista de la situación de las diferentes poblaciones de cada especie de tortuga marina. Estas unidades de protección se encuentran definidas a partir de estudios genéticos, marcaje por satélite y estudios de captura-marcaje-recaptura (Wallace *et al.*, 2010a). Como resultado, se obtienen determinadas RMU conformadas por grupos de poblaciones nidificantes con características tanto genéticas como geográficas y ecológicas similares. Actualmente, se identifican 58 RMU diferentes para las siete especies de tortugas marinas, que van desde una única RMU para la tortuga bastarda hasta 17 RMU definidas para la tortuga verde. En cuanto a la tortuga boba, posee 10 RMU distintas, con ejemplares de tres de ellas utilizando el Mediterráneo occidental en diferente medida (Monzón-Argüello *et al.*, 2010; Wallace *et al.*, 2010a; Carreras *et al.*, 2006; 2011; Figura 1.1).

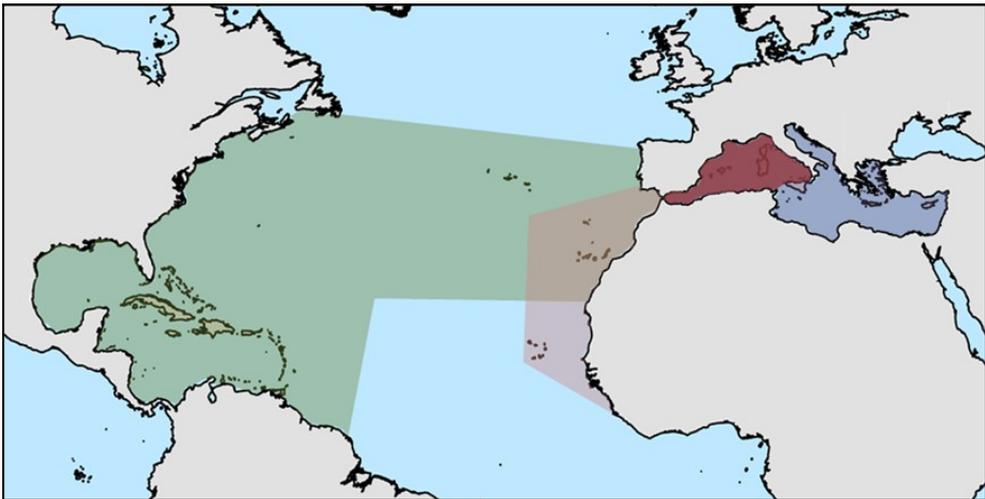


Figura 1.1. Unidades Regionales de Manejo (RMU) de tortuga boba presentes en el Mediterráneo occidental. En verde la atlántica noroeste, en naranja la atlántica noreste y en morado la mediterránea. En rojo el área donde coexisten las tres RMU.

Aunque se comentará detalladamente más adelante, en el Mediterráneo occidental encontramos individuos de tortuga boba pertenecientes a dos RMU de origen Atlántico y una RMU de origen Mediterráneo, para los cuales esta área tiene una importancia relativa

diferente (ver Carreras *et al.*, 2011; Piovano *et al.*, 2011 y Clusa *et al.*, 2014). Aunque comparten el Mediterráneo occidental como área de alimentación, el estado de vulnerabilidad de estas RMU es distinto. En consecuencia, determinar qué amenazas están afectando a cada RMU es importante a la hora de gestionar y proponer medidas para la conservación de la tortuga boba en el Mediterráneo occidental.



2. Amenazas sobre las tortugas marinas

La causa principal del decrecimiento de las poblaciones de tortugas marinas en las últimas décadas ha sido sin duda la presión humana, fruto de sus actividades tanto industriales como recreativas, y la desmesurada explotación de los océanos, especialmente de los recursos pesqueros (Lutcavage *et al.*, 1997). Aunque no ha sido hasta nuestros días cuando se han producido los mayores efectos sobre las poblaciones de tortugas marinas, las interacciones entre el ser humano y estos reptiles han venido siendo habituales durante toda la historia de la humanidad. La aparición de las tortugas marinas en la Tierra data de hace 100 millones de años, durante el Mesozoico, época de auge de los grandes reptiles y en el que compartían los océanos con diversos grupos de reptiles marinos como los Ictiosaurios y Plesiosaurios (Figura 2.1). A finales del Cretácico la mayoría de ellos se extinguieron, siendo las tortugas marinas los únicos reptiles marinos que han prosperado y se han mantenido hasta nuestros días (Lutcavage *et al.*, 1997).

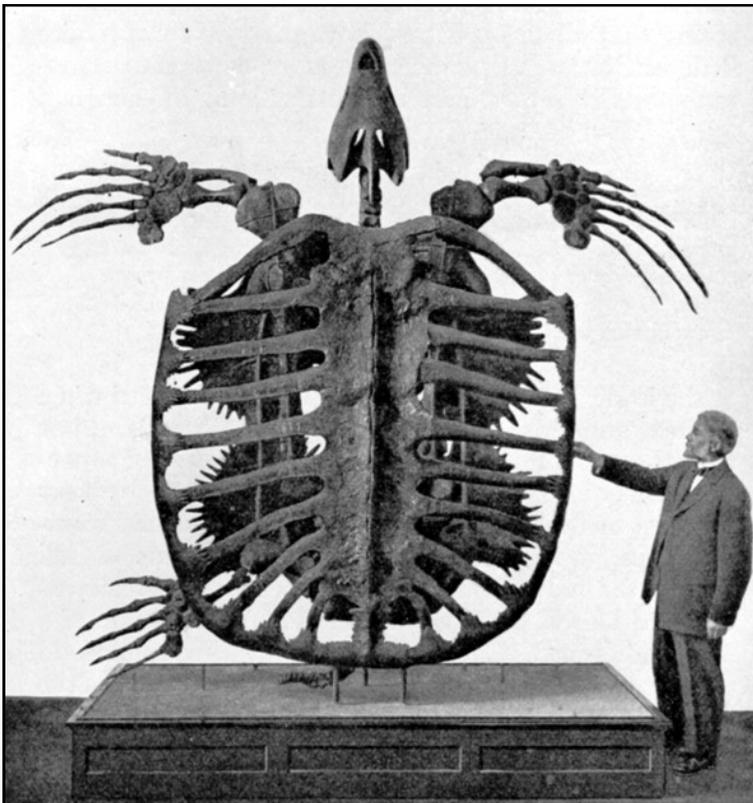


Figura 2.1. Ejemplar de *Archelon ischyros* expuesto en el museo de la universidad de Yale, New Haven, Connecticut (Estados Unidos). Recolectado y descrito por G. R. Weiland en 1895. Fotografía adaptada de Lucas (1922).

En comparación con la larga historia evolutiva de las tortugas marinas, la especie humana data de unos pocos cientos de miles de años. Durante los primeros pasos de nuestra especie ya aparecieron las primeras interacciones con estos reptiles, mayoritariamente como fuente de alimentación de sociedades primitivas asentadas cerca de las costas. Las primeras evidencias paleontológicas que demuestran la utilización de tortugas marinas como fuente de alimento datan de hace 7.000 años en la Península Arábiga (Frazier, 2003). Además de su uso como fuente de alimento, las partes duras de las tortugas marinas, como el caparazón, fueron usadas para la construcción de enseres domésticos y decorativos en estas sociedades primitivas (ver Frazier, 2003 para una revisión completa). No obstante, aunque las interacciones entre el ser humano y las tortugas marinas se llevan produciendo desde hace miles de años, no es hasta la época contemporánea cuando la interferencia del ser humano llega a su máximo nivel, siendo ésta la principal causa del colapso generalizado de las poblaciones de las siete especies de tortugas marinas presentes en nuestros días (Lutcavage *et al.*, 1997). Actualmente, el uso de las tortugas marinas como fuente de alimento es ilegal en muchos países pero, incluso así, el consumo de huevos e individuos adultos sigue estando bastante generalizado en distintas partes del mundo (Thorbjarnarson *et al.*, 2000; Campbell, 2003). La razón para su consumo varía mucho, desde razones culturales o históricas hasta necesidades económicas en comunidades subdesarrolladas. Pero, además de su uso como alimento, diferentes partes de las tortugas marinas son usadas para manufacturar artículos cosméticos o accesorios decorativos (Figura 2.2).



Figura 2.2. Productos decorativos artesanales a partir del caparazón de la tortuga carey en comercios de República Dominicana. © Y. M. León.

Por ejemplo, la piel de la tortuga golfina se usa para fabricar artículos de cuero en Méjico y Ecuador, que luego son exportados a países asiáticos, europeos y a Estados Unidos para su comercio (Thorbjarnarson *et al.*, 2000). Otros productos derivados de las tortugas marinas, como por ejemplo aceites impermeabilizantes, son usados actualmente en el golfo Pérsico. Otros derivados son usados en la medicina tradicional, como elementos afrodisíacos, y en la conservación de alimentos en Arabia Saudí, India o Togo (ver Campbell, 2003). Al mismo tiempo, se siguen usando el caparazón y otras partes de las tortugas marinas para fabricar artículos decorativos o en taxidermia, siendo Japón uno de los mayores importadores de estos productos a nivel mundial (Campbell, 2003). Aunque la explotación directa de las tortugas marinas ha estado presente históricamente y actualmente no es despreciable en ciertas partes del mundo, existen otro tipo de amenazas que afectan a las tortugas marinas de forma más global. Factores, como el cambio climático, la contaminación o la intensificación pesquera, han aumentado de manera exponencial en el siglo XX y afectan, de manera indirecta pero constante, todas las fases del ciclo vital de las tortugas marinas. Las principales amenazas de origen humano en la actualidad quedan recogidas en tres grandes grupos: la captura directa o accidental por pesca, la contaminación y la pérdida de hábitat.

2.1. Interacción con pesquerías

La interacción con pesquerías es el principal grupo de amenazas que afecta a las tortugas marinas a nivel mundial (National Research Council, 1990; Luctavage *et al.*, 1997; Lewison *et al.*, 2004a), con prevalencia de las pesquerías de palangre de superficie, arrastre de fondo y redes fijas de diferentes tipos (Lewison *et al.*, 2004a; Figura 2.3).

El palangre de superficie ha sido la pesquería que más atención ha suscitado en relación a la captura accidental de tortugas marinas, por ser el arte de pesca que más tortugas captura (Lewison y Crowder, 2007 y referencias incluidas; Figura 2.4). Las especies más amenazadas por el palangre de superficie son la tortuga boba y la tortuga laúd (Lewison *et al.*, 2004b). Debido a su biología, estas dos especies son más propensas a ser capturadas por el palangre de superficie. La tortuga boba tiene una dieta generalista, aprovechando los recursos de manera oportunista cuando ellos se presentan (Tomás *et al.*, 2001). En este caso, las líneas de palangre cebadas, generalmente con cefalópodos, son un elemento atrayente para la tortuga boba y, como consecuencia, existe una mayor probabilidad de que individuos de esta especie sean capturados (Southwood *et al.*, 2008). Por otra parte, la tortuga laúd suele alimentarse en mar abierto, principalmente en la zona epipelágica (Spotila, 2004). Aunque es un animal que se alimenta casi exclusivamente de presas gelatinosas, normalmente medusas o tunicados, y a priori no interacciona con los cebos de los anzuelos, las áreas que frecuenta la especie suelen coincidir con las zonas de calado del palangre de superficie. Los individuos de tortuga laúd, por tanto, suelen quedarse enredados en las líneas o con anzuelos clavados a lo largo de su cuerpo (Garrison, 2003). En este sentido, aunque el número de capturas es significativo, los individuos de tortuga laúd enganchados en las líneas de palangre suelen poder salir a respirar y, por tanto, esta interacción no suele implicar su muerte (James *et al.*, 2005). De hecho, durante el año 2000 se estimó que 55.000 ejemplares de tor-

tuga laúd fueron capturados por la pesquería de palangre de superficie en todo el mundo (Lewison *et al.*, 2004b). Aunque el número de individuos de tortuga laúd capturados fue muy elevado, existen muy pocos datos relacionados con las tasas de mortalidad en palangre de superficie (James *et al.*, 2005). Garrison (2003) señaló 323 capturas de tortuga laúd en Estados Unidos durante los años 2001 y 2002, de las cuales solamente un individuo fue encontrado muerto.

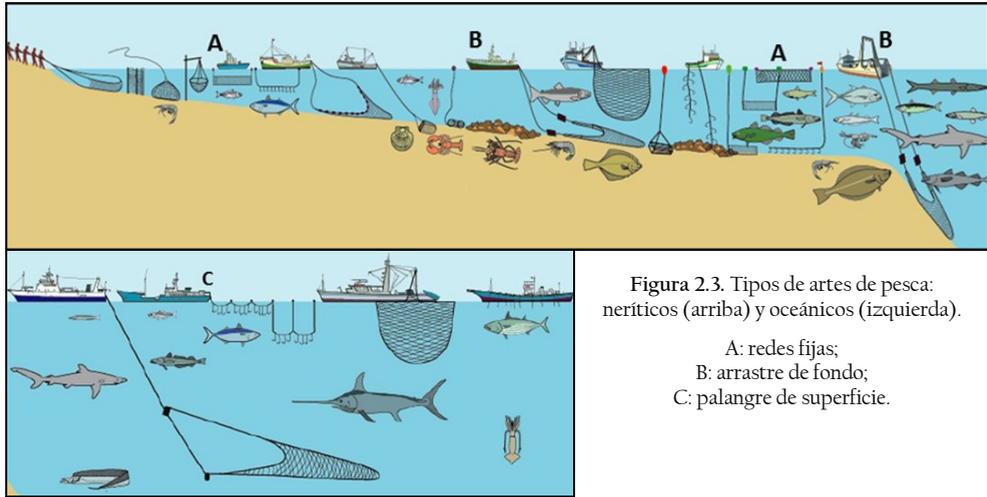


Figura 2.3. Tipos de artes de pesca: neríticos (arriba) y oceánicos (izquierda).

- A: redes fijas;
- B: arrastre de fondo;
- C: palangre de superficie.

En cuanto a la tortuga boba, en el año 2000 se estimó que 255.000 ejemplares fueron capturados por la pesquería de palangre de superficie en todo el mundo, con el Mediterráneo y el Atlántico noroccidental como zonas críticas (Lewison *et al.*, 2004b). Del total de individuos de tortuga boba capturados se calcula que la mortalidad pre-liberación varía entre el 4 y el 27% dependiendo de la zona de pesca (NMFS, 2001; Camiñas, 2004). Es decir, utilizando los datos arriba expuestos, durante el año 2000 entre 10.200 y 68.800 individuos de tortuga boba murieron al quedar atrapados en las líneas o enganchados en anzuelos de palangre de superficie. A pesar de estas cifras tan elevadas, la mortalidad puede ser mayor cuando se tiene en cuenta el porcentaje de tortugas que mueren una vez liberadas de la línea de palangre y son devueltas al mar (mortalidad post-liberación). En este sentido, se calcula que la mortalidad de las tortugas liberadas asciende a más del 30%, pero no es mayor al 50% (Aguilar *et al.*, 1995; Casale *et al.*, 2008). Un estudio reciente estimó que el porcentaje de mortalidad total (mortalidad pre-liberación y post-liberación) en el palangre de superficie es de entre el 32% y el 37%, con un total de entre 3.420 y 4.020 tortugas bobas muertas anualmente por este arte en el Mediterráneo español (Álvarez de Quevedo *et al.*, 2013). Hay que tener en cuenta que las tasas de mortalidad varían entre áreas de pesca debido a distintas causas; por un lado, las características propias del palangre de superficie en cada zona pueden ser diferentes, desde los tiempos y zonas de calado al tipo de anzuelo o cebo utilizado. Por otro lado, la formación e información que tengan los pescadores en relación al manejo de tortugas capturadas también puede hacer variar de manera significativa dicha mortalidad.



Figura 2.4. Embarcación de palangre de superficie faenando al sur de Portugal. Arriba, pescadores recogiendo la línea de palangre. Zona de calado de la línea (abajo izquierda) y boyas para mantener la línea de anzuelos en superficie (abajo derecha). © CHELONIA / F. Domènech.

Las redes fijas agrupan un conjunto de artes de pesca artesanal en el que destacan las redes de enmalle y el trasmallo (Gilman *et al.*, 2010; Figura 2.5). Estos artes de pesca presentan una gran variedad en la forma de los aparejos y en el modo de pesca a lo largo de todo el mundo. Aunque los artes de pesca artesanal han pasado relativamente desapercibidas respecto a su interacción con grandes vertebrados marinos, actualmente existen evidencias de que las redes fijas son una amenaza importante para las tortugas marinas en algunas áreas (James *et al.*, 2005; Lum, 2006; Murray, 2009; Echwikhi *et al.*, 2010b; López-Barrera *et al.*, 2012). Datos preliminares sugieren que el número de capturas accidentales a nivel mundial no es despreciable y que la mortalidad de tortugas marinas asociada a este tipo de pesca varía, normalmente, del 35% al 50% dependiendo de las áreas de pesca (Laurent, 1991; Argano, 1992; Lum, 2006; Lewison y Crowder, 2007), incluso llegando al 70% en algunas zonas como las Islas Baleares (Carreras *et al.*, 2004). Por ejemplo, las redes de enmalle capturan 3.000 individuos de tortuga laúd adultos en Trinidad, con una tasa de mortalidad de alrededor del 35% (Lum, 2006). Igualmente, Carreras *et al.* (2004) estimaron que el trasmallo captura de manera accidental 200 ejemplares de tortuga boba anualmente en las Islas Baleares, pero con una mortalidad mucho más elevada (del 50% al 70%). El principal problema de las redes fijas es que el tiempo entre el calado y su retirada suele ser largo (al me-

nos un día) y este hecho provoca que una tortuga enmallada que no pueda salir a respirar tenga altas probabilidades de ahogarse.

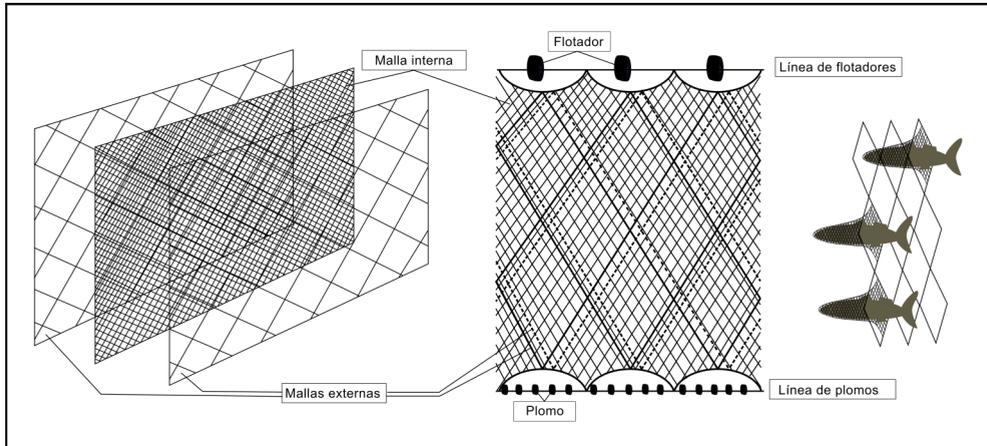


Figura 2.5. Esquema de la estructura del arte de trasmallo de tres paños.

Por último, pero no por ello menos importante, el arrastre de fondo es considerado una de los artes de pesca con más impacto directo sobre los ecosistemas marinos neríticos (Chuenpagdee *et al.*, 2003; Figura 2.6). La pesca de arrastre empezó a practicarse hace cientos de años a nivel artesanal, pero no fue hasta principios del siglo XX cuando empezó a industrializarse y incrementarse el tamaño de sus flotas y barcos hasta alcanzar, a partir de 1980, buques con elevados tonelajes. Aunque durante la primera mitad del siglo XX aparecieron los primeros estudios que advertían los posibles efectos sobre el medio marino, no es hasta principios de la década de 1980 cuando se empiezan a verificar las consecuencias que este arte tiene sobre el fondo marino (ver Jones, 1992). El arrastre de fondo afecta al medio marino de manera directa: el propio arte, cada vez que es arrastrado por el fondo marino, raspa y provoca el arado del sustrato, resuspende los sedimentos allí depositados y afecta de manera notable a las comunidades bentónicas. Y también afecta de manera indirecta: después de su paso sucesivo por una zona concreta, la mortalidad de la fauna asociada al fondo aumenta, al tiempo que provoca cambios a largo plazo en la comunidad bentónica (Jones, 1992; Pilskaln *et al.*, 1998; Palanques *et al.*, 2014). Por otra parte, se trata de un arte poco selectivo, que captura, junto a las especies objetivo, especies no comerciales o con escaso valor. Este segundo grupo de especies capturadas se conocen como “bycatch” o captura accidental, bien de ejemplares de tamaño indeseable para la pesquería (por ejemplo, individuos juveniles), o bien de especies no objetivo. Los individuos capturados como pesca accidental pueden salir ilesos, heridos o muertos (Lewison *et al.*, 2004a). Entre los grupos de especies no objetivo capturadas accidentalmente por la pesca de arrastre destacan los cetáceos, tiburones y en mayor medida las tortugas marinas. Aunque el número de tortugas marinas capturadas accidentalmente por esta pesquería no ha sido evaluada a nivel global (Lewison y Crowder, 2007), sí se ha estimado en algunas regiones: 39.000 capturas/año en el mar Mediterráneo (Casale, 2011), 4.000 capturas/año en aguas de Australia (Robins *et al.*,

2002) y 4.000 capturas/año en aguas de la costa este de Estados Unidos (TEWGW, 2000). En la pesca de arrastre, el número de periodos de arrastre (lances) y la duración de los mismos varía según el tamaño de la embarcación (Casale *et al.*, 2007). En esta pesquería, el ahogamiento de las tortugas capturadas es la causa principal de muerte y se encuentra directamente relacionada con el tiempo de lance (Henwood y Stuntz, 1987; Lutcavage y Lutz, 1997; Sasso y Epperly, 2006). Por este motivo, la mortalidad varía según las regiones y el tamaño de las embarcaciones, con datos que oscilan en el 43% en el mar Adriático (Mediterráneo central, Casale *et al.*, 2004), el 22% en Australia (Robins *et al.*, 2002) o el 12% en la costa este de Estados Unidos (Finkbeiner *et al.*, 2011). En países como Méjico o Estados Unidos, el arrastre de superficie para la pesca del camarón ha sido responsable de una alta tasa de captura de tortugas durante décadas (Finkbeiner *et al.*, 2011 y referencias incluidas).



Figura 2.6. Embarcación de arrastre en labores pesqueras frente a la costa de Calpe (Alicante).
© CHELONIA / O. Revuelta.

Las medidas para la reducción de la mortalidad de tortugas en estos países han tenido como exponente principal la utilización de dispositivos excluidores de tortugas, llamados TED (por sus siglas en inglés, “Turtle Excluder Devices”; Epperly, 2003); sin embargo, su implementación está siendo problemática y su efectividad relativamente cuestionada. La aplicación de este dispositivo en la pesca de arrastre de fondo añade más problemas, como la interacción del dispositivo con el fondo marino o la posible reducción de capturas de especies objetivo de la pesca (Bitón Porsmoguer *et al.*, 2011; Sala *et al.*, 2011), como se comentará más adelante. Estos problemas repercuten en la aceptación por parte de los pescadores de la colocación de estos dispositivos en las redes. Por otro lado, además de capturar tortugas marinas de manera accidental, la pesca de arrastre también repercute de manera indirecta sobre las poblaciones de estos reptiles, en concreto de la tortuga boba. Como hemos co-

mentado anteriormente, la tortuga boba es una especie generalista que se alimenta tanto en la columna de agua como en los fondos marinos neríticos. Las modificaciones provocadas por la pesca de arrastre sobre los fondos marinos puede limitar los recursos disponibles en el bentos, como bivalvos, gasterópodos o crustáceos decápodos, presas importantes para esta especie (Plotkin *et al.*, 1993).

2.2. Contaminación del medio marino

Las toneladas de basuras sólidas, hidrocarburos y otros compuestos bioacumulables que son vertidos al mar anualmente son enormes. Los vertidos de hidrocarburos producen efectos nocivos sobre las tortugas marinas, ya sea por contacto directo o perturbando las condiciones de los hábitats en los que se encuentran (Lutcavage *et al.*, 1995). También, al ser especies longevas, pueden acumular grandes cantidades de compuestos organoclorados y metales pesados en el tejido adiposo, que pueden tener efectos letales o subletales a largo plazo (Godley *et al.*, 1999; Storelli y Marcotrigiano, 2003). Los plásticos y otros materiales resistentes a la degradación en el mar, generalmente conocidos como basuras marinas, son los contaminantes que más afectan a las tortugas marinas (Derraik, 2002). Aunque los plásticos no son el grupo de basuras vertido al mar en mayor cantidad, su resistencia a la degradación hace que sean el tipo más frecuente de basura en los océanos y, por tanto, potencialmente los más peligrosos para las tortugas marinas (Lambert *et al.*, 2014).

Los principales efectos sobre las tortugas relacionados con la interacción con basuras son de tipo mecánico. Por una parte, los elementos duros y cortantes ingeridos pueden producir abrasión, perforaciones o roturas en la pared intestinal. Por otra, las tortugas pueden quedar enmalladas o atrapadas en embalajes plásticos, redes a la deriva, fragmentos largos de sedal de pesca y otros desechos de origen humano (Figura 2.7). La ingestión de plásticos por parte de las tortugas marinas no suele ser letal si la cantidad ingerida no es elevada, pero sí puede tener efectos subletales, aumentando de manera significativa la probabilidad de que el animal muera. Además de abrasión y roturas en el intestino, la ingestión de plásticos puede ocasionar efectos como la dilución nutricional (Laist y Liffmann, 2000; Tomás *et al.*, 2002 y referencias incluidas). Cuando un individuo ingiere este tipo de residuos reduce la cantidad de presas de las que se alimenta y disminuye la adquisición de nutrientes, como consecuencia, el aporte nutritivo desciende, afectando al crecimiento y la reproducción del individuo. Además, los plásticos ingeridos pueden quedar adheridos a las paredes intestinales durante cierto tiempo, disminuyendo la capacidad de absorción de nutrientes. Si la cantidad es elevada, pueden llegar a obstruir el intestino y provocar diversas patologías que pueden conducir a la muerte del animal (National Research Council, 1990; Hutchinson y Simmonds, 1991; Bjorndal *et al.*, 1994; Tomás *et al.*, 2002). Por otra parte, las tortugas marinas se enredan fácilmente con restos de redes, cuerdas y embalajes plásticos flotando en superficie. De la misma forma que la ingestión de plásticos, el enredamiento con algún deshecho puede generar efectos no necesariamente letales, pero que disminuyan la probabilidad de supervivencia (Derraik, 2002). La disminución de la habilidad para capturar presas, la mayor vulnerabilidad frente a depredadores y la abrasión o amputación de miembros, así como

las infecciones secundarias que éstas provocan, son los efectos más extendidos en las tortugas marinas por enredamiento. Las redes de deriva o redes en desuso abandonadas en el mar son, posiblemente, el grupo de desechos que más interaccionan con las diferentes especies de tortugas marinas en este sentido (Derraik, 2002).



Figura 2.7. Tortuga boba enmallada en plásticos. El ejemplar fue encontrado flotando cerca de la costa de Valencia en septiembre de 2013. © J. Eymar.

Además de la contaminación de origen químico, la contaminación acústica también puede afectar a las tortugas marinas. En el medio marino, los niveles de ruido han aumentado de manera dramática en las últimas décadas debido a la actividad humana. Este tipo de sonidos están relacionados con actividades marítimas comerciales, industriales y recreacionales (Andrew *et al.*, 2002). Debido a que las tortugas marinas pueden encontrarse tanto en áreas cercanas a la costa como lejos de ella, las posibilidades de solapamiento temporal y espacial entre su hábitat y el ruido antropogénico marino son muy amplias (Piniak, 2012). Uno de los componentes predominantes del sonido producido por la actividad humana en el medio marino son los sonidos por debajo de los 1.000 hercios (Hz), conocidos como sonidos de baja frecuencia (Samuel *et al.*, 2005). El rango de máxima sensibilidad sonora en las tortugas se encuentra en los sonidos de baja frecuencia; por tanto, el ruido marino de origen humano puede afectar a estos reptiles de manera considerable (Bartol *et al.*, 1999). Sin embargo, aunque existen bastantes trabajos que muestran las diversas consecuencias del ruido antropogénico sobre la fauna marina y terrestre (ver Francis y Barber, 2013), el efecto de la contaminación acústica sobre las tortugas marinas ha sido poco estudiado. Existen, sin embargo, numerosos ejemplos en tres grupos animales: (1) el ruido del tráfico marítimo perturba el tiempo dedicado al forrajeo en el manatí del Caribe (*Trichechus manatus*) y, en consecuencia, disminuye su eficacia a la hora de buscar alimento y obtención de recursos energéticos

(Miksis-Olds *et al.*, 2007); (2) las ballenas exhiben fuertes reacciones de evitación a sonidos procedentes de prospecciones de crudo o gas (Richardson y Würsig, 1997) y los sonidos de baja frecuencia que emiten los sónares interfieren en la comunicación de las yubartas (*Megaptera novaeangliae*; Fristrup *et al.*, 2003); (3) diversas especies de peces reaccionan aumentando su velocidad y huyendo cuando reciben estímulos sonoros antropogénicos (Engås *et al.*, 1998). También se ha comprobado que las células auditivas de algunos peces sufren daños al ser expuestas a sonidos intensos típicos de zonas marinas cercanas a la costa (McCauley *et al.*, 2003). Del mismo modo, en invertebrados como en el camarón (*Crangon crangon*), el ruido marino antropogénico incrementa su tasa de mortalidad (Lagardère, 1982).

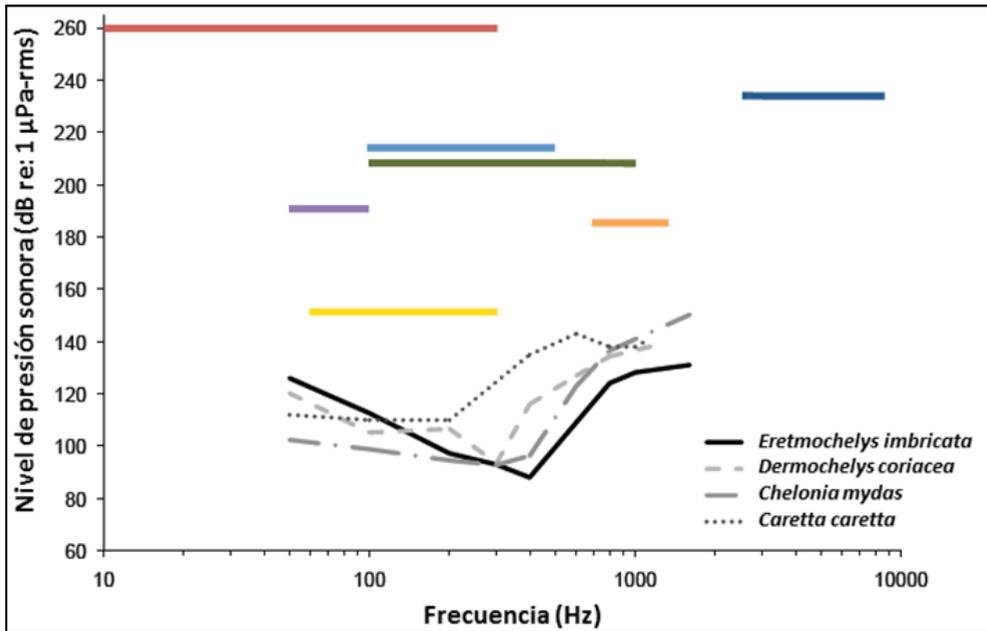


Figura 2.8. Comparación de los audiogramas de cuatro especies de tortugas marinas con los picos de presión sonora de sonidos marinos de origen humano. Rojo: prospecciones sísmicas. Azul claro: sónar militar de baja frecuencia. Azul oscuro: sónar militar de media frecuencia. Verde: hincado de pilotes. Morado: buques de carga. Naranja: Perforaciones. Amarillo: Aerogeneradores. Adaptado de Piniak (2012).

Las tortugas marinas en cautividad reaccionan a estímulos sonoros de baja frecuencia mediante cambios abruptos en el movimiento de natación, retracción de cabeza y cuello, interpretados como movimientos de sobresalto (O'Hara y Wilcox, 1990; Lenhardt *et al.*, 1996). Si la exposición a este tipo de estímulos se mantiene en el tiempo, se ha comprobado que puede aumentar los niveles de estrés y el número de agresiones. También puede causar un daño físico en las células auditivas, disminuyendo temporal o permanentemente los umbrales de audición, alterando los perfiles de buceo y natación, y provocando desorientación (Francis y Barber, 2013). Debido al amplio espectro de grupos de animales marinos en los que se ha

comprobado que el ruido afecta a su biología y ecología, no es de extrañar que las tortugas marinas también se vean afectadas de una u otra forma por este tipo de contaminación. En este sentido, el hecho de que sean especies que muestran fuerte fidelidad en la utilización de áreas de alimentación y cría, muchas de ellas cercanas a la costa, hace que esta amenaza tenga que ser evaluada de manera precisa. En este sentido, Piniak (2012) muestra que el espectro auditivo de las tortugas se solapa con la mayoría de los picos de baja frecuencia producidos por prospecciones y explotaciones petrolíferas, barcos cargueros, turbinas, molinos de viento y máquinas perforadoras submarinas (Figura 2.8). Aunque no es el objetivo del presente libro, cabe destacar que en la Comunidad Valenciana ésta es una amenaza a tener en cuenta a corto plazo, debido a las prospecciones para búsqueda de hidrocarburos en el golfo de Valencia programadas para 2014 y los planes de explotación de estos recursos que se vienen proponiendo para estas aguas. Se necesitan más estudios que evalúen el impacto real de sonidos de baja frecuencia e intensidad sobre la salud, los niveles de estrés y el uso de hábitat de las tortugas marinas en zonas donde se produzca este tipo de contaminación.

2.3. Pérdida de hábitat

La pérdida de hábitat es una amenaza creciente para las tortugas marinas a nivel global, y está relacionada principalmente con dos aspectos: el cambio climático y el aumento de la presencia humana en las áreas costeras. El calentamiento global afecta al ciclo reproductor de las tortugas marinas de dos formas distintas: (1) en la determinación sexual, ya que es dependiente de la temperatura, y (2) en la distribución geográfica de las playas de puesta (Hawkes *et al.*, 2009). Por una parte, el aumento de las temperaturas modifica la proporción de sexos, sesgándola hacia una mayor proporción de hembras (Hays *et al.*, 2003; Hawkes *et al.*, 2007), ya que el sexo de las tortugas, como de muchos otros reptiles, no está determinado genéticamente, sino que depende de la temperatura de incubación (Bull y Vogt, 1979; Yntema y Mrosovsky, 1982). A mayor temperatura de incubación se produce una mayor proporción de hembras, por lo que un calentamiento extremo de la temperatura de las playas de puesta, fruto del cambio climático, pone en claro riesgo de feminización a muchas poblaciones de tortugas marinas en diferentes partes del mundo (Hamann *et al.*, 2010 y referencias incluidas). Por otra, se están observando cambios en la distribución latitudinal de las áreas de puesta de estas especies, desde zonas tropicales hacia zonas templadas. Estos cambios pueden modificar los flujos migratorios en las próximas décadas y, como consecuencia, cambiar las localizaciones actuales de áreas de desarrollo, alimentación y cría. Las consecuencias de estos cambios son impredecibles y pueden conllevar serios problemas para la conservación de estas especies (Chaloupka *et al.*, 2008). Además de las consecuencias generalizadas del cambio climático, el aumento en las últimas décadas de la presencia del ser humano en el litoral también ha tenido efectos en las poblaciones de tortugas marinas. El aumento del turismo de playa, con la consecuente explotación urbanística del litoral, ha afectado a estas especies de manera notable, como por ejemplo, por medio de la eliminación y/o modificación de las playas de puesta y el aumento de la contaminación lumínica y ambiental, así como con el aumento de las tasas de depredación por animales domés-

ticos o asilvestrados sobre huevos y neonatos (Stancyk, 1982; Witherington y Bjorndal, 1991; Fangman y Rittmaster, 1993; Whitmore, 1994; Hamann *et al.*, 2010 y referencias incluidas; Figura 2.9). Fuera de las playas, el crecimiento del tráfico marítimo en todos los océanos tiene como consecuencia el aumento del número de colisiones con tortugas, a menudo cuando éstas se encuentran en reposo acumulando calor en la superficie del agua (National Research Council, 1990; Luctavage *et al.*, 1997; Margaritoulis *et al.*, 2003; Figura 2.10). Tanto la presencia creciente de embarcaciones, como la contaminación acústica que éstas provocan, pueden hacer que muchas tortugas abandonen sus áreas típicas de alimentación y se vean desplazadas a zonas con menos recursos.



Figura 2.9. Descubrimiento de un nido de tortuga boba en la playa de San Juan (Alicante), frente a una zona de apartamentos, registrado en junio de 2014. © J. Tomás.

Aunque la pérdida de hábitat afecta de manera notoria a las diferentes especies de tortugas, la contaminación de los océanos y el aumento drástico de la actividad pesquera son los grupos de amenazas que más atención requieren. Debido, principalmente, a que estas amenazas afectan sobre todo a individuos adultos y subadultos, prioritarios para mantener la via-

bilidad de las poblaciones (Whitehead *et al.*, 1997; Lewison *et al.*, 2004a). A lo largo de las últimas décadas multitud de trabajos en diferentes áreas geográficas demuestran la influencia negativa que tienen sobre las tortugas tanto el aumento de la presión pesquera como la acumulación de contaminantes en los océanos (Keller, 2013; Lewison *et al.*, 2013). Todas las amenazas han de ser consideradas a nivel global, pero cada una de ellas puede afectar a estas especies de manera más significativa en un área que en otra. En el caso concreto del mar Mediterráneo, éste está sometido a una intensa actividad humana (Coll *et al.*, 2010). Litorales masificados y alta explotación pesquera provocan que, tanto la interacción con pesquerías como los problemas asociados a la ingestión de basuras sean las amenazas más importantes para las tortugas marinas en esta área (Casale *et al.*, 2010; Tomás *et al.*, 2002).



Figura 2.10. Rotura del caparazón por colisión con embarcación en un ejemplar de tortuga boba juvenil varado en Denia (Alicante) en marzo de 2011. © Universidad de Valencia.



© CHELONIA / M. Merchan

© CHELONIA / C. Pérez

3. Las tortugas en el mar Mediterráneo

El mar Mediterráneo es una cuenca prácticamente cerrada que conecta con el océano Atlántico a través del estrecho de Gibraltar. Desde un punto de vista oceanográfico, el Mediterráneo es una cuenca de evaporación y, como consecuencia, existe un déficit de agua que provoca un aumento de la salinidad. Las diferencias en salinidad sostienen una corriente permanente de entrada de agua a nivel superficial procedente del Atlántico y una corriente profunda de salida a través del estrecho (Millot, 1999). A su vez, el mar Mediterráneo se encuentra dividido en dos subcuenas, la occidental y la oriental, separadas entre sí por los canales de Cerdeña y Sicilia. En la subcuenca occidental dos son los movimientos de agua principales que estructuran las masas de agua provenientes del Atlántico y Mediterráneo oriental: (1) la corriente argelina, que presenta agua con baja salinidad procedente del Atlántico y recorre toda la costa norte africana; y (2) la corriente Liguero-Provenzal, que recorre la costa europea a través del mar Tirreno, mar de Liguria y mar Balear, cargada con agua más salada procedente del Mediterráneo oriental. Estas dos corrientes forman una división de masas de agua más o menos uniforme entre las áreas norte y sur del Mediterráneo occidental, división que queda delimitada a partir del Cabo de la Nao, pasando por el norte de las Islas Baleares, sur de Córcega y este de Sicilia hasta el oeste de Túnez (Millot, 1999 y 2005; Figura 3.1).

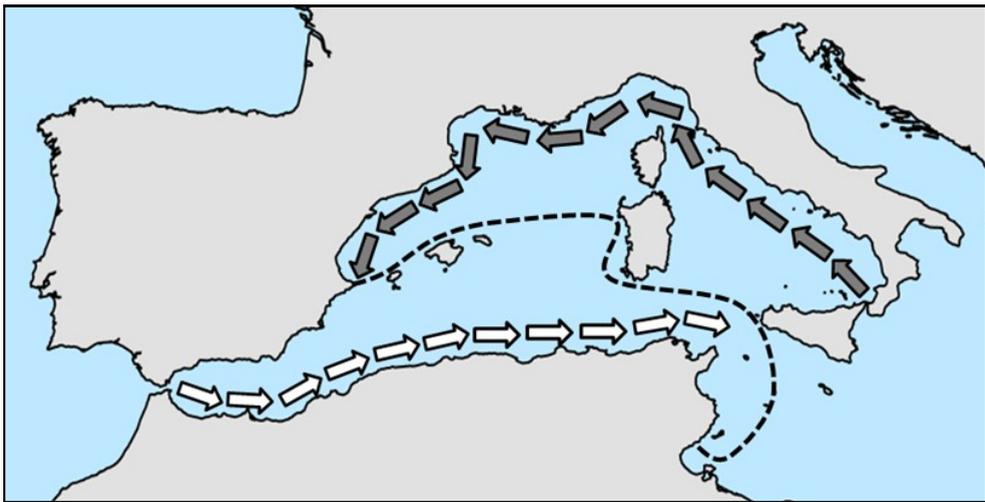


Figura 3.1. Representación de los principales movimientos de masas de agua en el Mediterráneo occidental. Las flechas grises muestran la corriente Liguero-Provenzal. Las flechas blancas, la corriente procedente del océano Atlántico. La línea discontinua muestra el límite entre las regiones norte y sur del Mediterráneo occidental.

Actualmente, el mar Mediterráneo alberga más del 6% del total de especies marinas macroscópicas conocidas (alrededor de 8.500 especies), una riqueza muy elevada considerando que el volumen de agua que representa es del 0,3% del volumen total de agua mari-

na global. Los cambios agudos producidos a lo largo de la historia geológica del Mediterráneo y la gran variedad climática e hidrológica actual son los factores que han determinado la elevada biodiversidad de este mar (Bianchi & Morri, 2000). El ser humano, mediante la sobreexplotación de los recursos biológicos disponibles y la modificación del hábitat marino, está alterando de manera considerable la diversidad marina. En este sentido, desde principios del siglo I d. C., el mar Mediterráneo ha sufrido un agotamiento de las especies debido a actividades humanas, principalmente la pesca (Coll *et al.*, 2010). En la actualidad, este mar sufre una fuerte presión demográfica, urbana e industrial, la cual está provocando un empobrecimiento de la biota marina. Como se ha comentado durante la introducción del presente trabajo, los grandes vertebrados marinos sufren de manera considerable los efectos de la actividad humana sobre el medio marino y, aunque sólo son la punta del iceberg considerando todas las especies presentes en los ecosistemas mediterráneos, su conservación puede repercutir beneficiosamente en el mantenimiento del conjunto del ecosistema que habitan.

En el mar Mediterráneo se encuentran principalmente tres especies de tortugas marinas: la tortuga boba, la verde y la laúd. Aparentemente sólo ejemplares juveniles de gran tamaño o adultos de la última citada entran en el Mediterráneo, procedentes del Atlántico, pero no se reproducen en él (Casale *et al.*, 2003). En la cuenca oriental encontramos áreas de nidificación de tortuga verde, confinada a esta región y con el flujo genético limitado en relación a las poblaciones atlánticas (Kasperek *et al.*, 2001; Carreras *et al.*, 2014). Por otra parte, la tortuga boba se distribuye a lo largo de todo el Mediterráneo, con áreas de puesta estables en la cuenca oriental y área central del Mediterráneo, y confluyendo en las áreas de alimentación de las cuencas central y occidental con poblaciones de origen atlántico (Margaritoulis *et al.*, 2003; Carreras *et al.*, 2011). Además, otras dos especies han sido citadas de forma esporádica en el Mediterráneo occidental, la tortuga bastarda, *Lepidochelys kempii* (Tomás *et al.*, 2003; Tomás y Raga, 2008) y la tortuga carey, *Eretmochelys imbricata* (Laurent y Lescure, 1991; Figura 3.2).

La tortuga boba es, con diferencia, la especie de tortuga marina más común en el Mediterráneo occidental (Margaritoulis *et al.*, 2003; Casale *et al.*, 2010). El origen de los individuos en la cuenca occidental parece ser triple; se trata de una zona donde confluyen tortugas procedentes de stocks genéticamente diferentes del Mediterráneo oriental y de dos áreas de cría del Atlántico (Monzón-Argüello *et al.*, 2010; Carreras *et al.*, 2006 y 2011). Las poblaciones reproductoras atlánticas y mediterráneas citadas constituyen tres Unidades Regionales de Manejo (URM) independientes, que coinciden y se superponen en cierto grado en el área del Mediterráneo occidental, como hemos dicho, particularmente en las aguas de la Comunidad Valenciana (Carreras *et al.*, 2011). En promedio, se calcula que sobre el 53-55% de los individuos de tortuga boba en el Mediterráneo occidental procederían de áreas de reproducción mediterráneas, mientras que el resto procederían de playas de puesta atlánticas. La existencia de dos sistemas de corrientes, que delimitan dos masas de agua independientes, parece influir en la distribución heterogénea de las tortugas bobas de origen atlántico y mediterráneo en el Mediterráneo occidental (Carreras *et al.*, 2006 y 2011). Los individuos de origen atlántico suelen distribuirse por el sur, alrededor del estrecho de Gibraltar y la cuenca argelina; los individuos de origen mediterráneo suelen mantenerse en la mitad norte de la cuenca, cerca de la costa europea mediterránea. Aunque existe intercambio de tortugas de

diferente origen entre las áreas descritas, este intercambio es limitado (Cardona *et al.*, 2005; Revelles *et al.*, 2008; Carreras *et al.*, 2011; Figura 3.3).

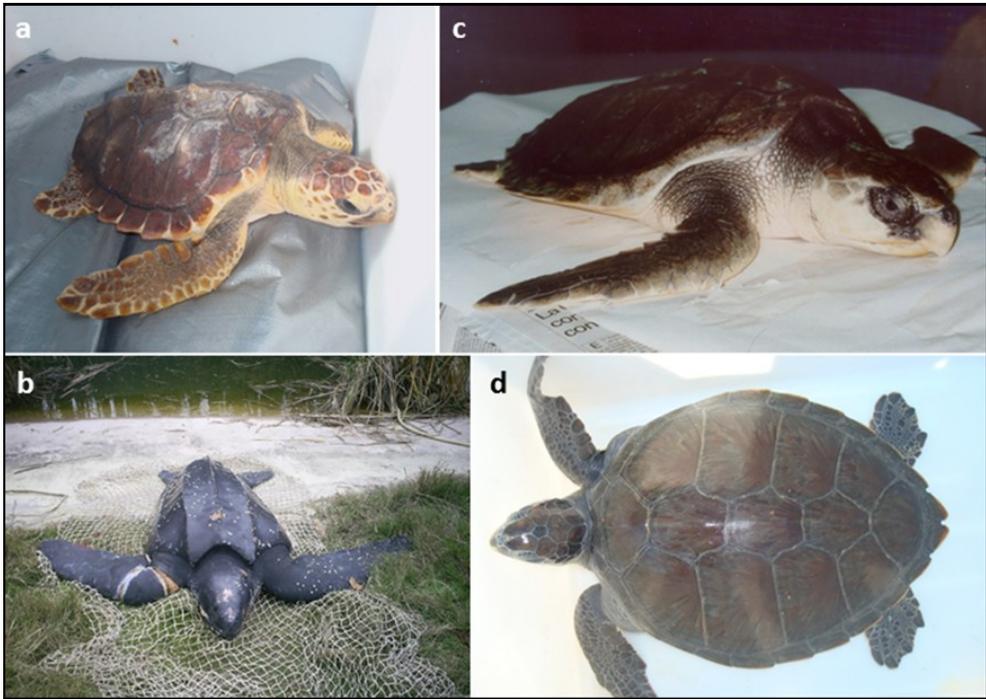


Figura 3.2. Especies de tortugas marinas citadas en aguas de la Comunidad Valenciana. a: Tortuga boba (*Caretta caretta*); b: Tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*); c: Tortuga bastarda (*Lepidochelys kempii*); d: Tortuga verde (*Chelonia mydas*). © J. Tomás.

Los individuos juveniles de tortuga boba, tanto de las poblaciones atlánticas como de las mediterráneas orientales, utilizan el Mediterráneo occidental como área de alimentación (Laurent *et al.*, 1998; Carreras *et al.*, 2006 y 2011). La Unidad de Manejo Regional del Mediterráneo está formada por cinco poblaciones reproductoras situadas en Turquía, Chipre, Israel, Grecia (Conant *et al.*, 2009) y la recientemente analizada de Libia (Saied *et al.*, 2012), constituyendo cada una de ellas un stock reproductivo independiente (Wallace *et al.*, 2010a). La tortuga boba en el Mediterráneo se encuentra en peligro de extinción debido al creciente número de amenazas que se ciernen sobre ella, el tamaño reducido de sus poblaciones y su disminución en las últimas décadas (Groombridge, 1990; Casale *et al.*, 2010).

En cuanto a su biología, tradicionalmente se ha considerado que la tortuga boba realiza un cambio ontogenético de ecología y comportamiento de alimentación, pasando de hábitats oceánicos a hábitats neríticos separados por grandes distancias (Bolten, 2003). Sin embargo, evidencias recientes muestran una dicotomía de comportamiento de alimentación en diferentes poblaciones, con ejemplares que pasan todo su ciclo vital en áreas oceánicas y

otros que se alimentan en áreas neríticas (Hatase *et al.*, 2004; Hawkes *et al.*, 2006; Reich *et al.*, 2010; Watanabe *et al.*, 2011).

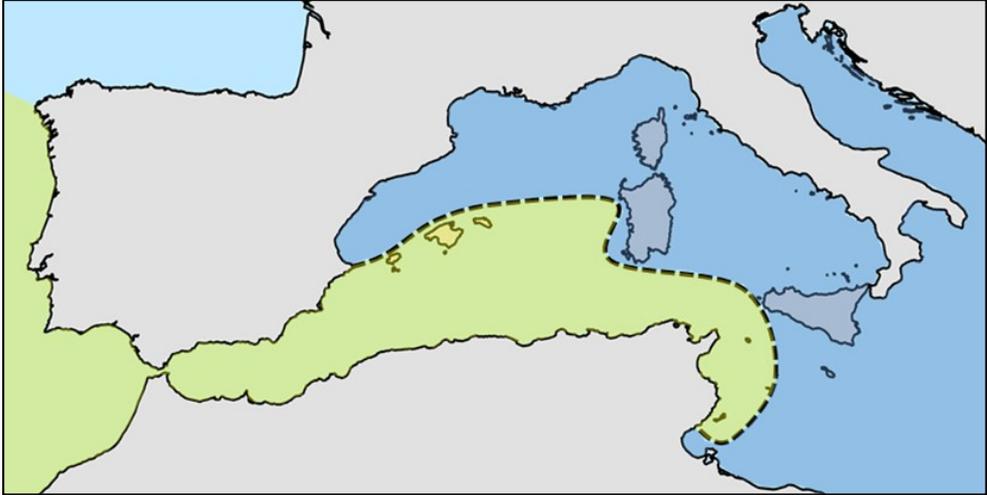


Figura 3.3. Distribución de las tortugas bobas de origen atlántico (verde claro) y mediterráneo (azul) en el Mediterráneo occidental.



Figura 3.4. Los descartes de la pesca con redes de arrastre son una fuente de alimento aprovechada por varias especies marinas; las tortugas bobas también podrían hacer uso de este recurso. © CHELONIA / O. Revuelta.

En el Mediterráneo, los individuos de tortuga boba se alimentan de forma generalista, usando hábitats tanto oceánicos como neríticos (Casale *et al.*, 2008; Cardona *et al.*, 2009; Casale *et al.*, 2012), donde se alimentaría tanto en la columna de agua sobre especies de medusas, tunicados pelágicos y otros invertebrados (Tomás *et al.*, 2001; Revelles *et al.*, 2007), como en fondos marinos de plataforma sobre especies de invertebrados bentónicos (Laurent y Les-cure, 1994; Lazar *et al.*, 2011). Sin embargo, la presencia de algunas especies del fondo marino en la dieta puede no ser indicativo de una alimentación exclusivamente bentónica, pues se ha citado que la tortuga boba puede explotar como recurso los descartes realizados por la pesquería de arrastre de fondo (Tomás *et al.*, 2001; Figura 3.4).



©CHELONIA / O. Revuelta



©CHELONIA / O. Revuelta

4. Pesquerías y tortugas marinas en el mar Mediterráneo occidental

El Mediterráneo occidental es un área de una alta explotación pesquera, con el palangre de superficie como una de las mayores amenazas para la tortuga boba. Aunque en algunas áreas (como la Comunidad Valenciana) se ha reducido de manera considerable su flota, en otras como Andalucía, el número de barcos faenando sigue siendo elevado (Báez *et al.*, 2006 y 2007; Tomás *et al.*, 2008; MARM, 2010 y 2011; Domènech *et al.*, 2014). Este arte fue el centro de atención en los estudios relacionados con captura accidental de tortugas marinas durante muchos años y diferentes medidas con el objetivo de disminuir su número han empezado a emplearse. Modificar parámetros en el uso del arte para evitar que las tortugas puedan interactuar con él, como por ejemplo variar el horario de calado de la línea de palangre, aumentar su profundidad o cambiar los tipos de cebos, ha tenido resultados positivos. Por otro lado, si la interacción se produce, intentar que produzca el menor daño posible al animal por medio de la utilización de anzuelos circulares o formando a los pescadores para el manejo más adecuado de las tortugas atrapadas (Figura 4.1).

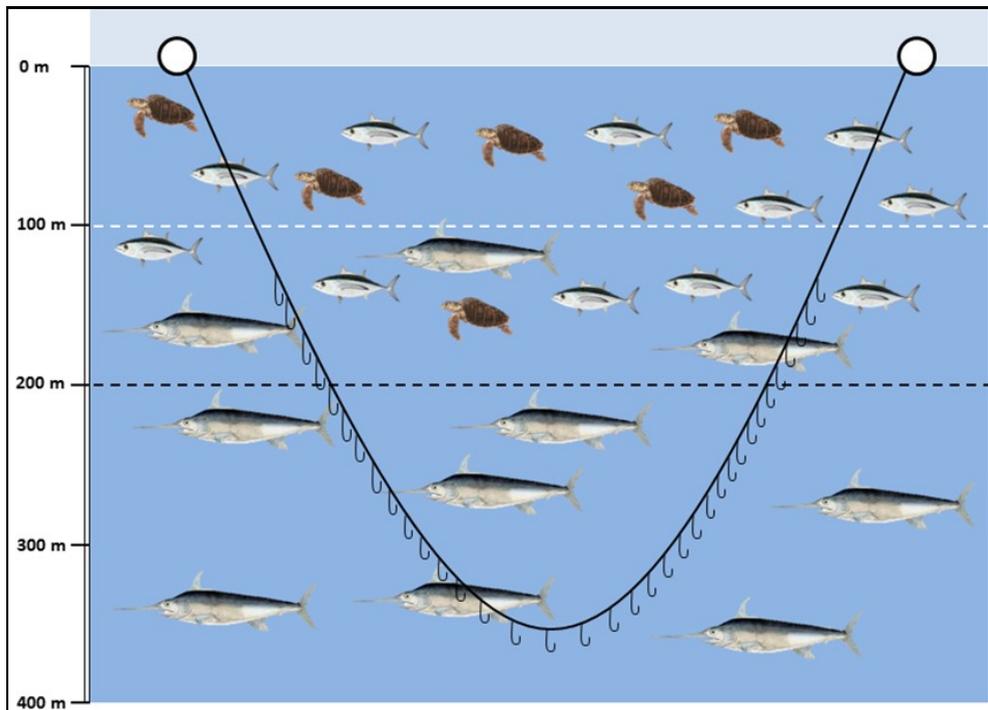


Figura 4.1. Representación de una línea de palangre para pez espada (*Xiphias gladius*) calada entre 120 y 340 m de profundidad. El rango de profundidades en el que se mueve la tortuga boba habitualmente va desde los 0 hasta los 100 m (línea discontinua blanca). Ocasionalmente puede descender hasta los 200 m aproximadamente (línea discontinua negra).

Las interacciones entre las tortugas marinas y el arrastre de fondo y otros artes de pesca artesanal no han sido evaluadas de la misma manera que el palangre hasta fechas muy recientes. Es interesante señalar que, debido a la disminución de las flotas de palangre que trabajan en la Comunidad Valenciana y la aplicación de las medidas anteriormente comentadas, el número de tortugas que interactúan con este arte ha disminuido de manera considerable (Tomás *et al.*, en prensa). Por tanto, el estudio de otras artes pesqueras es esencial para evaluar de manera completa el abanico de amenazas asociadas a las pesquerías que afectan a la tortuga boba en nuestras aguas. Igualmente, esta zona del Mediterráneo tiene un litoral muy urbanizado y la cantidad de personas en contacto con el mar ha aumentado exponencialmente en las últimas décadas. Como resultado, la presencia de diferentes tipos de contaminantes es cada vez más común. Conocer cómo afectan estos contaminantes a la biología de la tortuga boba es otro factor necesario para poder abordar estrategias efectivas de conservación de las poblaciones del Mediterráneo occidental.

4.1. Evolución de las actividades pesqueras en el Mediterráneo español

En el Mediterráneo occidental, como en otras regiones del mundo, existe tanto pesca industrial como artesanal. La pesca industrial que se lleva a cabo en este área corresponde principalmente a la flota de palangre de superficie y al arrastre de fondo (Bitón, 2010). Aunque la flota artesanal puede ser la responsable de la captura de un número no despreciable de individuos de tortuga boba (Carreras *et al.*, 2004), la pesca industrial viene siendo, sin duda, la mayor amenaza para estos reptiles marinos.

El palangre de superficie en el Mediterráneo español se lleva a cabo en general mediante barcos de tamaño pequeño-mediano, con una media aproximada de 12 metros de eslora. Las especies objetivo son el atún blanco (*Thunnus alalunga*), el atún rojo (*Thunnus thynnus*) y el pez espada (*Xiphias gladius*), aunque pueden incluir como especies objetivo otros peces de gran porte. El palangre consiste en líneas de sedal con entre 800 y 2.400 anzuelos que quedan suspendidas en la columna de agua mediante boyas (Figura 4.2). Los anzuelos son cebados comúnmente con cefalópodos (generalmente calamares del género *Illex*) y, en menor medida, con caballa (*Scomber* sp.), entre otros. Dependiendo de si la pesca objetivo son túnidos o pez espada, las características del arte se modifican ligeramente; el pez espada se pesca con anzuelos más robustos que el atún y normalmente se calan las líneas del arte al atardecer, retirándose de madrugada. En cambio, cuando se pretende pescar el atún, el arte se suele dejar en el mar durante todo el día (Bitón, 2010).

Los censos de la flota pesquera operativa de palangre de superficie no se encuentran actualizados, pero aproximadamente 80 embarcaciones de palangre de superficie faenaban en el Mediterráneo español en 2009, con Andalucía como el área con más embarcaciones (52; Bitón, 2010), seguido de Cataluña (18; Álvarez de Quevedo *et al.*, 2010), Comunidad Valenciana (12; Generalitat Valenciana, 2010), Región de Murcia (8; Región de Murcia, 2010) y Baleares (3; Carreras *et al.*, 2004; Figura 4.3). El número de embarcaciones ha descendido de

manera considerable en los últimos años; como muestra de esta disminución de la flota, en el año 2012 aparecen censadas 30 embarcaciones de palangre de superficie en esta comunidad autónoma, a diferencia de las 52 de 2009 (Junta de Andalucía, 2012). En los datos históricos (de 2006 a 2013) publicados por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, en los cuales se contabiliza en conjunto la pesquería de palangre de superficie y de fondo también se observa una disminución en el número de embarcaciones en los últimos años (Figura 4.4).



Figura 4.2. Maniobras de calado (columna derecha) y de retirada o virada (columna izquierda) de la línea de palangre. © CHELONIA / F. Domènech.

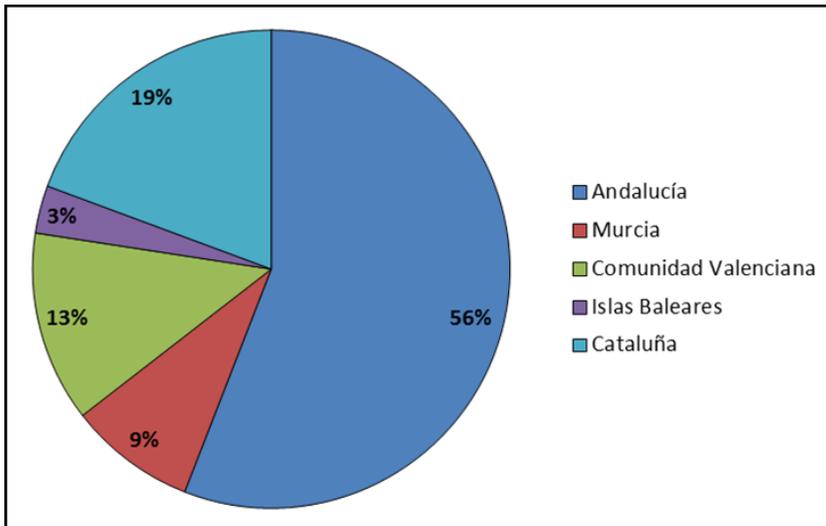


Figura 4.3. Composición en porcentaje de la flota de palangre de superficie mediterránea por comunidad autónoma correspondiente al año 2009.

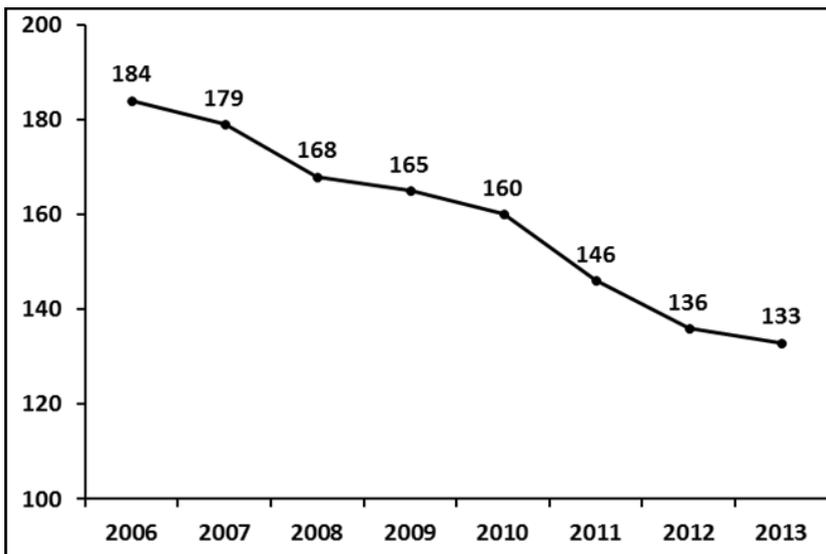


Figura 4.4. Números totales de embarcaciones de palangre en el Mediterráneo español para el periodo 2006-2013. Datos ofrecidos por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, por los cuales se contabilizan las embarcaciones de palangre de superficie y de fondo conjuntamente.

El palangre de superficie ha sido, con diferencia, el arte de pesca más estudiado en relación a las capturas accidentales (o bycatch). De hecho, gracias al estudio a fondo del impacto del

palangre de superficie se han conseguido implantar medidas que, al menos para la tortuga boba, han conseguido disminuir el número de capturas accidentales según los datos presentados por la Federación Andaluza de Cofradías de Pescadores (FACOPE) durante la reunión de “*Coordinación para la mitigación de la pesca accidental de tortuga boba en las costas andaluzas*” llevada a cabo en enero de 2013. La modificación de los anzuelos, las recomendaciones relacionadas con horarios de calado del arte y profundidad, la limitación de pesca cerca de costa y los cambios de cebo han conseguido reducir el número de tortugas marinas capturadas. Todo ello se ha logrado, sobre todo, con la colaboración de los pescadores, los cuales han contribuido presentando y aplicando medidas experimentales para la reducción de las capturas accesorias. Este hecho, junto a la disminución de la flota a causa de la sobrepesca y otros problemas, sobre todo en la zona de la Comunidad Valenciana y Cataluña, pueden ser las causas de que cada vez aparezcan menos tortugas varadas con anzuelos. Aun así, en regiones como Andalucía, el palangre de superficie continua siendo un problema para las tortugas. En esta comunidad autónoma, los mayores avances se han producido cuando la especie objetivo es el pez espada, generalmente la más buscada, pero aún se siguen produciendo capturas accidentales de tortugas marinas cuando los túnidos son la especie a capturar (Bitón, 2010), debido a que esta pesca se realiza a menor profundidad y en horario diurno.

La flota de arrastre de fondo es la otra gran pesquería no artesanal del Mediterráneo occidental. Generalmente suelen ser embarcaciones de mayor tamaño que las de palangre de superficie, aproximadamente 20 metros de eslora (MARM 2010 y 2011). Esta técnica de pesca consiste en el remolcado una red en forma de embudo que se arrastra por el fondo marino; el aparejo posee un copo cerrado en la parte posterior de la red para recoger el todo el contenido que entra en ésta (Figura 4.5).

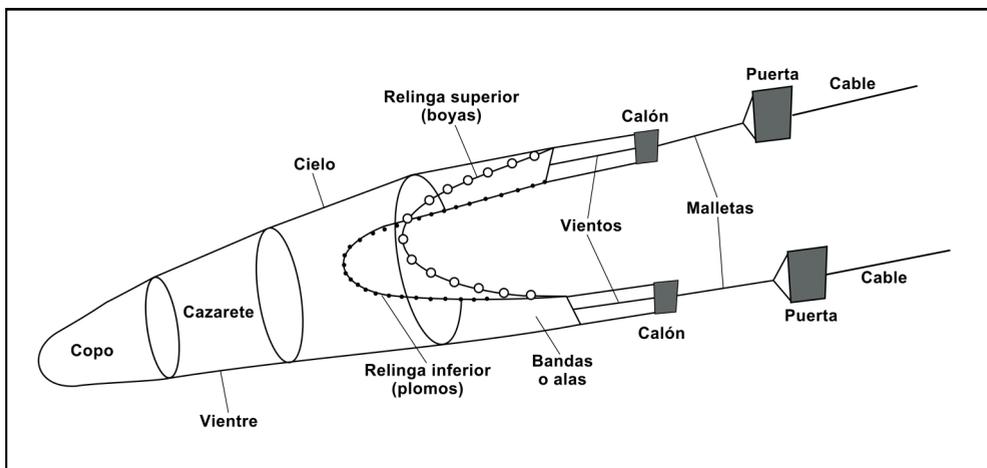


Figura 4.5. Representación esquemática de una red de arrastre de fondo con sus principales componentes y divisiones.

Las embarcaciones de arrastre de fondo suelen faenar a profundidades comprendidas entre los 50 y los 800 metros (Domènech *et al.*, 2014). Cada periodo de arrastre o lance dura unas 3-4 horas aproximadamente, y cada embarcación suele realizar de dos a tres lances diarios, dependiendo del volumen de pesca que se captura en cada uno de ellos. Las especies objetivo varían dependiendo de la profundidad de arrastre, desde rape y cefalópodos hasta crustáceos decápodos. Se trata de un arte de pesca no selectivo que captura gran número de especies no comerciales, que son descartadas y devueltas al mar, la gran mayoría muerta o deteriorada, durante el proceso de “triado” (selección) realizado en la cubierta del barco (Figura 4.6). Según los datos totales (MARM, 2013), en 2009 había censadas 797 embarcaciones de arrastre que faenan en el Mediterráneo español. De ellas, la mayoría lo hacen en aguas de la Comunidad Valenciana y Cataluña (515 embarcaciones de arrastre; Domènech *et al.*, 2014). Aunque la actividad de arrastre de fondo, al igual que el palangre, también ha disminuido en los últimos años, aún mantiene un número elevado de embarcaciones activas (Figura 4.7).



Figura 4.6. Tripulación de una embarcación de arrastre durante el proceso de “triado”. Abril de 2012, Santa Pola (Alicante). © O. Revuelta.

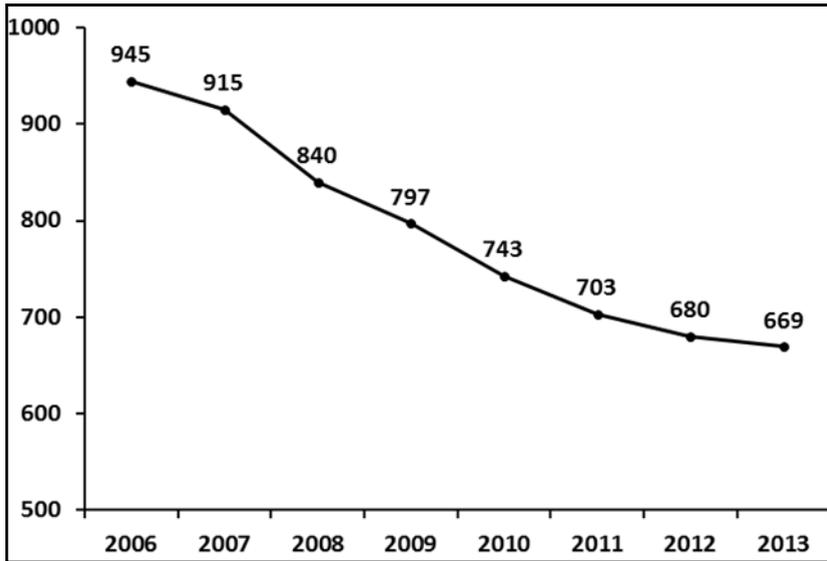


Figura 4.7. Números totales de embarcaciones de arrastre en el Mediterráneo español para el periodo 2006-2013. Datos ofrecidos por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

4.2. La captura accidental

La captura de especies marinas no objetivo se conoce como pesca accesoria (aunque también se utilizan los términos de “captura accidental” o “bycatch”). Se trata de especies capturadas de manera accidental durante las operaciones pesqueras que no suelen aportar beneficio económico como producto pesquero, lo que las convierte en un inconveniente para los pescadores. Por ello, desde el punto de vista del pescador, la eliminación o reducción de las capturas accesorias o accidentales es beneficiosa. Por otro lado, muchas de estas especies no objetivo se encuentran amenazadas y, por tanto, las pesquerías pueden ser un agravante o incluso la causa del declive de sus poblaciones. Por todo ello, la implementación de medidas para reducir la captura accidental resulta ventajoso tanto para los pescadores como para las poblaciones de las especies no objetivo capturadas; de esta manera, el esfuerzo conjunto entre pescadores e investigadores es necesario para poder aportar soluciones a esta problemática en nuestras aguas. Uno de los primeros pasos para poder evaluar la amenaza que supone una pesquería para una especie marina no objetivo consiste en cuantificar el número de individuos de ésta que se capturan en un período determinado por áreas geográficas. A partir de estos valores puede evaluarse qué áreas son más críticas, y, con ello, identificar las posibles medidas de conservación y gestión del recurso, teniendo en cuenta factores como el arte y la técnica de pesca implicadas, el número de embarcaciones, el área geográfica, el tipo de hábitat o el tipo de especie no comercial involucrada.

4.3. Las tortugas marinas y la pesca

Cuantificar el número de tortugas capturadas en el Mediterráneo resulta complicado, ya que se encuentra rodeado por un gran número de países con circunstancias socio-económicas diferentes. Esto dificulta la estandarización de estudios sobre los diferentes artes y flotas pesqueras, así como la obtención de censos completos de las embarcaciones de pesca, especialmente en el caso de las que utilizan artes de pesca artesanal (Casale, 2011; Echwikhi *et al.*, 2012a). Teniendo en cuenta todas estas dificultades, se estima que en el mar Mediterráneo las pesquerías capturan accidentalmente unas 132.000 tortugas al año (Casale, 2011). La tortuga boba en esta región, de la misma forma que en todo el mundo, es capturada básicamente por los tres tipos de artes de pesca anteriormente presentados: el palangre de superficie (Camiñas 1988; Camiñas y Valeiras, 2001; Carreras *et al.*, 2004; Báez *et al.*, 2006 y 2007; Jribi *et al.*, 2008; Echwikhi *et al.*, 2010a; Benhardouze *et al.*, 2012), el arrastre de fondo (Casale *et al.*, 2004; Carreras *et al.*, 2004; Jribi *et al.*, 2007; Álvarez de Quevedo *et al.*, 2010; Echwikhi *et al.*, 2012b; Domènech *et al.*, 2014) y las redes fijas (Godley *et al.*, 1998; Tudela, 2004; Carreras *et al.*, 2004; Echwikhi *et al.*, 2010b; Cambiè, 2011; Nada y Casale, 2011; Benhardouze *et al.*, 2012).

En cuanto al palangre de superficie, se han observado elevados niveles de capturas en el área del mar de Alborán y mar Balear, en el Mediterráneo central y el mar Jónico, siendo las áreas de más riesgo para la tortuga boba (Alessandro y Antonello, 2010; Casale, 2011; Figura 4.8). La mortalidad directa estimada asociada a este arte en el Mediterráneo es del 30%, con más de 17.000 tortugas muertas al año por esta causa (Casale *et al.*, 2008). Además, los cebos utilizados en la pesquería de palangre de superficie podrían estar actuando como elementos atrayentes para las tortugas, aumentando la densidad de ejemplares en zonas de actividad de este arte (Revelles *et al.*, 2007; Echwikhi *et al.*, 2011). En la Comunidad Valenciana se observó que el 50% de los varamientos de tortugas marinas con causa de muerte identificada han estado relacionados con el palangre de superficie en la última década (Tomás *et al.*, 2008). Sin embargo, en la actualidad, esta pesquería se encuentra en regresión, con números de embarcaciones por puerto muy inferiores a los registrados apenas hace una década.

La captura accidental de tortugas marinas mediante redes fijas en el Mediterráneo parece ser muy alta en la plataforma norte africana (Egipto y Túnez), así como en aguas del Adriático noroeste, la costa oeste de Cerdeña, las Islas Baleares, la costa sur de Turquía y Chipre (Echwikhi *et al.*, 2012a y referencias incluidas; Figura 4.9). Hay que tener en cuenta que muchas áreas del Mediterráneo no han sido evaluadas y la interacción de este arte con las tortugas marinas puede ser mayor de lo que se estimaba previamente. En la Comunidad Valenciana la evaluación del impacto de la pesquería de trasmallo sobre la tortuga boba debería ser una prioridad para los próximos años, debido a que los informes de capturas de tortugas marinas por parte de los pescadores de trasmallo es cada vez más frecuente, sobre todo en los meses de invierno. La mortalidad asociada a las redes fijas en el Mediterráneo es del 55% (Casale, 2011); además, se calcula que en torno a 600 embarcaciones que utilizan redes de enmalle y trasmallo estarían operando de manera ilegal en todo el Mediterráneo (EJF, 2007).

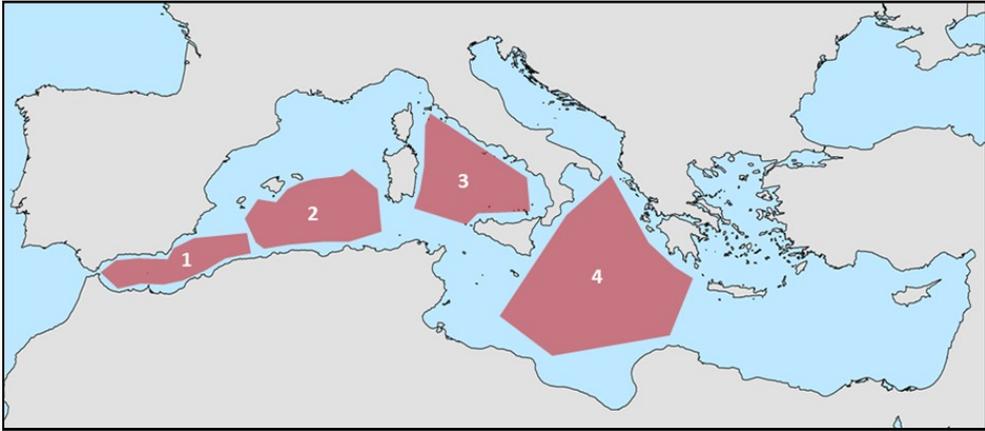


Figura 4.8. En rojo se indican las áreas con mayor número de capturas accidentales de tortugas marinas por palangre de superficie en el Mediterráneo. 1: mar de Alborán, 2: mar Balear, 3: mar Tirreno, 4: mar Jónico. Modificado de Casale (2011).

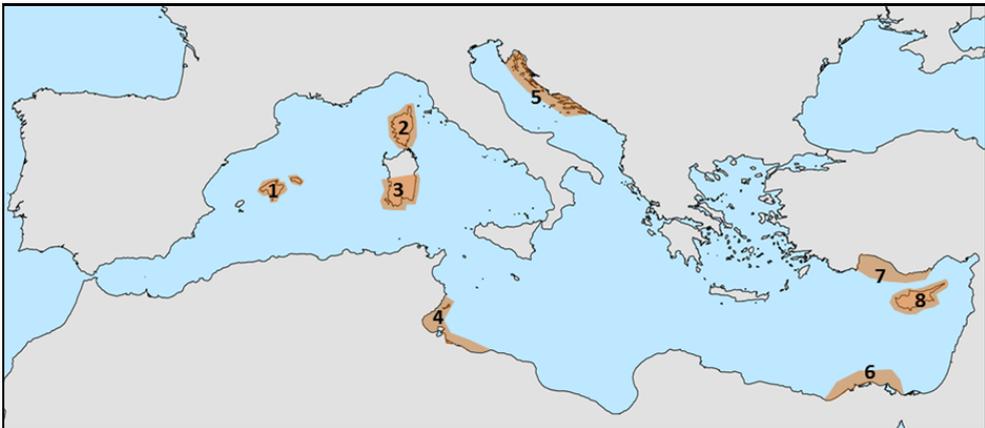


Figura 4.9. En naranja se indican las áreas con mayor número de capturas accidentales de tortugas marinas por redes fijas (enmalle o trasmallo) en el Mediterráneo. 1: Islas Baleares, 2: Córcega, 3: Sur de Cerdeña, 4: Túnez, 5: Adriático noreste, 6: Egipto, 7: Sur de Turquía, 8: Chipre. Modificado de Casale (2011).

Respecto al arrastre de fondo, se estima que el 30% de las capturas de tortugas marinas por pesquerías en el Mediterráneo estaría directamente relacionado con el arrastre de fondo (Casale, 2011). Además, los descartes realizados por los barcos de arrastre, al igual que los cebos del palangre de superficie, podrían estar actuando como atrayentes para las tortugas a zonas de pesca, aumentando el número de ejemplares en zonas de actividad de este arte (Tomás *et al.*, 2001). En el Mediterráneo central y occidental se ha cuantificado el número de capturas accidentales relacionadas con la pesca de arrastre en el mar Adriático (Casale *et al.*, 2004), Sicilia (Casale *et al.*, 2007), Islas Baleares (Carreras *et al.*, 2004) y

aguas de Cataluña (Álvarez de Quevedo *et al.*, 2010; Figura 4.10). Recientemente, en la Comunidad Valenciana se ha evaluado de forma preliminar el impacto de esta pesquería sobre las tortugas marinas (Domènech *et al.*, 2014), debido a que existían antecedentes que evidenciaban la necesidad de evaluar dicho impacto. En primer lugar, el alto número de varamientos de tortugas bobas sin signos evidentes que determinen su causa de muerte; en segundo lugar, estudios en Cataluña que indican un elevado número de capturas de tortugas bobas por la flota de arrastre con base en los puertos de Tarragona que operan en aguas del norte de la provincia de Castellón (Álvarez de Quevedo *et al.*, 2010); y por último, las campañas de sensibilización a pescadores que viene realizando la Consejería de Urbanismo, Territorio y Medio Ambiente de la Generalitat Valenciana desde 2007 que han puesto de manifiesto una alta tasa de capturas en arrastre de fondo. Con todo ello, se observa que en el Mediterráneo occidental, sobre todo en aguas del este de la Península Ibérica, el arrastre de fondo es un problema importante que afecta a la conservación de la tortuga boba.

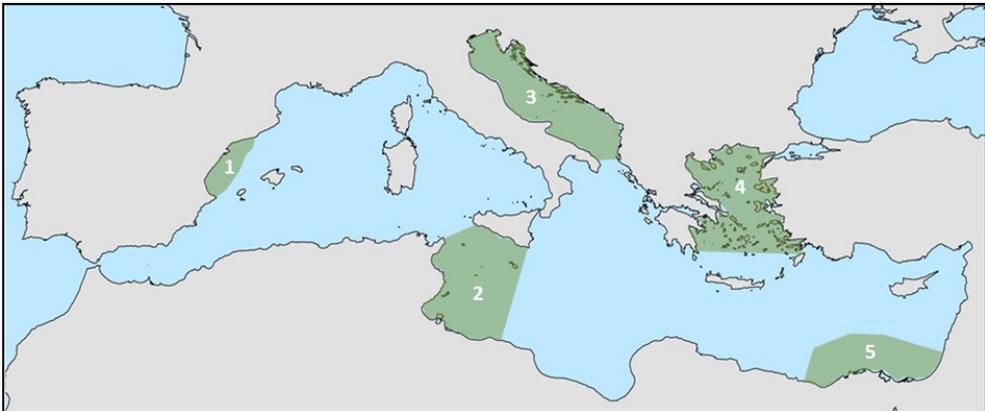


Figura 4.10. En verde se indican las áreas con mayor número de capturas accidentales de tortugas marinas por arrastre de fondo en el Mediterráneo. 1: Noreste de la Península Ibérica, 2: Túnez, 3: mar Adriático, 4: mar Egeo, 5: Egipto. Modificado de Casale (2011) y Domènech *et al.* (2014).

5. Interacción entre la flota de arrastre y la tortuga boba en el Mediterráneo occidental

Como hemos visto, desde hace unos pocos años se han obtenido evidencias de que la pesquería de arrastre captura ejemplares de tortuga boba en el Mediterráneo occidental de manera accidental pero, hasta hace una década, no se habían cuantificado. Los primeros estudios indicaron que el número de capturas por parte del arrastre de fondo era muy bajo, minimizando su papel de amenaza sobre la tortuga boba (Carreras *et al.*, 2004; Báez *et al.*, 2006). Sin embargo, estudios recientes llevados a cabo en Cataluña (Álvarez de Quevedo *et al.*, 2010) y la Comunidad Valenciana (Domènech *et al.*, 2014) demuestran que, en esta área del Mediterráneo occidental, el número de individuos capturados de manera accidental por la pesquería de arrastre es elevado y que es necesario considerar el esta técnica pesquera como una amenaza creciente a la hora de llevar a cabo medidas de conservación efectivas.

5.1. ¿Cómo obtener estimaciones del número de capturas?

Existen dos grupos de métodos directos e indirectos para obtener una estimación del número de capturas accidentales realizadas por una embarcación pesquera. Los métodos directos se basan en la observación *in situ* del número de capturas accidentales; para ello, es necesario llevar a cabo embarques en la flota pesquera objetivo (Lien *et al.*, 1994) en un número suficiente que represente el total de la flota pesquera, y durante diferentes épocas del año, para así obtener estimas válidas del total de capturas. Con todo, los programas de observadores a bordo de embarcaciones pesqueras necesitan un gran número de personas cualificadas y, por tanto, suponen un elevado coste. Los métodos indirectos más utilizados son las entrevistas con los pescadores, preferentemente con los patrones de las embarcaciones, mediante encuestas y la consulta de capturas en los libros de abordaje. Estos métodos, aunque menos fiables, son válidos cuando puede verificarse la fuente de información, es decir, cuando se pueden obtener evidencias de que los datos recogidos reflejan la realidad con fiabilidad y precisión. De hecho, la realización de encuestas es un método más económico y que permite cubrir un número mayor de embarcaciones de la flota pesquera a estudiar. En los estudios que utilizan encuestas, la unidad de estudio es el barco, por lo que sólo un pescador, normalmente el patrón, es el encuestado, para evitar así problemas de pseudoreplicación. En la entrevista debe evitarse en todo momento sugerir o condicionar al pescador y solo deben tomarse como válidos los cuestionarios correctamente respondidos. Es necesario descartar todos los cuestionarios que no han sido respondidos completamente en su totalidad.

El gran problema del método de encuestas es que los datos obtenidos proceden de la información que el pescador proporciona, y no de la observación directa del investigador. Normalmente se suelen realizar, de forma paralela, embarques para verificar que las encuestas realizadas son válidas. Una combinación de ambos métodos suele ser lo más ade-

cuado para evaluar las capturas accidentales con precisión. Como hemos comentado, no siempre es posible realizar embarques. Sin embargo, existen otros métodos estadísticos para poder validar los resultados obtenidos de las encuestas. Los cuestionarios para las encuestas suelen estar creados especialmente para identificar las interacciones entre los pescadores y, en este caso, las tortugas marinas a partir de preguntas pensadas y diseñadas a tal efecto. Como ejemplo, el cuestionario diseñado por el CIREM (Centre d'Iniciatives i Recerca Europees al Mediterrani) que ha sido utilizado en estudios en la costa de Cataluña, Islas Baleares y, con ligeras modificaciones, también en la Comunidad Valenciana incluye 24 preguntas (combinación de preguntas abiertas [opinión] y cerradas [sí/no, múltiple elección, etc.]) relacionadas con las actividades pesqueras del año previo a la realización de la encuesta; estas preguntas incluyen la captura accidental de tortugas marinas junto a otras relativas al esfuerzo pesquero y a cuestiones relacionadas con esta problemática de conservación. La encuesta posee tres secciones diferentes: en la primera parte se recoge información referente al pescador, su embarcación y el arte de pesca utilizado, en qué zonas ha pescado y durante cuántos meses en el último año; la segunda parte trata sobre la presencia, distribución, abundancia y las tendencias poblacionales de las tortugas marinas, incluyendo preguntas sobre la percepción de los pescadores referentes a las posibles causas de disminución. Finalmente, en la tercera parte de la encuesta se incluyen preguntas relacionadas con la interacción existente entre las actividades pesqueras y las tortugas marinas, tanto a nivel general (otras artes de pesca), como a nivel particular del entrevistado y el arte que utiliza. De todas las preguntas de la encuesta, existen una serie de preguntas clave (repartidas a lo largo de todo el cuestionario) de las que se obtiene la información esencial para el posterior análisis:

Primera parte:

(1) *¿Cuántas subáreas del área de estudio ha visitado en el último año?*

Se muestra un mapa del área de estudio dividido en subáreas para que la identificación de las áreas en las que tiene lugar el esfuerzo pesquero que realizan.

(2) *Por meses, ¿qué subáreas ha visitado en el último año?*

(3) *Por meses, ¿qué arte de pesca ha utilizado?*

Segunda parte:

(4) *En su opinión, ¿qué estatus tiene la población de tortugas (disminuye, estable o incrementa)? Si disminuye, ¿cuáles son las causas? (pregunta abierta).*

(5) *Por meses, ¿cuándo cree que se observan y capturan más tortugas?*

Tercera parte:

(6) *¿Cuántas tortugas ha capturado accidentalmente en el último año?, ¿en qué meses?, ¿qué tipo de arte de pesca usaba? y ¿las tortugas estaban vivas o muertas?*

Además del número de tortugas capturadas accidentalmente por la embarcación, la encuesta incluye preguntas específicas para inferir la presencia, distribución, abundancia,

estacionalidad y las tendencias poblacionales de las tortugas desde el punto de percepción de los pescadores. Las preguntas (4) y (5) descritas arriba ejemplifican este tipo de información adicional.

En los estudios de impacto de la flota pesquera de arrastre existe un problema añadido al uso de observadores a bordo: el escaso número de tortugas capturadas accidentalmente por embarcación hace de esta arte un problema difícilmente detectable mediante embarques a bordo de las mismas. Cada observador se embarcará una gran cantidad de días, con el consecuente gasto, sin obtener resultados de capturas en la mayoría de ellos. En el caso de la pesca de arrastre de fondo posiblemente sea más sencillo detectar y estimar la captura accidental de tortugas marinas entrevistando a la mayoría de los patrones de las embarcaciones que conforman la flota (Figura 5.1).



Figura 5.1. Voluntario de la Asociación Chelonia realizando una encuesta al patrón de una embarcación de arrastre de fondo para evaluar la captura accidental de tortuga boba en la Comunidad Valenciana. Junio de 2012 en Santa Pola (Alicante). © CHELONIA / G. Vélez-Rubio.

La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) hace referencia al número de capturas dependiendo del esfuerzo pesquero realizado. Se entiende por esfuerzo pesquero el tiempo que cada embarcación ha estado faenando. Diferentes son las medidas que se utilizan para cuantificar el esfuerzo pesquero; por ejemplo, en el palangre de superficie la medida de esfuerzo más utilizada son 1.000 anzuelos. Es decir, la CPUE se medirá como el número de capturas realizadas por una línea de 1.000 anzuelos en el periodo de tiempo que la línea está en el agua (Wallace *et al.*, 2010b). En el arrastre de fondo, se usan otro tipo de medidas de esfuerzo, como por ejemplo el número de lances o el número de meses faenados por

embarcación. Este segundo caso es el que se ha usado en las encuestas realizadas en las Islas Baleares, Cataluña y Comunidad Valenciana. Por tanto, en este caso concreto, la CPUE será el número de tortugas capturadas por barco y mes.

Además de las capturas totales y la CPUE, mediante estas encuestas se pueden obtener datos relacionados con las áreas concretas de pesca que son utilizadas por las embarcaciones de arrastre. Este hecho permite localizar qué áreas son más vulnerables a la captura accidental y así poder evaluar el problema de manera más concreta. Igualmente, se puede obtener información acerca de la estacionalidad y así conocer en qué meses del año se producen más capturas, lo cual es importante para elaborar medidas de conservación efectivas en caso de ser necesario. Por último, debido a que los pescadores son personas que se encuentran en contacto casi continuo con el mar, saber qué percepción tienen sobre el estado de conservación de las poblaciones de tortugas marinas en la zona puede permitirnos entender de manera más concreta que está sucediendo con estas especies en el área estudiada.

En el caso de la Comunidad Valenciana, los datos de capturas accidentales obtenidos mediante las encuestas fueron ampliados mediante el análisis de información obtenida a través de la Red de Varamientos de Cetáceos y Tortugas Marinas de la Comunidad Valenciana. La Red está coordinada por la Unidad de Zoología Marina del Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva de la Universitat de València, en colaboración con la Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient de la Generalitat Valenciana (Figura 5.2). Ambas fuentes de información combinadas han permitido obtener una visión general del impacto de la pesca de arrastre sobre la tortuga boba en aguas de la Comunidad Valenciana.

Las bases de datos de la Red incluyen registros de varamientos y capturas accidentales de tortugas marinas en costas y aguas costeras de esta comunidad autónoma desde 1989, recopilando información de individuos varados de forma estandarizada entre los años 1993 y 2012 (incluyendo aquellos casos con evidencias claras de interacción con la pesca de arrastre), así como los registros de captura accidental de ejemplares por dicho arte. Esta información no ofrece una estimación fiable del impacto de la pesquería, puesto que existen pocos signos evidentes que demuestren la muerte por ahogamiento en redes de arrastre de fondo y, aunque recientemente se están desarrollando técnicas veterinarias que pueden proporcionar información valiosa al respecto (García-Párraga *et al.*, 2014), en muchos de los casos registrados no se practicaron análisis patológicos para determinar la muerte por ahogamiento. Por ello, muchas tortugas capturadas por pesca de arrastre y devueltas desde los barcos al mar pueden llegar a la costa y, al ser registradas, no ser asignadas a esta categoría de causa de muerte.

En la actualidad, al analizar las tortugas varadas, se tienen en cuenta marcas externas de redes, la presencia de agua en los pulmones, así como la presencia de especies de peces capturadas o descartadas por la pesquería de arrastre en esófago y estómago, como signos que pudieran relacionar los eventos de varamiento con la interacción con este arte de pesca.

5.2. ¿Cuántas tortugas captura accidentalmente el arrastre de fondo en la región?

La flota de arrastre de la Comunidad Valenciana poseía 269 barcos censados en 2009 (Generalitat Valenciana, 2010; Tabla 5.1); sin embargo, es posible que en los últimos cinco años la flota se haya visto reducida ligeramente. En el estudio realizado sobre el impacto de la pesca de arrastre en la Comunidad Valenciana (Domènech *et al.*, 2014), se realizaron más de 111 encuestas, lo que supone el 41,3% del total de la flota de arrastre de fondo en la Comunidad Valenciana. El número de cuestionarios que se realizaron superó la cobertura del 20% de los barcos en cada puerto, requisito indispensable para dar validez al estudio. A partir del tiempo que faenaban los barcos y de la captura accidental señalada por los pescadores encuestados, se estimó una captura anual de 238 tortugas bobas. Según informaron los estos pescadores, se capturan tortugas a lo largo de toda la costa, con información de captura en todos los puertos en los que se realizaron encuestas. La provincia de Castellón se situó en primer lugar, presentando el 60% de las capturas estimadas (Tabla 5.2).

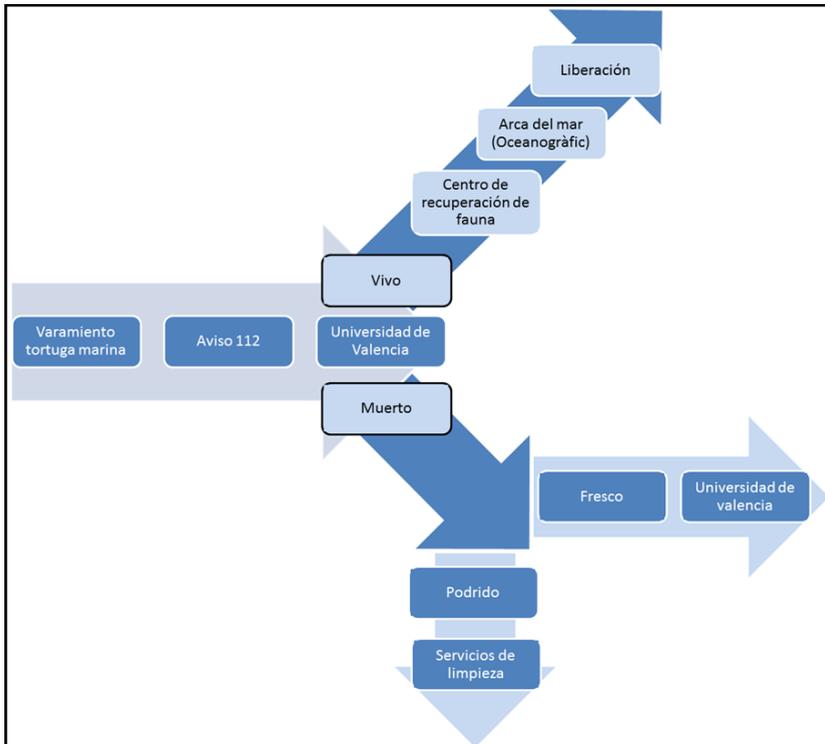


Figura 5.2. Organigrama de actuación de la Red de Varamientos de Cetáceos y Tortugas Marinas de la Comunidad Valenciana.

Provincia	Puerto	Arrastre de fondo
Castellón	Vinaroz	14
	Benicarló	24
	Peñíscola	30
	Castellón	20
	Burriana	12
Valencia	Sagunto	-
	Valencia	10
	Cullera	17
	Gandía	7
Alicante	Denia	20
	Jávea	8
	Moraira	-
	Calpe	18
	Altea	10
	Benidorm	-
	Villajoyosa	34
	El Campello	2
	Alicante	-
	Santa Pola	40
	Isla de Tabarca	-
Guardamar del Segura	-	
Torre Vieja	3	
Total		269

Tabla 5.1. Censo de la flota pesquera operativa de arrastre de fondo del año 2009 realizado por la Conselleria d'Agricultura, Pesca, Alimentació i Aigua de la Generalitat Valenciana.

Provincia	Captura accidental	Esfuerzo pesquero
Castellón	138	1000,3
Valencia	40	371,4
Alicante	61	1290,5
Total	238 (173-304)	2662,2
CPUE (Comunidad Valenciana)		0,09

Tabla 5.2. Número estimado de tortugas capturadas accidentalmente por unidad de esfuerzo (CPUE) por la pesca de arrastre de la Comunidad Valenciana. Se representan las capturas estimadas y el esfuerzo pesquero (expresado en meses de pesca por año), para cada provincia de la comunidad autónoma. El número total de capturas estimadas incluye, entre paréntesis, el intervalo de confianza al 95%.

Datos obtenidos de Domènech *et al.* (2014).

En general, el número de tortugas capturadas fue más alto durante la temporada invierno-primavera (Figura 5.3). Si observamos el número de capturas por meses, el período entre septiembre y diciembre fue donde aparentemente se produjeron menos capturas. De acuerdo con las respuestas de los pescadores, la mortalidad inmediata (proporción de tortugas que se encuentran ahogadas al subir las redes) asociada a la actividad pesquera de la pesca de arrastre fue del 16,6%. El resto de tortugas capturadas accidentalmente se suelen encontrar en estado comatoso cuando son liberadas del copo, y muchas de ellas son liberadas en ese estado al mar, pudiendo morir con posterioridad.

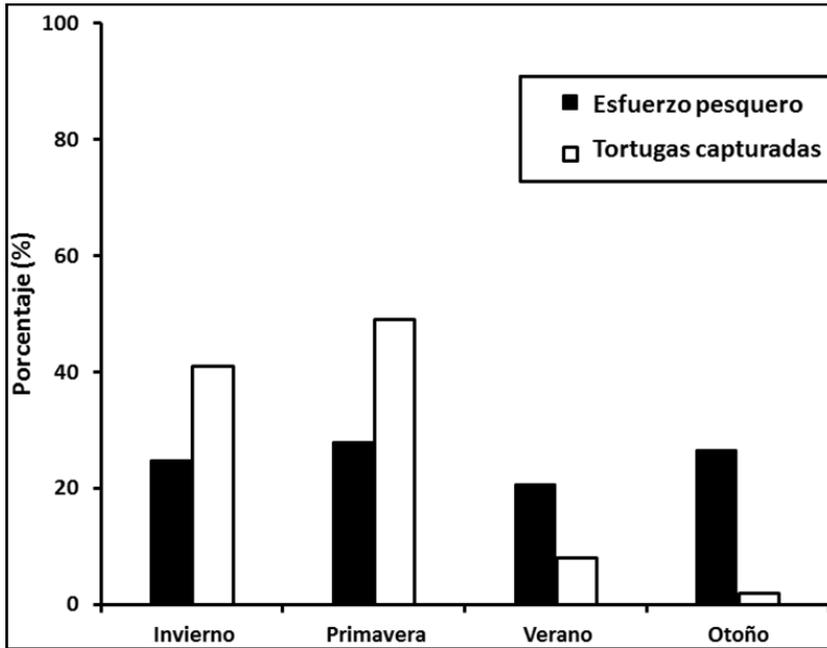


Figura 5.3. Porcentaje de tortugas capturadas y esfuerzo pesquero (meses de pesca por año) realizado por las embarcaciones de arrastre de fondo por estación del año en la C. Valenciana. Adaptado de Domènech *et al.* (2014).

Respecto a la abundancia de tortugas en el área estudiada, de las 111 encuestas realizadas y analizadas, el 71,2% de los pescadores consideró que las poblaciones de tortugas estaban disminuyendo, el 23,4% opinó que las poblaciones se mantienen en el tiempo y un 5,4% consideró que las tortugas eran cada vez más abundantes (Domènech *et al.*, 2014). Del total de pescadores que consideraron que la abundancia de tortugas marinas estaba disminuyendo, el 76% consideró que la captura accidental por pesquerías fue el motivo principal de esta disminución, el 4,2% opinó que este descenso puede deberse a que las tortugas han emigrado a otras zonas, y el 19,8% de los pescadores lo relacionó con otras causas, en la mayoría de los casos, con la contaminación marina. Los artes de pesca que más influyeron en la disminución de la abundancia de tortugas marinas, según los pescadores de

arrastre entrevistados, fueron el palangre de superficie (46,1%), el arrastre de fondo (25,4%) y las redes fijas (15,8%). Un 42,7% de los pescadores de arrastre encuestados consideró que ningún arte de pesca relacionada con la captura accidental es causante de mortalidad directa en las tortugas. Por otra parte, el 67,3% restante consideró que los artes de pesca sí causaron muerte directa, y que la mortalidad mayor ha sido causada por el palangre de superficie (67%) y el arrastre de fondo (15%; Figura 5.4). Si comparamos estos resultados con el estudio realizado en aguas de Cataluña (Álvarez de Quevedo *et al.*, 2010), vemos que los resultados son muy similares: tanto en el número de tortugas capturadas estimadas como en la percepción de los pescadores, la mortalidad en el arte o la estacionalidad.

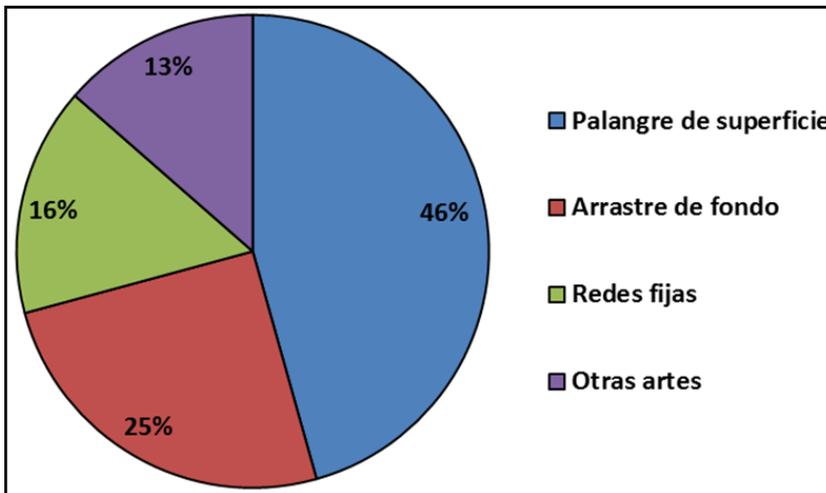


Figura 5.4. Principales artes de pesca implicadas en la interacción y potencial disminución de la abundancia de las tortugas marinas de acuerdo a la percepción de los pescadores de arrastre encuestados en la Comunidad Valenciana.

Para estudiar el impacto de las pesquerías sobre las tortugas marinas se analizó también la información recopilada por medio de la Red de Varamientos de Cetáceos y Tortugas Marinas de la Comunidad Valenciana para los años comprendidos entre 1993 y 2011 (ambos inclusive). El número de tortugas registradas a través de la Red de Varamientos que había interactuado con la pesquería de arrastre fue mayor durante los meses de verano, aunque se observó un ligero repunte en los meses de invierno. Esta información no refleja en su totalidad la realidad, debido a que se trata de registros esporádicos. Aún así, el repunte en los meses invernales viene a apoyar lo observado a partir de las encuestas realizadas a los pescadores (Figura 5.5).

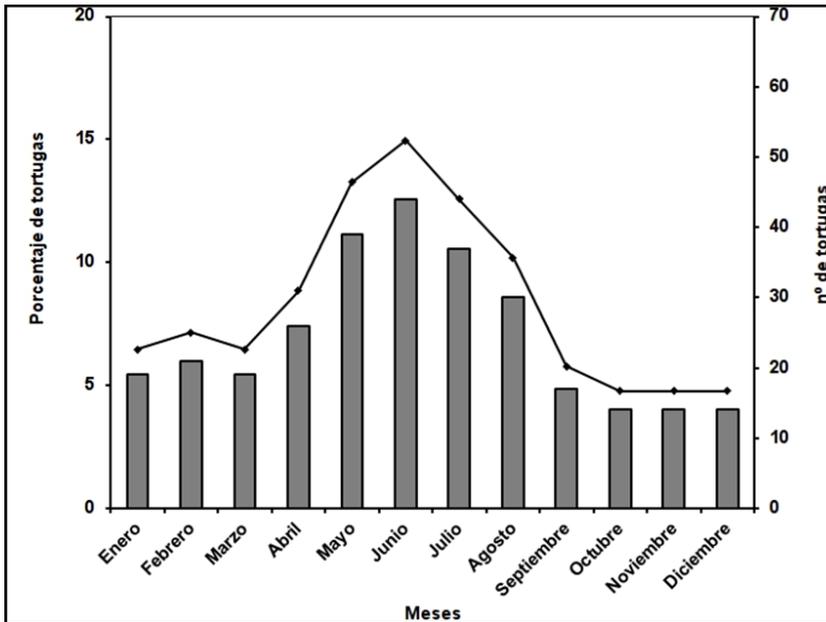


Figura 5.5. Distribución de los registros de tortugas bobas relacionados con la pesquería de arrastre en la Red de Varamientos de la Comunidad Valenciana por meses del año, para el periodo 1993-2011. La línea continua negra hace referencia al porcentaje y las barras al número total de tortugas registradas.

5.3. Consecuencias de la interacción con la pesquería de arrastre para las poblaciones de tortuga boba que visitan las aguas de la Comunidad Valenciana

Los resultados de las encuestas muestran un gran número de capturas de tortugas bobas en aguas valencianas por la pesca de arrastre. Otros estudios han venido demostrando que la interacción entre la pesca de arrastre y las tortugas marinas en el Mediterráneo es significativa (Oruç, 2001; Casale *et al.*, 2004 y 2007; Nada y Casale, 2008; Álvarez de Quevedo *et al.*, 2010; Tabla 5.3). Casale (2011) estimó que aproximadamente unas 400 tortugas son capturadas anualmente por la flota de arrastre en el Mediterráneo español. Estudios previos en esta región citaron reducidos números de capturas en aguas del archipiélago Balear y el sur de la Península Ibérica, asumiéndose que la pesquería de arrastre causaba un impacto muy bajo sobre las poblaciones de tortugas marinas en estas zonas (Carreras *et al.*, 2004; Báez *et al.*, 2006). En cambio, en Cataluña se ha estimado que esta pesquería está capturando mayores números de tortugas al año de lo que se había citado hasta el momento (Álvarez de Quevedo *et al.*, 2010). En la Comunidad Valenciana se ha comprobado que las capturas por este arte también son mayores de lo que se pensaba (Domènech *et al.*,

2014). Sumando las capturas estimadas en Cataluña y las estimadas en la Comunidad Valenciana, estaríamos hablando de más de 500 tortugas bobas capturadas al año por la pesca de arrastre de fondo. Este hecho indica que las cifras de captura para toda la flota de arrastre del Mediterráneo español estimadas en estudios pasados (Casale, 2011) son aparentemente una subestimación, y que este arte parece ser una amenaza a considerar para esta especie en esta región (Álvarez de Quevedo *et al.*, 2010; Domènech *et al.*, 2014; Figura 5.6). La captura por unidad de esfuerzo correspondiente a cada barco es baja, por lo que los pescadores pueden tener la sensación de que no están capturando un número crítico de tortugas marinas y, por tanto, subestimar esta problemática. Sin embargo, cuando se considera el efecto conjunto de toda la flota, los números de capturas sí son preocupantes para la conservación de esta especie en nuestras aguas. Es por ello que las tareas de sensibilización dirigidas a los pescadores y a los armadores, así como diferentes medidas de mitigación de esta amenaza, se deben seguir realizando.

Área de estudio	Capturas anuales	Tasa de captura	Referencia
Sur de Turquía	26-116	-	Oruç, 2001
Mar Adriático	4273	0,0195 tortugas/lance	Casale <i>et al.</i> , 2004
Túnez	1016	0,376 tortugas/día	Casale <i>et al.</i> , 2007
Egipto	2269	1,7 tortugas/barco/año	Nada y Casale, 2008
Cataluña	249	0,07 tortugas/barco/mes	Álvarez de Quevedo <i>et al.</i> , 2010
Comunidad Valenciana	92	0,09 tortugas/barco/mes	Domènech <i>et al.</i> , 2014

Tabla 5.3. Tasas de captura y captura total anual de tortugas bobas por arrastre de fondo en diferentes áreas del Mediterráneo.

Si comparamos entre regiones, aunque el número de capturas es similar en Cataluña (250 tortugas/año) y en la Comunidad Valenciana (240 tortugas/año), el número de embarcaciones de la flota pesquera de arrastre en la Comunidad Valenciana es un 20% inferior que en el noreste peninsular (Cataluña: 336 embarcaciones; Comunidad Valenciana: 269 embarcaciones, según censos de 2010) y, por tanto, la tasa de captura en relación al tiempo que faenan los barcos es mayor en la flota de la Comunidad Valenciana. En este sentido, la pesca de arrastre parece suponer una mayor amenaza en esta comunidad autónoma que en otras regiones del Mediterráneo español. Es posible que las diferencias en captura se deban a diferencias en la abundancia de tortugas entre regiones. Aunque sí existen estimaciones de abundancia de tortuga boba para aguas de la Comunidad Valenciana (Gómez de Segura *et al.*, 2006), estimaciones con la misma precisión no se han realizado para aguas catalanas hasta la fecha, por lo que no podemos comprobar si las diferencias en la tasa de captura entre regiones se debe a este factor. Por otro lado, las diferencias entre los resultados del estudio realizado en la Comunidad Valenciana y los de otras áreas podrían también ser atribuibles a diferencias en las estrategias pesqueras (Álvarez de Quevedo *et al.*, 2010). Por ejemplo, en Domènech *et al.* (2014) se muestra que el número de capturas acci-

dentales de tortugas marinas en la pesca de arrastre puede variar dependiendo de la profundidad en la que se produzca el lance, como se verá a continuación.



Figura 5.6. Interacción entre la tortuga boba y la pesca de arrastre en el Mediterráneo español. En naranja las áreas con mayor número de capturas accidentales (500 tortugas/año aproximadamente; Cataluña, Álvarez de Quevedo *et al.*, 2010; Comunidad Valenciana, Domènech *et al.*, 2014). En verde las áreas con un número de capturas accidentales muy bajo (Andalucía, Baéz *et al.*, 2006; Islas Baleares, Carreras *et al.*, 2004). En morado las áreas no evaluadas hasta la fecha (Región de Murcia).

A nivel regional, la pesquería de arrastre de la Comunidad Valenciana trabaja tanto en zonas de talud (provincia de Alicante) como en zonas de plataforma continental (provincias de Valencia y Castellón). Aparentemente, las especies objetivo de mayor rendimiento económico para los pescadores se encuentran en el talud; sin embargo, en aguas de Castellón y norte de Valencia el talud se encuentra más alejado, encontrándose una mayor extensión de la plataforma continental en estas provincias. En estas áreas, el desplazamiento a zonas del talud para obtener mejores capturas no compensaría económicamente el gasto en combustible para el barco. Es por esto que los barcos de pesca de arrastre de puertos de Castellón y Valencia faenan preferentemente en aguas sobre la plataforma continental. Cuando la plataforma continental es ancha, las embarcaciones de arrastre restringen a ella su actividad (Bas *et al.*, 2003). Al igual que en el sur de la Comunidad Valenciana, en las Islas Baleares y en aguas del norte de Cataluña, donde la plataforma continental es estrecha, las embarcaciones de arrastre operan preferentemente en el talud continental (Bas *et al.*, 2003; Massutí y Reñones, 2005). La heterogeneidad topográfica entre el norte y el sur de la Comunidad Valenciana puede ser una herramienta útil para constatar si existen diferencias en la captura accidental, asociadas al tamaño de la plataforma continental en el área de estudio. Las embarcaciones de arrastre trabajan entre los 50 y los 800 metros de profundidad, dependiendo, como hemos dicho, de la zona de pesca. La tortuga boba puede bucear hasta unos 200 metros de profundidad (Lutcavage y Lutz, 1997; Houghton *et al.*, 2002), aunque suele pasar la mayor parte de su tiempo en aguas por enci-

ma de los 100 metros. Por tanto, esta especie sería más vulnerable a interactuar con las embarcaciones de arrastre que operan en la plataforma continental (Álvarez de Quevedo *et al.*, 2010; Domènech *et al.*, 2014; Figura 5.7). En consecuencia, el número de capturas aumentaría considerablemente en zonas de plataforma ancha (Ej.: Casale *et al.*, 2004). Por el contrario, el número de capturas es más bajo en zonas donde la pesquería de arrastre opera en el talud, como en el norte de Cataluña (Álvarez de Quevedo *et al.*, 2010) y el archipiélago Balear (Carreras *et al.*, 2004). Precisamente, esta situación se observa en la Comunidad Valenciana. En zonas de plataforma ancha (provincia de Castellón) es donde se ha registrado un mayor número de capturas. También se registra mayor número de capturas al sur de Cataluña, donde la plataforma continental es más ancha (Figura 5.8). Trabajos de captura-marcaje-recaptura y seguimiento por satélite de tortuga boba indican que la amplia plataforma continental del este de la Península Ibérica, entre el sur de Tarragona y norte de Valencia, es un hábitat muy importante para los individuos juveniles que se alimentan en zonas neríticas (Revelles *et al.*, 2008; Cardona *et al.*, 2009). Por tanto, esta zona parece ser clave en la interacción entre la pesca de arrastre de fondo y esta especie de tortuga marina y, en base a estos resultados, parece necesaria la vigilancia de dicha interacción en esta región del Mediterráneo español. El problema es mayor, pues en esta área faenan embarcaciones con base tanto en puertos de la provincia de Castellón como en puertos de la provincia de Tarragona, que acceden a esta zona para arrastrar sus redes. Este hecho requeriría de un esfuerzo de conservación conjunto entre comunidades autónomas para mitigar esta amenaza de forma efectiva.

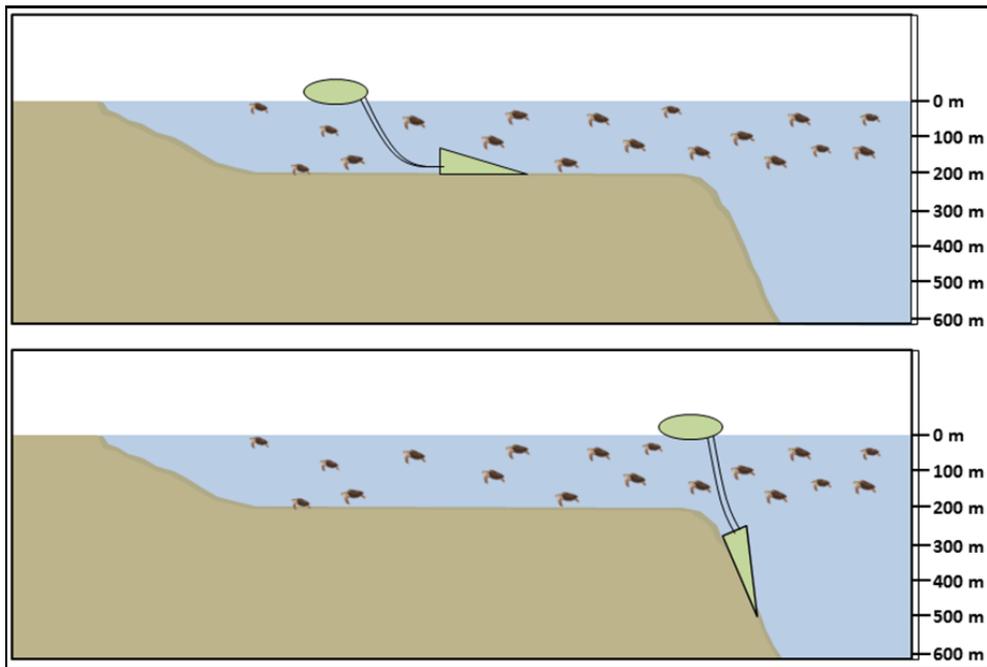


Figura 5.7. Esquema de interacción entre la pesca de arrastre de fondo y la tortuga boba. Embarcación de arrastre faenando en la plataforma continental, por encima de los 200 m de profundidad (imagen superior). Embarcación de arrastre faenando en el talud continental, por debajo de los 200 m de profundidad (Imagen inferior).

El impacto diferencial de la pesquería de arrastre en relación al tamaño de la plataforma continental podría estar afectando de manera diferente a los dos stocks poblacionales de tortuga boba presentes en aguas de la Comunidad Valenciana. Los individuos procedentes de áreas de nidificación situadas en el Atlántico suelen distribuirse preferentemente al sur del Cabo de la Nao, normalmente en la provincia de Alicante. Los individuos de origen mediterráneo suelen mantenerse al norte de este cabo, en las provincias de Valencia y Castellón. Aunque existe intercambio de tortugas de diferente origen entre ambas zonas, este intercambio es limitado (Cardona *et al.*, 2005; Revelles *et al.*, 2008; Carreras *et al.* 2011). Por lo tanto, las áreas donde la tortuga boba es más vulnerable a la pesca de arrastre estarían habitadas principalmente por individuos cuyo origen se encuentra en las amenazadas playas de puesta del Mediterráneo oriental (Domènech *et al.*, 2014), lo que agudiza el problema de conservación. Como anteriormente se ha comentado, la tortuga boba de origen mediterráneo se encuentra en peligro crítico de extinción (Casale *et al.*, 2010).

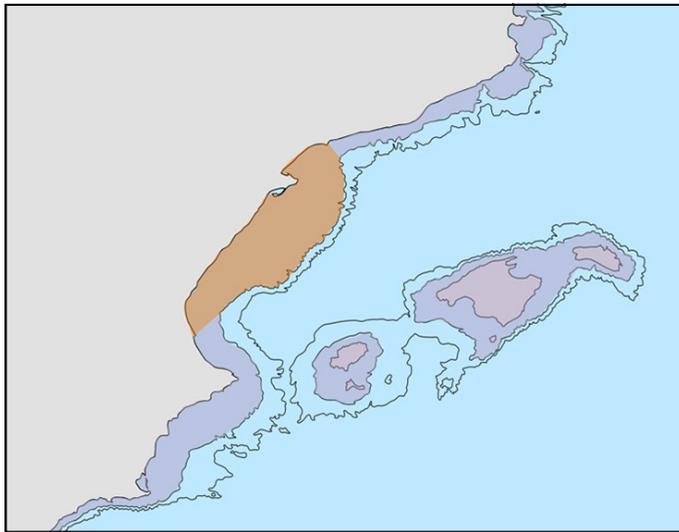


Figura 5.8. Diferencias en la anchura de la plataforma continental en aguas al este de la Península Ibérica. En marrón se indica el área de plataforma continental ancha con un número de capturas accidentales por arrastre de fondo significativamente superior que en las áreas de plataforma continental estrecha (morado). Las curvas batimétricas indican los 200 y 400 m de profundidad.

Habiendo constatado la amenaza que supone la captura accidental de tortugas bobas por la pesca de arrastre, conocer la mortalidad asociada a este arte es esencial para tener una visión completa del impacto sobre las diferentes poblaciones de tortuga boba que residen en nuestra región. Muchas de las tortugas capturadas por embarcaciones de arrastre están vivas, normalmente en estado comatoso. Por ejemplo, en el Adriático, el 9,4% de las tortugas capturadas accidentalmente en la pesquería de arrastre son recogidas muertas (Casale *et al.*, 2004). Sin embargo, como hemos visto, en la Comunidad Valenciana y en Cataluña se refleja una mortalidad directa asociada a este arte entorno al 16% (Álvarez de Quevedo

et al., 2010; Domènech *et al.*, 2014). El hecho de que muchas tortugas aparezcan en estado comatoso puede agravar el impacto de este arte, elevando el número de muertes potenciales. Estudios realizados en el mar Adriático estimaron que la mortalidad, considerando la liberación al mar de tortugas en estado comatoso tras su captura, ascendía al 44% de las tortugas capturadas (Casale *et al.*, 2004). La mortalidad de tortugas marinas asociada al palangre de superficie se ha estimado que puede llegar al 30%, aunque algunos autores consideran que puede ser mucho menor, como anteriormente hemos comentado. En el Mediterráneo la mortalidad estimada de tortugas bobas por pesca de palangre ha sido como máximo del 30% (Casale *et al.*, 2008), aunque estudios recientes en el Mediterráneo occidental indican que puede ser incluso menor (Álvarez de Quevedo *et al.*, 2013). Como vemos, la mortalidad de tortugas asociada a ambos artes de pesca es, cuanto menos, comparable. Sin embargo, en los últimos años, la pesquería de palangre de superficie ha venido sufriendo una regresión profunda en la Comunidad Valenciana, con un descenso importante del número de embarcaciones que operan con este arte y, por consiguiente, con un descenso importante del número de tortugas bobas capturadas por la misma (Tomás *et al.*, 2008; Tomás *et al.*, en prensa). Por ello, y aunque la pesca de palangre aún se mantiene como amenaza importante para la tortuga boba en el Mediterráneo español (Báez *et al.*, 2014), en base a la evidencia encontrada y al elevado número de capturas por la pesquería de arrastre de fondo registradas (con una mortalidad asociada elevada), ésta parece ser el arte de pesca que más impacto tiene sobre la tortuga boba en el este y noreste de la Península Ibérica en la actualidad.

En cuanto a la estacionalidad de esta interacción, el estudio realizado en la Comunidad Valenciana muestra que la pesca de arrastre captura tortugas todo el año, con un máximo en los meses de primavera e invierno (Domènech *et al.*, 2014). Además, el análisis de datos de la Red de varamientos y capturas de tortugas marinas de la Comunidad Valenciana muestra que la mayoría de tortugas capturadas por la pesquería de arrastre en los años comprendidos entre 1993 y 2011 fueron registradas en los meses de invierno, lo que contrasta con los datos de captura de palangre de superficie, producidos en su mayoría en los meses de verano, coincidiendo con la época de mayor esfuerzo pesquero de este arte (Tomás *et al.*, 2008). La cuestión reside en saber si existen diferencias estacionales en la distribución y abundancia de tortugas bobas en aguas valencianas. Muestreos aéreos realizados en la Comunidad Valenciana entre 2000 y 2003 mostraron que las tortugas bobas están presentes en aguas de esta comunidad durante todo el año, sin existir aparentemente diferencias estacionales en su abundancia (Gómez de Segura *et al.*, 2003 y 2006), aunque algunas tortugas parecen salir del área en dirección sur en invierno (Cardona *et al.*, 2009). Por otro lado, se ha venido registrando un mayor porcentaje de varamientos de esta especie en las costas valencianas en los meses de verano, probablemente influenciado por la interacción con la pesca de palangre, aunque no se descartan otras causas, como la mayor afluencia de personas a las playas en los meses cálidos (Tomás *et al.*, 2008). Será necesario analizar la estacionalidad de los varamientos en los próximos años para ver si se mantiene o si varía, ahora que la pesca de palangre ha cesado casi toda su actividad en aguas valencianas. Como hemos dicho, el arrastre captura tortugas bobas durante todo el año en aguas valencianas, con periodos en los que el número de capturas se incrementa. Salvo en los meses de parada biológica, en los que los barcos no faenan y que varían según

puertos, el esfuerzo pesquero de arrastre es constante a lo largo del año. Luego, ¿a qué se debe la variación estacional de capturas por arrastre reflejadas en las encuestas en Cataluña y Comunidad Valenciana? Algunos estudios sugieren que el aumento de las capturas en invierno puede estar relacionado con la disminución de la temperatura del mar, que induce a las tortugas a pasar más tiempo en el fondo marino en estado latente (Casale *et al.*, 2004; Hochscheid *et al.*, 2007). La hibernación de tortuga boba en el Mediterráneo ha sido descrita con anterioridad (Laurent y Lescure, 1994). Este hecho podría explicar el aumento de las capturas en invierno y primavera cuando el agua es más fría en la Comunidad Valenciana. Las capturas en los meses cálidos podría ser reflejo de un posible aumento de la densidad de tortugas en estos meses. En cualquier caso, se necesitan estudios más precisos sobre abundancia y estacionalidad de tortugas bobas para confirmar si el patrón estacional influye en el número de capturas accidentales por la pesca de arrastre.

Estudios previos han constatado que el palangre de superficie ha afectado de manera significativa a las poblaciones de tortuga boba en el Mediterráneo español, durante mucho tiempo (Tomás *et al.*, 2008; Carreras y Tomás, 2010; Casale, 2011 y referencias incluidas). Sin embargo, aunque el impacto de la pesquería de arrastre ha sido evaluado recientemente, es posible que lleve también mucho tiempo afectando a los stocks locales de tortuga boba, especialmente en áreas de plataforma ancha de la Comunidad Valenciana y Cataluña (Domènech *et al.*, 2014). En este sentido, parece necesario tener en cuenta el impacto real de ambas pesquerías a la hora de evaluar el estado de conservación de los stocks locales de esta especie en aguas del Mediterráneo español. Para ello, la Universidad de Valencia está realizando censos aéreos para estimar la abundancia de tortuga boba en toda el área, similares a estudios realizados en 2000-2003 (Gómez de Segura *et al.*, 2003 y 2006). Además, también se podrían investigar con mayor eficacia las causas de varamiento y/o muerte de las tortugas varadas, mediante nuevas técnicas multidisciplinarias, teniendo en cuenta la cantidad de tortugas varadas en las costas valencianas que no muestran evidencias claras de causa de muerte, y que, probablemente, hayan muerto ahogadas en redes. Esto ayudaría a cuantificar con mayor precisión los varamientos asociados a la pesquería de arrastre. De esta forma, se podrá evaluar de forma más precisa el impacto de la captura accidental en la disminución de las poblaciones de tortuga boba, hecho que parece estar sucediendo en el Mediterráneo occidental.

Debido al estado de conservación actual de las poblaciones de tortuga boba en el Mediterráneo, y a la heterogeneidad de sus stocks, se debería considerar la aplicación de medidas para regular la pesquería de arrastre y minimizar su impacto sobre esta especie. Las propuestas para poder hacer frente a este problema de conservación tienen que ir encaminadas (1) a disminuir o evitar completamente la captura accidental de tortugas marinas, y (2) a reducir la tasa de tortugas que mueren tras su captura por el arte de arrastre. La reducción de la captura accidental podría llevarse a cabo vedando la pesca de arrastre en áreas con mayor abundancia de tortugas marinas. Para ello, la ampliación de las áreas marinas protegidas existentes en la zona podría ser una solución. También el uso de arrecifes artificiales colocados en el fondo del mar permitiría preservar zonas libres de pesca de arrastre. Como se ha visto, la pesquería de arrastre en la Comunidad Valenciana captura de manera accidental más tortugas en los meses de invierno y primavera. Además, las zonas de plataforma continental son el punto crítico de interacción entre el arrastre de fon-

do y las tortugas marinas. Por este motivo, promover que las vedas estacionales se lleven a cabo en los meses de invierno y primavera, o que se restrinja la actividad sobre la plataforma continental durante estos meses, podría reducir de manera significativa el número de capturas accidentales de tortugas marinas. Finalmente, en Estados Unidos la implementación del uso de dispositivos excluidores de tortugas en embarcaciones de arrastre de camarón, conocidos por sus siglas en inglés como TED, ha sido satisfactoria (Finkbeiner *et al.*, 2011). La eficacia de este tipo de dispositivos para la pesca de arrastre de fondo en el Mediterráneo está siendo evaluada (Bitón *et al.*, 2011; Sala *et al.*, 2011). Los dispositivos excluidores de tortugas ("Turtle Excluder Device"), también conocidos como dispositivos de eficiencia de arrastre ("Trawling Efficiency Device"), son un conjunto de dispositivos en forma de rejilla, de diferentes materiales y tamaños, cuyo objetivo principal es desviar los objetos grandes hacia una salida de la red que se encuentra antes del copo (Epperly, 2003; Figura 5.9). Los primeros TED empezaron a probarse a principios de los 80 y han ido perfeccionándose hasta la actualidad, principalmente en la pesca de arrastre camaronera (ver Broadhurst, 2000). A diferencia de la pesca de arrastre de camarón, el arrastre de fondo Mediterráneo captura tanto presas de pequeño tamaño como presas grandes con valor comercial, por tanto, muchos autores consideran que los TED en este tipo de arrastre excluirían un porcentaje importante de las presas objetivo (Casale *et al.*, 2004). No obstante, ligeras modificaciones en el ángulo de colocación del dispositivo y en el espacio entre barras de la rejilla pueden disminuir de forma significativa la pérdida de presas comerciales, sin disminuir su efectividad de excluir especies capturadas accidentalmente en el arrastre de fondo mediterráneo (Atabey y Taskavak, 2001; Sala *et al.*, 2011). Además de la reducción del número de capturas accidentales, los TED reducen la cantidad de basura que llega al copo; en consecuencia, la captura comercial es extraída menos dañada y el tiempo de triaje en cubierta es mucho menor. Una correcta implementación de estos dispositivos en la pesca de arrastre de fondo puede ayudar a disminuir el número de capturas accidentales y a la vez facilitar la selección del producto pesquero y mejorar su calidad. Para ello, es necesario continuar realizando ensayos para poder poner a punto TED efectivos para el arrastre de fondo de la región. En este sentido, a lo largo del presente año se están realizando diferentes pruebas piloto para ver la efectividad de este tipo de dispositivos en el litoral valenciano y andaluz a cargo de la Asociación Chelonia.

Por otra parte, la aplicación de medidas que reduzcan la tasa de tortugas que mueren tras su captura también es necesaria. Muchas de las tortugas capturadas por arrastre no mueren durante el lance. De hecho la mayoría de ellas, aproximadamente un 80% en la Comunidad Valenciana (Domènech *et al.*, 2014), suelen llegar a cubierta en estado comatoso o con otras patologías fruto del estrés y la falta de oxígeno que han sufrido durante el tiempo que han estado atrapadas en la red. Así, la reducción del tiempo de lance por debajo de los 90 minutos (normalmente son 2-3 horas) puede prevenir el ahogamiento y/o disminuir las patologías comentadas. Otras medidas pueden estar orientadas a formar a los pescadores en relación al manejo de tortugas marinas capturadas accidentalmente (Gerosa y Aureggi, 2001; Figura 5.10), ya que realizar una primera intervención cuando la tortuga es capturada puede ser crucial para mantenerla con vida. En este sentido, el gobierno de la Comunidad Valenciana lleva a cabo un programa de conservación cuyo objetivo es que las tortugas capturadas por arrastre sean llevadas a puerto para aplicar un tratamiento veterinario y, una vez recuperadas, puedan ser devueltas al mar (Figura 5.11).

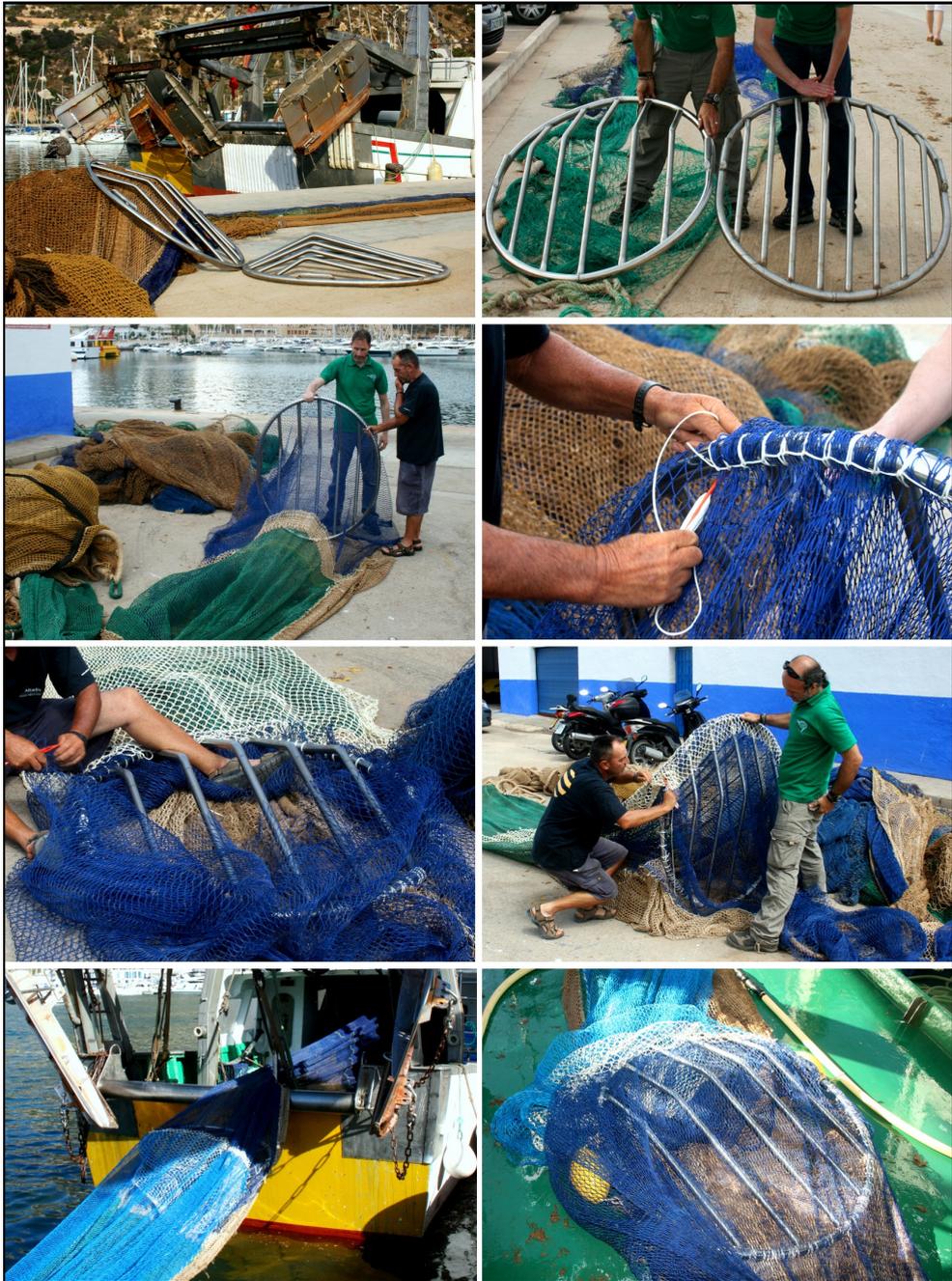


Figura 5.9. Proceso de instalación de un Dispositivo Excluidor de Tortugas (TED) probado por la Asociación Chelonia con la colaboración de un barco de arrastre de fondo del puerto de Calpe (Alicante) en 2014. Dos modelos (imágenes superiores), uno con mayor separación entre barras (demás imágenes), han sido probados en el Mediterráneo español. © CHELONIA / C. Pérez y A. Castro.



Figura 5.10. Reunión con pescadores en el puerto de Gandía (Valencia). © CHELONIA / M. Merchán.



Figura 5.11. Tanque de recepción de tortugas marinas distribuido en puertos de la C. Valenciana. © J. Eymar.

6. La contaminación y las tortugas marinas en el Mediterráneo occidental

El mar Mediterráneo es una de las áreas marinas más contaminadas de todo el planeta. La cantidad de residuos sólidos está aumentando de manera considerable como consecuencia del crecimiento poblacional costero de las últimas décadas. Diversos estudios han constatado la enorme cantidad de residuos sólidos que se acumulan tanto en el fondo marino como a lo largo de toda la columna de agua. Se calcula que en el fondo marino del Mediterráneo hay densidades de 100.000 ítems de basura por hectárea, llegando a los 892.000 ítems por kilómetro cuadrado, considerando también los microplásticos fruto de la fragmentación de componentes plásticos más grandes (Barnes *et al.*, 2009; Collignon *et al.*, 2012). En la Comunidad Valenciana, muestreos realizados en el fondo del Golfo de Valencia han encontrado grandes cantidades de residuos sólidos (Ciri *et al.*, 2006). También, censos aéreos llevados a cabo en aguas valencianas han evidenciado que frecuentemente los residuos flotantes forman manchas o agregaciones que pueden llegar a ocupar una gran superficie (Gómez de Segura *et al.*, 2004). La mayoría de basuras encontradas en el mar son objetos de material plástico, como bolsas y embalajes, aunque también se encuentran residuos sólidos tan dispares como electrodomésticos, maderas, latas, redes a la deriva (o “redes fantasma”), entre otras (Figura 6.1).



Figura 6.1. Distintos tipos de basuras recogidas por una embarcación de arrastre durante sus faenas pesqueras.
© CHELONIA / O. Revuelta.

La tortuga boba es una de las especies que más interacciona con residuos sólidos de origen humano, como plásticos, debido probablemente a su dieta y biología de alimentación. La tortuga boba tiene una dieta generalista y oportunista, aprovechando al máximo cualquier elemento de material potencialmente comestible que aparece en el mar. Se alimenta de especies animales tanto en los fondos marinos como en la columna de agua y, dependien-

do de su estado de desarrollo, tanto en aguas abiertas como cerca de la costa, depredando sobre grupos muy diversos de invertebrados marinos y peces.

Las tortugas pueden aprovechar los animales muertos descartados por las distintas pesquerías que flotan en superficie, así como agregaciones de medusas y otros invertebrados gelatinosos pelágicos, como fuente de alimento abundante de fácil obtención (Tomás *et al.*, 2001; Revelles *et al.*, 2007). Este comportamiento, tan eficaz cuando escasea la comida, puede ser contraproducente si las agregaciones de material flotante resultan ser basuras (Tomás *et al.*, 2002; Figuras 6.2 y 6.3). Aunque se ha observado que las tortugas adultas son capaces de reconocer y de rechazar grandes plásticos (Schuyler *et al.*, 2012; Narazaki *et al.*, 2013), también se ha observado a tortugas juveniles mordisqueándolos, o tortugas juveniles y adultas tragando pequeños trozos y otras basuras en sus movimientos de natación direccional, sin detenerse a discriminar si son o no presas comestibles (Narazaki *et al.*, 2013). Por ello, algunos ejemplares de tortuga boba pueden presentar gran cantidad de basuras en su tracto digestivo. La acumulación de plásticos en el intestino puede ocasionar bloqueos intestinales y, posteriormente, su muerte por inanición.



Figura 6.2. Plásticos de diferentes formas, texturas y colores encontrados en el contenido digestivo de un ejemplar de tortuga boba juvenil en la Comunidad Valenciana. © F. Domènech.

Otros efectos asociados a la ingesta de basuras, más difíciles de cuantificar, son la dilución de nutrientes y la exposición a los aditivos químicos procedentes de la degradación de las basuras en los intestinos (Derraik, 2002). Ambos se consideran efectos subletales, es decir, que no provocan la muerte inmediata del animal, pero que contribuyen a disminuir su probabilidad de supervivencia y, como consecuencia y suma de efectos, pueden provocar su muerte a largo plazo. La dilución de nutrientes consiste en la reducción del aporte de nutrientes debido a la ingestión de basuras, las cuales restan espacio a la ingestión de alimento (McCauley y Bjorndal, 1999). Por tanto, cuando las tortugas marinas ingieren basuras, disminuye el aporte total de elementos con valor nutritivo. De hecho, algunos plásticos pueden adherirse al interior de las paredes intestinales, dificultando o impidiendo la absorción de nutrientes en esas secciones del intestino que quedan cubiertas. Estos efec-

tos pueden comportar que la tasa de crecimiento de las tortugas disminuya, que los periodos de desarrollo sean más largos, que agoten antes las reservas energéticas y que se reduzca la capacidad reproductiva y, en definitiva, que disminuya la supervivencia del individuo. Además, los aditivos químicos de las basuras, como el “Bisfenol A”, presente en los plásticos, pueden alterar la función endocrina, afectando a diferentes procesos biológicos como el crecimiento o la reproducción (Hammer *et al.*, 2012). Por otro lado, la ingestión de basuras de consistencia rígida o bordes cortantes puede implicar la perforación del tracto digestivo, provocando infecciones internas o incluso la muerte del animal. En las necropsias de tortugas marinas realizadas en el Instituto Cavanilles de la Universidad de Valencia se han observado casos en los que un pequeño elemento plástico puntiagudo o rígido, como un simple hisopo de los que se utilizan para la limpieza del conducto auditivo, ha rasgado el intestino, produciendo la muerte del individuo por septicemia.



Figura 6.3. Basuras diversas, principalmente plásticos, encontradas en tractos digestivos de tortuga boba.
© P. Gozalbes.

Aunque los problemas relacionados con la ingestión de plásticos son los más comunes, algunas basuras también pueden producir enredamientos (Derraik, 2002). Cuando una tortuga se enreda con un plástico de grandes dimensiones, o con restos de una red abandonada, ve reducidas sus capacidades de natación. Este hecho puede provocar que la tortuga se ahogue, que sea más vulnerable a los depredadores o que disminuya su capacidad para capturar presas. También se dan casos en los que los plásticos, restos de redes, sedales, etc., se enredan alrededor de las aletas, estrangulándolas hasta el hueso, limitando el riego sanguíneo y produciendo necrosis (Figuras 6.4 y 6.5). Si una tortuga aparece varada viva con una aleta en estado necrótico por enmallamiento es necesario amputársela para evitar un caso de gangrena (Martínez-Silvestre y Parga, 2010).



Figura 6.4. Tortuga boba encontrada con un sedal de pesca enredado en la base de su aleta izquierda.
© Universidad de Valencia.

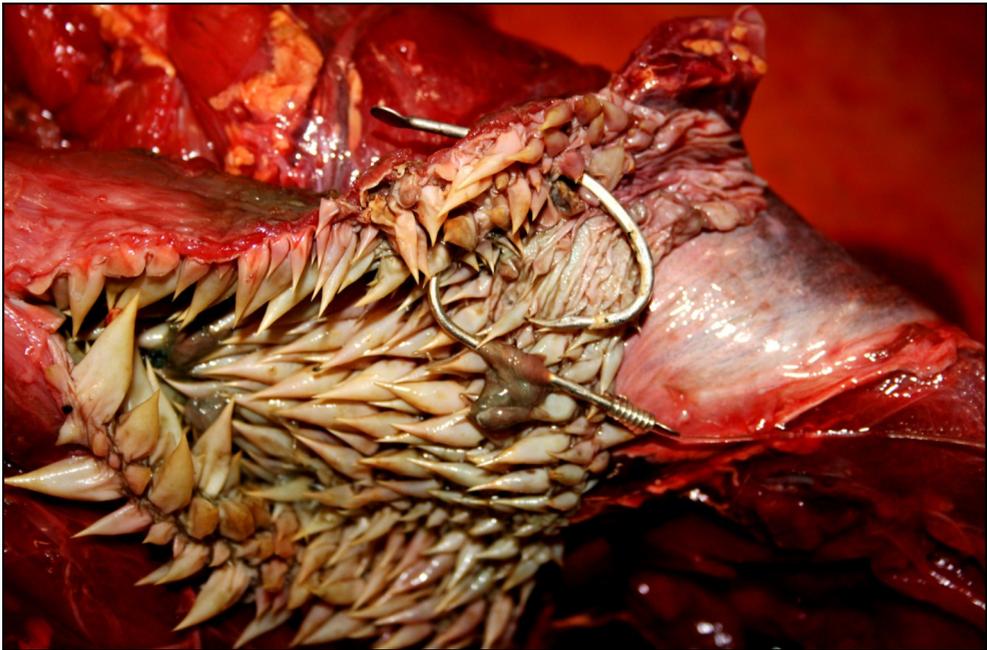


Figura 6.5. Dos anzuelos de palangre de superficie clavados en el esófago de un ejemplar de tortuga boba.
© Universidad de Valencia.

7. La ingestión de basuras sólidas por parte de la tortuga boba en el Mediterráneo occidental

La problemática de conservación relacionada con el impacto de las basuras sólidas y demás contaminantes de origen humano se viene estudiando en el Mediterráneo occidental desde hace menos de dos décadas. Actualmente, la cantidad de contaminantes que pueblan nuestros mares ha llegado hasta tal punto que empieza a ser normal encontrar restos de su presencia en las cadenas tróficas de todos los ecosistemas marinos, afectando a casi todos los organismos que habitan en el medio marino (Hammer *et al.*, 2012). El mar Mediterráneo es una de las masas de agua donde más ha crecido la contaminación en las últimas décadas, y las aguas valencianas no son una excepción.

La Universidad de Valencia viene analizando la presencia de basuras sólidas en la tortuga boba del Mediterráneo occidental, a fin de incrementar el conocimiento relacionado con esta amenaza y su evolución a largo plazo (Tomás *et al.*, 2002; Maison, 2006), ya que no existían estudios similares en este área. Estos estudios han tratado de verificar si existe una tendencia en la cantidad de basuras ingeridas durante el desarrollo de las tortugas, es decir, si los juveniles de menor tamaño que se alimentan en la columna de agua poseían mayores cantidades de basuras que las tortugas de mayor tamaño que se alimentan principalmente sobre el fondo marino, motivado por el cambio ontogenético de ecología de alimentación descrito para la especie (Tomás *et al.*, 2001 y referencias incluidas). Por último, debido a que la tortuga boba explota tanto recursos bentónicos como pelágicos, estos estudios han pretendido comprobar si existen diferencias en los tipos de basuras ingeridos en el bentos, la superficie y en la columna de agua.

7.1. Cuantificación de basuras sólidas ingeridas por tortugas

Tomás *et al.* (2002) analizaron los contenidos de los tractos digestivos de 54 ejemplares juveniles de tortuga boba que fueron decomisados por la policía autónoma de Catalunya en un hotel en 1991. Parece ser que estas tortugas fueron capturadas de manera accidental por la pesquería de arrastre que opera en el área. Maison (2006) analizó los contenidos de los tractos digestivos de 64 tortugas marinas varadas en las costas de la Comunidad Valenciana entre 1995 y 2006. En ambos estudios se empleó la misma metodología, diseccionando el tracto digestivo y conservando todas las basuras sólidas y restos de sustrato encontrados en el esófago, estómago e intestino (Figuras 7.1 y 7.2). Se tuvieron en cuenta solamente las basuras sólidas superiores a 1 cm, asumiendo que ítems más pequeños resultaron de la fragmentación de los más grandes dentro del propio sistema digestivo, o que habían sido ingeridos de manera accidental por las tortugas.

El tamaño de las tortugas analizadas en ambos estudios varió entre 32 y 79 cm de longitud curva de caparazón, por lo que se exploró si existían tendencias en la ingestión de basuras relacionadas con el tamaño corporal de las tortugas. Todas las basuras sólidas, incluidas la madera o las plumas de aves, se consideraron de la misma forma, ya que todas ellas pueden

causar daños y diluir la adquisición de nutrientes de manera similar.

En ambos estudios se registraron frecuencias de aparición de basuras, presentando algunas de las tortugas grandes cantidades de plásticos en sus intestinos (Tomás *et al.*, 2002; Maison, 2006). Hay que tener en cuenta que ambos estudios, realizados en la Universidad de Valencia, se llevaron a cabo con tortugas de la misma zona (sur de Cataluña y Comunidad Valenciana) pero en periodos diferentes. Estos estudios se vienen continuando en dicha institución, y con la misma metodología, a fin de evaluar el impacto de la ingestión de basuras a largo plazo en las tortugas bobas presentes en aguas del Mediterráneo occidental.



Figura 7.1. Recogida de muestras del caparazón durante la realización de una necropsia a un ejemplar de tortuga boba. © Universidad de Valencia.



Figura 7.2. Basuras sólidas encontradas en el contenido digestivo durante una necropsia de tortuga boba. © F. Domènech.

7.2. ¿Qué tipo de basuras y qué cantidad ingiere la tortuga boba?

Considerando los dos estudios citados en el apartado anterior, observamos que se encontraron basuras sólidas en el tracto digestivo de 97 de las 118 (82%) tortugas analizadas. La mayoría de estas tortugas presentaron pequeñas cantidades de basuras sólidas, y solo unas pocas presentaron cantidades suficientes como para bloquear completamente los intestinos y ocasionar su muerte. Aun así, ya hemos visto en la sección 6 que pequeñas cantidades de basuras pueden producir efectos subletales o letales. Las basuras encontradas se clasificaron en 10 tipos diferentes: (1) plásticos, (2) alquitrán, (3) papel, (4) espuma de poliestireno, (5) madera y cañas, (6) plumas, (7) anzuelos y sedales, (8) fragmentos de red, (9) otras basuras y (10) substrato. De las 97 tortugas que poseían basuras sólidas, el 63% tenían más de un tipo de basura diferente (una media de casi tres tipos de basura por tortuga). Lógicamente, el tipo de basura de origen humano más común fueron los plásticos (apareció en 81 tortugas). La presencia de alquitrán en el tracto digestivo de las tortugas también fue frecuente (Figura 7.3). Las basuras sólidas aparecieron en mayor proporción en las secciones finales del intestino que en el estómago. El porcentaje medio de basuras sólidas por tortuga fue del 78% en el intestino frente al 22% en el estómago (Tomás *et al.*, 2002; Maison, 2006).



Figura 7.3. Tortuga varada cubierta de alquitrán con restos también en el esófago. © Universidad de Valencia.

7.3. Consecuencias de la ingestión de basuras sólidas para las tortugas

La frecuencia de aparición de basuras sólidas encontrada en los tractos digestivos de las tortugas analizadas en el Mediterráneo occidental es elevada, en comparación con otros estudios similares en otras partes del mundo. En la literatura científica, los plásticos son considerados como la basura sólida que más se encuentra en el tracto digestivo de tortugas y mamíferos marinos. Aunque los plásticos se distribuyen de manera similar a otros

tipos de basuras sólidas en el mar, éstos son el contaminante de origen humano más común, en parte por ser el tipo de basura que más se genera y en parte por lo que tarda en descomponerse. Las tortugas marinas tienen una gran resistencia a la ingestión de basuras sólidas y la mortalidad asociada a esta amenaza suele ser baja. En las tortugas analizadas en la Comunidad Valenciana solo se encontraron claras evidencias relacionadas con el bloqueo del tracto digestivo en ocho tortugas, en las que la gran cantidad de elementos encontrados bloqueó las últimas secciones del intestino (Tomás *et al.*, 2002; Maison, 2006). Este hecho indica que la mayoría de los objetos pasan de manera normal a través de todo el tracto digestivo. Cinco de las tortugas analizadas murieron por la perforación del estómago mediante anzuelos de palangre. Aunque actualmente el palangre de superficie ha disminuido bastante en aguas de la Comunidad Valenciana (Tomás *et al.*, 2008), los anzuelos de este arte han causado la muerte de miles de tortugas durante años, al verse atraídas éstas por los cebos utilizados.

Por otra parte, los diferentes efectos subletales anteriormente comentados, como la dilución de nutrientes, pueden estar actuando a largo plazo. La dilución nutritiva puede estar causada por una amplia variedad de ítems, tanto por basuras de origen humano como otros elementos de origen natural no marino igualmente indigeribles. Este efecto de dilución puede considerarse un problema importante si la capacidad de absorción de nutrientes del tracto digestivo se ve disminuida de manera significativa. En el caso de las tortugas de pequeño tamaño, la dilución de nutrientes puede ser un gran problema, ya que la capacidad para alimentarse es mucho menor. Por el contrario, las tortugas más grandes tienen mayor capacidad de compensar la dilución de dieta aumentando la frecuencia de ingesta, ya que poseen estómagos más grandes y también bocas más grandes, a fin de satisfacer sus mayores requerimientos energéticos. Gracias a estas capacidades pueden explotar recursos más variados.

El tipo de presas de las que se alimentan también puede ser un hándicap a la hora de compensar la dilución de nutrientes por la ingestión de basuras. Existen tortugas que se alimentan preferentemente en la columna de agua (pelágicas) y otras que se alimentan preferentemente en fondos marinos (bentónicas; Hatase *et al.*, 2002; Hawkes *et al.*, 2006). Las tortugas que se alimentan preferentemente en la columna de agua suelen ingerir presas con bajo valor nutritivo, como medusas o tunicados pelágicos. Por ello, tienen más dificultades en compensar la ingesta de basuras con una mayor ingesta de presas. Por el contrario, tortugas que se alimentan de presas más nutritivas como peces, cefalópodos, cangrejos y moluscos bentónicos pueden compensar más fácilmente la dilución de la dieta causada por basuras. Por este motivo, los individuos juveniles con alimentación pelágica serían el grupo de tortugas marinas en el que la ingesta de basuras causará problemas más graves. Aunque existen diferencias interpoblacionales, dentro del ciclo de vida de las tortugas bobas se ha descrito una migración ontogenética desde aguas abiertas hacia aguas costeras. En los estudios realizados por la Universidad de Valencia se planteó que las tortugas más pequeñas, muy posiblemente ejemplares juveniles de hábitos oceánicos, ingerirían más basuras, por poseer una dieta basada en presas pelágicas (medusas), de aspecto similar al de muchos plásticos que se encuentran en el mar (Tomás *et al.*, 2002; Maison, 2006). Sin embargo, en estos estudios se observó una correlación positiva entre el tamaño de la tortuga y el volumen de las basuras sólidas ingeridas, lo que indica que las tortugas de

mayor tamaño presentaron mayor cantidad de basuras. Esto se podría explicar por dos razones. En primer lugar, algunas tortugas de gran tamaño pueden estar alimentándose en la columna de agua más que en el fondo, accediendo también a los plásticos flotantes. En segundo lugar, el mayor tamaño supone una mayor abertura bucal y una mayor capacidad de ingesta, por lo que podrán ingerir objetos de mayor tamaño, bien sean presas bien basuras, que las tortugas pequeñas no pueden ingerir.

Muchos autores han sugerido que la ingesta de basuras por parte de las tortugas marinas es debida a la similitud de éstas, por ejemplo las bolsas de plástico, con presas como las medusas. Este hecho implicaría que las tortugas tienen una elevada capacidad de discriminación de las presas. De hecho, se ha comprobado que utilizan la vista, además de otros sentidos como el olfato, para detectar y acercarse a ellas (Narazaki *et al.*, 2013). Pero los resultados de estos dos estudios ponen de manifiesto que la tortuga boba no parece discriminar tanto como se pensaba, ya que se encuentra una alta variedad de basuras ingeridas tanto en color como en forma. Al ser la tortuga boba un depredador generalista y oportunista, alimentarse de manera poco selectiva puede ser una característica adaptativa en un medio no contaminado. El incremento de las basuras sólidas en el mar tiene como consecuencia una acumulación de éstas en las tortugas marinas, causando efectos letales o subletales importantes.

Debido a la alta cantidad de basuras ingeridas por las tortugas marinas detectadas en los estudios realizados por la Universidad de Valencia en el Mediterráneo occidental, se hace necesario un mayor control del vertido de basuras en estas aguas. Además, concienciar a los profesionales que trabajan en el mar (por ejemplo pescadores) podría ayudar a disminuir la gran cantidad de contaminantes sólidos que se encuentran en el Mar Mediterráneo.



© CHELONIA / M. Merchán



© Universidad de Valencia

8. Conservando las tortugas marinas en la Comunidad Valenciana

A lo largo de estas páginas se han comentado cuáles son y han sido las amenazas más importantes que afectan a las tortugas marinas en el Mediterráneo occidental. Muchos son los esfuerzos que vienen realizándose desde distintos organismos e instituciones para conservar estos singulares reptiles marinos y conocer más acerca de su biología. En la Comunidad Valenciana, la Universitat de València viene recopilando datos para su estudio desde hace más de 20 años, gracias a la Red de Varamientos de Cetáceos y Tortugas Marinas que coordina en colaboración con la Conselleria de Territorio, Infraestructuras y Medio Ambiente de la Generalitat Valenciana. La coordinación de esta Red ha permitido mantener un registro de los varamientos que han ido sucediendo a lo largo de toda la costa, obteniendo datos importantes que, por ejemplo, han permitido conocer cuáles son las principales amenazas de origen humano o natural que afectan a estos animales. Los varamientos han permitido saber qué especies habitan y qué clases de edad están presentes en aguas del Mediterráneo occidental. El 99% de los varamientos de tortugas marinas en la costa valenciana pertenecen a la tortuga boba, aunque existen citas esporádicas de otras tres especies: la tortuga verde (*Chelonia mydas*), tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*) y tortuga bastarda (*Lepidochelys kempii*) (Gozalbes *et al.*, 2010). Las causas principales de muerte en estos 20 años de seguimiento han sido la ingestión de anzuelos de palangre de superficie, obstrucciones intestinales, traumatismos, desgarros esofágicos y cuerpos enredados en redes o basuras (Tomás *et al.*, 2008; Gozalbes *et al.*, 2010). A ello se tiene que sumar un elevado número de animales en los cuales no se pudo identificar su causa de muerte, por su estado de descomposición. Sin embargo, algunos de estos últimos se comprobaron evidencias de ahogamiento debido a la interacción con pesquerías como el arrastre o las redes fijas (Gozalbes *et al.*, 2010). También, se ha constatado que en los últimos años el número de varamientos relacionados con el palangre de superficie ha disminuido de manera considerable (Tomás *et al.*, en prensa) y es posible que estén en aumento los relacionados con el ahogamiento por arrastre, aunque se necesita más información para confirmar estas tendencias.

Los varamientos también han permitido describir la fauna parásita, tanto endoparásitos intestinales como epibiontes y ectoparásitos, de las tortugas bobas en aguas valencianas (Badillo, 2007; Figura 8.1). Asimismo, han permitido conocer más acerca de la ecología de alimentación de estos animales y cómo interfieren las basuras en su dieta (Tomás *et al.*, 2001 y 2002). Por último, la recogida de muestras de piel ha permitido conocer la estructura genética de las poblaciones de tortuga boba y contribuir a los análisis de estructura poblacional y de composición de los stocks locales de esta especie de quelonio en el Mediterráneo occidental (Clusa *et al.*, 2014).

Por otra parte, la Red de Varamientos también ha permitido tratar y recuperar un gran número de tortugas varadas o que fueron entregadas por pescadores aún vivas. Los centros de recuperación de la Generalitat Valenciana y, en los últimos años, el Oceanográfico de la Ciudad de las Artes y las Ciencias se han encargado de la recuperación y tratamiento de estos animales para ser devueltos al mar una vez pasado su periodo de recuperación. El

marcaje de las tortugas marinas una vez recuperadas y la colocación de transmisores por satélite ha permitido obtener información importante sobre el uso de hábitat de la especie en aguas del Mediterráneo occidental (Revelles *et al.*, 2008; Cardona *et al.*, 2009).



Figura 8.1. Tortuga boba con gran cantidad de epibiontes pertenecientes a la especie *Chelombia testudinaria*, un crustáceo cirrípedo. Enero de 2013 en Peñíscola (Castellón). © F. Domènech.

Además de las acciones de la Red de Varamientos de Cetáceos y Tortugas Marinas, otro tipo de actividades científicas se llevan a cabo para ampliar los conocimientos sobre las tortugas marinas en aguas de la Comunidad Valenciana. El estudio de ejemplares en el medio natural mediante censos aéreos y en el mar ha permitido obtener información sobre la abundancia y densidad de la tortuga boba, así como sobre su distribución espacio-temporal en aguas de la Comunidad Valenciana y Región de Murcia. A partir de estos muestreos se estimó la presencia de más de 18.000 tortugas en estas aguas, con una densidad relativa de 0,592 tortugas/km² (Gómez de Segura *et al.*, 2006). También, a lo largo de los últimos años se han venido realizando campañas de sensibilización y divulgación de los conocimientos sobre las tortugas marinas en diferentes ámbitos de la Comunidad Valenciana. Destacan diferentes campañas de divulgación de la Red de Varamientos de Cetáceos y Tortugas Marinas realizada por la Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient de la Generalitat Valenciana, la Universidad de Valencia y el Oceanogràfic de la Ciudad de las Artes y las Ciencias, destinadas a las cofradías de pescadores, clubes náuticos, Cruz Roja o Guardia Civil (Figura 8.2). Además, se han llevado a cabo distintas libe-

raciones de tortugas abiertas al público general de tortugas recuperadas, con la intención de concienciar sobre la necesidad de conservar a estos animales (Figura 8.3). Asimismo, numerosas charlas divulgativas y jornadas de conferencias sobre el conocimiento de las tortugas marinas se han venido realizando a lo largo de todos estos años (Gozalbes *et al.*, 2010).



Figura 8.2. Realización de jornadas de conferencias sobre captura accidental de tortugas marinas y acciones de recopilación de información y sensibilización organizadas por la Asociación Chelonia. © CHELONIA.

Junto con las campañas de sensibilización, especialmente destinadas a pescadores, el Oceanográfico y la Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente de la Generalitat Valenciana iniciaron la instalación de cubas contenedoras en diferentes puertos de la Comunidad Valenciana con el fin de fomentar y facilitar la recogida de tortugas capturadas accidentalmente por las distintas pesquerías. Gracias a esta iniciativa, los pescadores pueden depositarlas en estas cubas hasta que personal de la Red de Varamientos se desplace a recogerlas para su traslado a los diferentes centros de recuperación. De esta manera, se evita que las tortugas sean devueltas al mar en estado comatoso o con síntomas de ahogamiento o lesiones tras ser capturadas, asegurando una revisión clínica y, en su caso, un periodo de recuperación antes de regresar a su medio natural. Consecuentemente, la tasa de mortalidad de tortugas marinas por interacción con pesquerías se verá reducida.



Figura 8.3. Liberación de tortugas marinas en la playa de “La Punta” (Valencia). © J. Eymar.

9. El futuro de la tortuga boba en el Mediterráneo occidental

Durante todos estos años de estudio de las tortugas marinas en el Mediterráneo occidental, muchos han sido los avances de conocimiento respecto a la biología de esta especie. Durante la primera década del siglo XXI, se empezaron a analizar los patrones de distribución de la tortuga boba, observar en qué zonas eran más frecuentes y cómo utilizaban el espacio disponible. Junto a ello, estudios genéticos permitieron verificar que en el Mediterráneo occidental habitan individuos de tortuga boba de tres orígenes diferentes. Además, se iniciaron los censos poblacionales en algunas áreas de la región (Gómez de Segura *et al.*, 2006). Estos esfuerzos han dado sus frutos, permitiendo entender la importancia del Mediterráneo occidental como área de alimentación y crecimiento de individuos juveniles de esta especie, procedentes tanto de poblaciones mediterráneas como atlánticas, que abandonan las aguas del mediterráneo occidental para emprender el viaje de vuelta a sus respectivas playas de puesta. Catalogar las amenazas que afectan a estas poblaciones es necesario, tanto como conseguir estimaciones fiables de abundancia y de tendencia de los stocks residentes en la región. Solo de esta forma se podrá comprobar la magnitud de los diferentes problemas que afectan a la tortuga boba en aguas valencianas. Los estudios a largo plazo, seguimiento y censo de individuos durante más de una década podrán empezar a arrojar luz sobre en qué estado de conservación real se encuentran las poblaciones en el Mediterráneo occidental. La relativa segregación geográfica en la distribución de los individuos de origen atlántico y mediterráneo puede estar influyendo en el tipo de amenazas que las afectan, críticas para su conservación. Como hemos visto en el apartado tercero del presente libro (“Las tortugas marinas en el Mediterráneo”), los individuos de tortuga boba de origen atlántico suelen estar presentes al sur del Cabo de la Nao e Islas Baleares (Mar de Alborán y cuenca argelina) y los de origen mediterráneo son más prevalentes al norte del Cabo de la Nao (Mar Balear, Mar de Liguria y Mar Tirreno). Actualmente, las zonas de mayor esfuerzo pesquero de palangre de superficie se solapan con las áreas de alimentación de los stocks de tortuga boba de origen atlántico (Álvarez de Quevedo *et al.*, 2013). Sin embargo, para el arrastre de fondo sucede justo al contrario, las zonas de mayor esfuerzo y mayor captura se solapan con áreas empleadas por individuos de tortuga boba de origen mediterráneo (Domènech *et al.*, 2014). Por lo tanto, el palangre de superficie puede ser una amenaza mayor para los individuos de origen atlántico y el arrastre de fondo para los de origen mediterráneo en aguas españolas (Figura 9.1). Este hecho nos indica que los esfuerzos para la conservación de estas poblaciones deben ir encaminados a objetivos diferentes, dependiendo del área del mediterráneo occidental que se trate. Con todo, aumentar en el conocimiento de la especie mediante estudios a largo plazo permitirá conocer tendencias que serán claves para la gestión futura de la tortuga boba. Asimismo, es necesario aumentar el conocimiento sobre su distribución, uso de hábitat y estado de conservación en toda la costa norteafricana, pues parece que las aguas de Marruecos y Argelia son un gran corredor de entrada para las tortugas bobas atlánticas. A pesar de la heterogeneidad en la estructura poblacional y la aparente segregación en diferentes masas de agua de sus poblaciones en el Mediterráneo occidental, las amenazas más importantes parecen ser las mismas: la contaminación marina, con la ingestión de basuras como el problema más visible, y la captura accidental por diferentes pesquerías (palangre de superficie,

arrastre de fondo y redes fijas costeras) como causa de muerte más frecuente. Con los conocimientos actuales, las prioridades futuras tienen que ir encaminadas a aumentar el número de estudios que cuantifiquen cómo afectan estas amenazas a las poblaciones de tortuga boba y reducir el efecto de las mismas si son críticas para su conservación. Primero fue la evaluación de la pesquería de palangre de superficie, problema serio que en el pasado afectó a la tortuga boba en todo el Mediterráneo español. Actualmente los esfuerzos de conservación se centran en reducir las capturas accidentales en el área de Andalucía, donde esta pesquería continúa teniendo una flota considerable. En cambio, la disminución paulatina de la flota de palangre en Cataluña y la Comunidad Valenciana ha resuelto en parte el problema de captura accidental de tortugas por este arte en este área. Además, los esfuerzos realizados por parte de los pescadores han permitido la implantación de modificaciones en el arte con resultados esperanzadores.

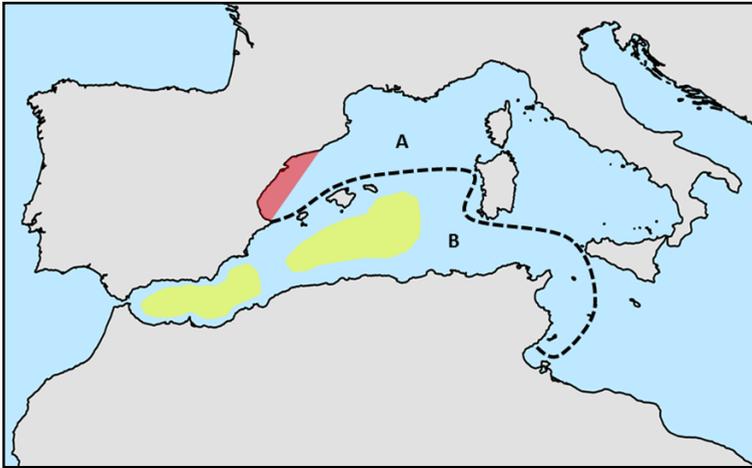


Figura 9.1. Áreas críticas de captura accidental de tortugas marinas en el Mediterráneo español. En amarillo para la pesca de palangre de superficie. En rojo para la pesquería de arrastre de fondo. La línea discontinua delimita la zona de tortugas de origen mediterráneo (A) y de origen atlántico (B).

Aunque el palangre de superficie sigue considerándose el arte de pesca que más tortugas marinas captura a nivel global, se ha venido constatando la amenaza que supone también el arrastre de fondo, sobre todo en áreas con grandes flotas, como sucede en las costas del noroeste español. En el caso del arrastre, se han iniciado proyectos piloto para testar los dispositivos excluidores de tortugas (TED), pero aún queda lejos su implantación en toda la flota. También, la utilización de estructuras fondeadas que no permitan el arrastre de fondo en ciertas áreas ha permitido proteger algunas zonas vulnerables o de importancia para la conservación marina. Aunque establecida con el objetivo de proteger el fondo marino, esta medida también puede tener repercusiones positivas sobre las tortugas bobas, no solo proporcionando áreas donde no se produzca captura accidental, sino permitiendo también la regeneración de las comunidades bentónicas en esas zonas y, por tanto, de fuentes de alimento.

Por otra parte, la delimitación de las áreas donde el arrastre puede faenar sería una medida a tener en cuenta. Actualmente, una embarcación de arrastre no puede trabajar a menos de 50 metros de profundidad. Aumentar este límite hasta los 200 metros (límite de la plataforma continental), al menos en los meses más fríos, podría disminuir drásticamente la cantidad de tortugas bobas capturadas (Domènech *et al.*, 2014). En este sentido, detectar las áreas concretas de plataforma continental donde se solapan los individuos de tortuga boba con las actividades de arrastre faenando es una prioridad.

En cuanto a las basuras sólidas, este problema es difícil de atajar, debido a que la tortuga boba es una especie con una estrategia de alimentación oportunista y, por tanto, aprovecha cualquier tipo de objeto aparentemente comestible. Este comportamiento es adaptativo en el medio marino no contaminado, ya que la inmensidad de las aguas dificulta el acceso a una gran cantidad de presas y permite aprovechar al máximo cualquier encuentro con ellas. Comprender cuáles son los estímulos que llevan a la tortuga boba a ingerir basuras sólidas es necesario para poder llevar a cabo estrategias que permitan minimizar su efecto. En cualquier caso, se deben adoptar medidas para reducir los vertidos de basuras al mar y tratar de eliminar la contaminación marina existente en la mayor medida posible. Aunque la cantidad de basuras presente en el mar es enorme, programas de limpieza de los fondos marinos y la columna de agua deberían ser eficaces. Aun así, debido a la complejidad del problema y todos los factores que influyen, parece ser complicado encontrar una solución a corto plazo.

Aunque se ha avanzado mucho, aún estamos en los primeros pasos para conseguir conservar la tortuga boba en el Mediterráneo occidental. Las elevadas tasas de captura accidental por pesquerías durante décadas pueden haber reducido de forma significativa los tamaños de los stocks locales. La colaboración y concienciación de todos los sectores de la sociedad y, especialmente, los que se encuentran en contacto con el medio marino, es siempre una acción primordial a llevar a cabo. Aunar esfuerzos entre la comunidad científica, las instituciones y la comunidad pesquera, así como la divulgación de los conocimientos sobre la especie y su estado de conservación a toda la sociedad, son los pilares básicos para la conservación de la tortuga boba en el Mediterráneo occidental.



10. Referencias

- Aguilar, R., J. Mas & X. Pastor. 1995. Impact of the Spanish sword-fish longline fisheries on the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) population in the western Mediterranean. Pp.: 1-6. En: Richardson, J. L. & T. H., Richardson (Eds.) Proceedings of the 12th Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA, Technical Memorandum, NMFS-SEFSC-361, 274 p.
- Alessandro, L. & S. Antonello. 2010. An overview of loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) bycatch and technical mitigation measures in the Mediterranean Sea. *Fish Biology and Fisheries* 20: 141–161.
- Álvarez de Quevedo, I., L. Cardona, A. De Haro, E. Pubill & 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.
- Álvarez de Quevedo, I., M. San Félix & L. Cardona. 2013. Mortality rates in by-caught loggerhead turtle *Caretta caretta* in the Mediterranean Sea and implications for the Atlantic populations. *Marine Ecology Progress Series* 489: 225–234.
- Anderson, P. K. 2001. Marine mammals in the next one hundred years: twilight for a Pleistocene megafauna? *Journal of Mammology* 82: 623–629.
- Andrew, R. K., B. M. Howe, J. A. Mercer & M. A. Dzieciuch. 2002. Ocean ambient sound: comparing the 1960s with the 1990s for a receiver off the California coast. *Acoustics Research Letters Online* 3 (2): 65–70.
- Argano, R. 1992. Sea turtles and monk seal in Italian seas: conservation and perspectives. *Bollettino dei Musei e degli Istituti Biologici dell'Università di Genova* 56 (57): 113–135.
- Atabey, S. & E. Taskavak. 2001. A preliminary study on the prawn trawls excluding sea turtles. *Urun. Derg. / Journal of Fisheries and Aquatic Science* 18: 71–79.
- Badillo, F. A. 2007. Epizoítos y parásitos de la tortuga boba (*Caretta caretta*) en el Mediterráneo occidental. Tesis Doctoral. Servei de Publicacions, Universitat de València. Valencia, España, 262 p.
- Báez, J. C., J. A. Camiñas & L. Rueda. 2006. Incidental capture of marine turtles in marine fisheries of southern Spain. *Marine Turtle Newsletter* III: 11–12.
- Báez, J.C., R. Real, C. García-Soto, J. M. De la Serna, D. Macías & J. A. Camiñas. 2007. Loggerhead turtle by-catch depends on distance to the coast, independent of fishing effort: implications for conservation and fisheries management. *Marine Ecology Progress Series* 338: 249–256.
- Báez, J. C., D. Macías, S. García-Barcelona & R. Real. 2014. Interannual differences for sea turtles bycatch in Spanish longliners from Western Mediterranean Sea. *The Scientific World Journal* Volume 2014, Article ID 861396, 7 pages. doi:10.1155/2014/861396.

- Baillie, J. & B. Groombridge (Eds). 1996. 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. IUCN. Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 448 p.
- Barnes, D. K., F. Galgani, R. C. Thompson & M. Barlaz. 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364 (1526): 1985–1998.
- Bartol, S. M., J. A. Musick & M. L. Lenhardt. 1999. Auditory evoked potentials of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*). *Copeia* 3: 836–840.
- Bas, C., F. Maynou, F. Sarda & J. Lleó. 2003. Variacions demogràfiques a les poblacions demersals explotades els darrers quaranta anys a Blanes i Barcelona. Institut d'Estudis Catalans. Barcelona, España, 202 p.
- Benhardouze, W., M. Aksissou & M. Tiwari. 2012. Incidental captures of sea turtles in the driftnet and longline fisheries in north-western Morocco. *Fisheries Research* 127: 125–132.
- Bianchi, C. & C. Morri. 2000. Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: situation, problems and prospects for future research. *Marine Pollution Bulletin* 40 (5): 367–376.
- Bitón Porsmoguer, S. 2010. Actividades pesqueras y conservación de tortugas marinas. Pp.: 55-83. En: Merchán, M. (Ed.), S. Bitón, J. Tomás, A. Martínez-Silvestre, M. Parga & M. Aguilar. Tortugas marinas de la Comunidad Valenciana: conservación y manejo clínico. Monografías de la Asociación Chelonia, Volumen II. Madrid, España, 222 p.
- Bitón Porsmoguer, S., M. Merchán & J. Tomás. 2011. Assessing the use of Turtle Excluder Devices (TEDs) in bottom trawlers in the Western Mediterranean Sea: A preliminary study. *Marine Turtle Newsletter* 131: 15–16.
- Bjorndal, K. A., A. B. Bolten & C. J. Lagueux. 1994. Ingestion of marine debris by juvenile sea turtles in coastal Florida habitats. *Marine Pollution Bulletin* 28 (3): 154–158.
- Bolten, A. B. 2003. Variation in sea turtle life history patterns: neritic vs. oceanic developmental stages. Pp.: 243-257. En: Lutz, P., J. A. Musick & J. Wyneken (Eds). The Biology of Sea Turtles, Volume II. CRC Marine Science Series. CRC Press. Boca Raton, FL, USA, 472 p.
- Broadhurst, M. K. 2000. Modifications to reduce bycatch in prawn trawls: a review and framework for development. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 10 (1): 27–60.
- Bull, J. J. & R. C. Vogt. 1979. Temperature-dependent sex determination in turtles. *Science* 206 (4423): 1186–1188.
- Cambiè, G. 2011. Incidental capture of *Caretta caretta* in trammel nets off the western coast of Sardinia (Italy): statistical models of capture abundance and immediate survival. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 21: 28–36.
- Camiñas, J. A. 1988. Incidental captures of *Caretta caretta* (L.) with surface long-lines in the western Mediterranean. *Rapports et Proces-Verbaux des Reunions de la Commission Inter-*

nationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Mediterranee 31: 285.

- Camiñas, J. A. 2004. Sea turtles of the Mediterranean Sea: population dynamics, sources of mortality and relative importance of fisheries impacts. Pp.: 27-84. *En*: FAO. Expert consultation on interactions between sea turtles and fisheries within an ecosystem context. Food and Agriculture Organization Fisheries Report 738, Supplement. FAO, Rome, Italy.
- Camiñas, J. A & J. Valeiras. 2001. Spanish drifting longline monitoring program. Pp.: 73-136. *En*: Laurent, L., J. A. Camiñas, P. Casale, M. Deflorio, G. De Metrio, A. Kapantagakis, D. Margaritoulis, C. Y. Politou & J. Valeiras (Eds.). Assessing marine turtle bycatch in European drifting longline and trawl fisheries for Identifying fishing regulations. Project-EC-DGXIV 98-008. Final Report. BIOIN-SIGHT, CUM, IEO, IMBC, STPS, Villeurbanne, France, 267 p.
- Campbell, L. M. 2003. Contemporary culture, use, and conservation of sea turtles. Pp.: 301-331. *En*: Lutz, P., J. A. Musick & J. Wyneken (Eds.). The Biology of Sea Turtles, Volume II. CRC Marine Science Series. CRC Press. Boca Raton, FL, USA, 472 p.
- Cardona, L., M. Revelles, C. Carreras, M. San Félix, M. Gazo & 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., M. Revelles, M. L. Parga, J. Tomás, A. Aguilar, F. Alegre, A. Raga & 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 gears. *Marine Biology* 156: 2621-2630.
- Carreras, C. & J. Tomás. 2010. Spain. Pp.: 205-232. *En*: Casale, P. & D. Margaritoulis (Eds.). Sea turtles in the Mediterranean: distribution, threats and conservation priorities. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group. Gland, Switzerland, 294 p.
- Carreras, C., L. Cardona & A. Aguilar. 2004. Incidental catch of loggerhead turtles *Caretta caretta* off the Balearic Islands (western Mediterranean). *Biological Conservation* 117: 321-329.
- Carreras, C., S. Pont, F. Maffucci, M. Pascual, A. Barceló, F. Bentivegna, L. Cardona, F. Alegre, M. San Félix, G. Fernández & A. Aguilar. 2006. Genetic structuring of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea reflects water circulation patterns. *Marine Biology* 149: 1269-1279.
- Carreras, C., M. Pascual, L. Cardona, A. Marco, J. J. Bellido, J. J. Castillo, J. Tomás, J. A. Raga, M. San Félix, G. Fernández & A. Aguilar. 2011. Living together but remaining apart: Atlantic and Mediterranean loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in shared feeding grounds. *Journal of Heredity* 102: 666-677.
- Carreras, C., C. Monzón-Argüello, L. F. López-Jurado, P. Calabuig, J. J. Bellido, J. J. Castillo, P. Sánchez, P. Medina, J. Tomás, P. Gozalbes, G. Fernández, A. Marco & L. Cardona. 2014. Origin and dispersal routes of foreign green and Kemp's ridley turtles in Spanish Atlantic and Mediterranean water. *Amphibia Reptilia* 35: 76-86.

- Casale, P. 2011. Sea turtle by-catch in the Mediterranean. *Fish and Fisheries* 12: 299–316.
- Casale, P., D. Freggi & M. Rocco. 2008. Mortality induced by drifting longline hooks and branchlines in loggerhead sea turtles, estimated through observation in captivity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18: 945–954.
- Casale, P., L. Laurent & G. De Metro. 2004. Incidental capture of marine turtles by the Italian trawl fishery in the north Adriatic Sea. *Biological Conservation* 119: 287–295.
- Casale, P., L. Cattarino, D. Freggi, M. Rocco & R. Argano. 2007. Incidental catch of marine turtles by Italian trawlers and longliners in the central Mediterranean. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 17: 686–701.
- Casale, P., P. Nicolos, D. Freggi, M. Turchetto & R. Argano. 2003. Leatherback turtles (*Dermodochelys coriacea*) in Italy and in the Mediterranean basin. *Herpetological Journal* 13:135–139.
- Casale, P., D. Margaritoulis, M. Aksissou, M. Aureggi, W. Benhardouze, M. N. Bradai, A. C. Broderick, C. Carreras, A. Demetropoulos, W. J. Fuller, F. Glen, M. H. Godfrey, B. J. Godley, M. Hadjichristophorou, A. Hamza, I. Haxhiu, M. Jony, I. Jribi, Y. Kasaka, M. Khalil, H. Kusetogullari, B. Lazar, Y. Levy, C. Misfsud, M. Nada, G. Oliver, A. Panagopoulou, A. F. Rees, A. Saad, M. Tiwari, J. Tomás, O. Türkozan & V. Žiza. 2010. Overview. Pp.: 1-14. En: Casale, P., & D. Margaritoulis (Eds.). *Sea turtles in the Mediterranean: distribution, threats and conservation priorities*. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group. Gland, Switzerland, 294 p.
- Casale, P., A. C. Broderick, D. Freggi, R. Mencacci, W. J. Fuller, B. J. Godley & P. Luschi. 2012. Long-term residence of juvenile loggerhead turtles to foraging grounds: a potential conservation hotspot in the Mediterranean. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystems* 22: 144–154.
- Chaloupka, M. Y., N. Kamezaki & C. J. Limpus. 2008. Is climate change affecting the population dynamics of the endangered Pacific loggerhead sea turtle? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 356: 136–143.
- Chuenpagdee, R., L. E. Morgan, S. M. Maxwell, E. A. Norse & D. Pauly. 2003. Shifting gears: assessing collateral impacts of fishing methods in U.S. waters. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 517–524.
- Clive, R. M. & C. H. Graeme. 2006. Thermal niche, large-scale movements and implications of climate change for critically endangered marine vertebrate. *Global Change Biology* 12: 1330–1338.
- Clusa, M., C. Carreras, M. Pascual, S. J. Gaughran, S. Piovano, C. Giacomina, G. Fernández, Y. Levy, J. Tomás, J. A. Raga, F. Maffucci, S. Hochscheid, A. Aguilar & L. Cardona. 2014. Fine-scale distribution of juvenile Atlantic and Mediterranean loggerhead turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea. *Marine Biology* 161 (3): 509–519.
- Coll, M., C. Piroddi, J. Steenbeek, K. Kaschner, F. B. Lasram, J. Aguzzi, E. Ballesteros, C. N. Bianchi, J. Corbera, T. Dailianis, R. Danovaro, M. Estrada, C. Froglija, B. S. Galil,

- J. M. Gasol, R. Gertwagen, J. Gil, F. Guilhaumon, K. Kesner-Reyes, M. S. Kistos, A. Koukouras, N. Lampadariou, E. Laxamana, C. M. López-Fé de la Cuadra, H. K. Lotze, D. Martin, D. Mouillot, D. Oro, S. Raicevich, J. Rius-Barile, L. I. Saiz-Salinas, C. San Vicente, S. Somot, J. Templado, X. Turon, D. Vafidis, R. Villanueva & E. Voultziadou. 2010. The Biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats. *PLoS ONE* 5 (8): e11842. doi:10.1371/journal.pone.0011842.
- Collignon, A., J. H. Hecq, F. Glagani, P. Voisin, F. Collard & A. Goffart. 2012. Neustonic microplastic and zooplankton in the North Western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 64 (4): 861–864.
- Conant, T. A., P. H. Dutton, T. Eguchi, S. P. Epperly, C. C. Fahy, M. H. Godfrey, S. L. MacPherson, E. E. Possardt, B. A. Schroeder, J. A. Seminoff, M. L. Snover, C. M. Upite & B. E. Witherington. 2009. Loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) 2009 status review under the U.S. Endangered Species Act. Report of the Loggerhead Biological Review Team to the National Marine Fisheries Service, 222 p.
- Crespo-Picazo, J. L., D. García-Párraga, Y. Bernaldo de Quirós, J. Díaz-Delgado, V. Cervera, L. Martí-Bonmatí, M. Arbelo & A. Fernández. *En prensa*. Systemic gas embolism in dead and live Loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) due to bycatch. En: Proceedings of the 34th Annual Sea Turtle Symposium. New Orleans, Louisiana, USA.
- Derraik, J. G. 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin* 44 (9): 842–852.
- Domènech, F., I. Álvarez de Quevedo, M. Merchán, O. Revuelta, G. Vélez-Rubio, S. Bitón, L. Cardona & J. Tomás. 2014. Incidental catch of marine turtles by Spanish bottom trawlers in the western Mediterranean. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* doi: 10.1002/aqc.2463.
- Echwikhi, K., I. Jribi, M. N. Bradai & A. Bouain. 2010a. Effect of type of bait on pelagic longline fishery–loggerhead turtle interactions in the Gulf of Gabes (Tunisia). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 20: 525–530.
- Echwikhi, K., I. Jribi, M. N. Bradai & A. Bouain. 2010b. Gillnet fishery - loggerhead turtle interactions in the Gulf of Gabes, Tunisia. *The Herpetological Journal* 20: 25–30.
- Echwikhi, K., I. Jribi, M. N. Bradai & A. Bouain. 2011. Effect of bait on sea turtles bycatch rates in pelagic longlines: An overview. *Amphibia-Reptilia* 32: 493–502.
- Echwikhi, K., I. Jribi, M. N. Bradai & A. Bouain. 2012a. Overview of loggerhead turtles coastal nets interactions in the Mediterranean Sea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 22 (6): 827–835.
- Echwikhi, K., I. Jribi, M. N. Bradai & A. Bouain. 2012b. Interactions of loggerhead turtle with bottom longline fishery in the Gulf of Gabès, Tunisia. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 92: 853–858.
- Engås, A., E. K. Haugland & J. T. Øvredal. 1998. Reactions of cod (*Gadus morhua* L.) in the pre-vessel zone to an approaching trawler under different light conditions. Pp.: 199

- 206. En: Lagardère, J. P., M-L. Begout Anras & G. Claireaux (Eds.). Developments in Hydrobiology, Vol. 130. Advances in Invertebrates and Fish Telemetry. Springer Netherlands.
- Environmental Justice Foundation (EJF). 2007. Illegal Driftnetting in the Mediterranean. Environmental Justice Foundation. London, UK, 21p.
- Epperly, S. 2003. Fisheries-related mortality and turtle excluder devices (TEDs). Pp.: 339-353. En: Lutz, P., J. A. Musick & J. Wyneken (Eds.). The Biology of Sea Turtles, Volume II. CRC Marine Science Series. CRC Press. Boca Raton, FL, USA, 472 p.
- Fangman, M. S. & K. A. Rittmaster. 1994. Effects of human beach usage on the temporal distribution of loggerhead nesting activities. Pp.: 222-227. En: Schroeder, B. A. & B. E. Witherington (Eds.) Proceedings of 13th Annual Symposium of Sea Turtle: Biology and Conservation. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-341, 281 p.
- Finkbeiner, E. M., B. P. Wallace, J. E. Moore, R. L. Lewison, L. B. Crowder & A. J. Read. 2011. Cumulative estimates of sea turtle bycatch and mortality in USA fisheries between 1990 and 2007. *Biological Conservation* **144**: 2719–2727.
- FitzSimmons, N. N., C. J. Limpus, J. A. Norman, A. R. Goldizen, J. D. Miller & C. Moritz. 1997. Philopatry of male marine turtles inferred from mitochondrial DNA markers. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **94** (16): 8912–8917.
- Francis, C. D. & J. R. Barber. 2013. A framework for understanding noise impacts on wildlife: an urgent conservation priority. *Frontiers in Ecology and the Environment* **11** (6): 305–313.
- Frazier, J. 2003. Prehistoric and ancient historic interactions between humans and marine turtles. Pp.: 1-38. En: Lutz, P., J. A. Musick & J. Wyneken (Eds.). The Biology of Sea Turtles, Volume II. CRC Marine Science Series. CRC Press. Boca Raton, FL, USA, 472 p.
- Fristrup, K. M., L. T. Hatch & C. W. Clark. 2003. Variation in humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) song length in relation to low-frequency sound broadcasts. *The Journal of the Acoustical Society of America* **113** (6): 3411–3424.
- García-Párraga, D., J. Crespo-Picazo, Y. Bernaldo de Quirós, V. Cervera, L. Martí-Bonmati, J. Díaz-Delgado, M. Arbelo, M. J. Moore, P. D. Jepson & A. Fernández. 2014. Decompression sickness ('the bends') in sea turtles. *Disases of Aquatic Organisms* **III**: 191–205.
- Garrison, L. P. 2003. Estimated bycatch of marine mammals and turtles in the U.S. Atlantic pelagic longline fleet during 2001–2002. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-515, 52 p.
- Generalitat Valenciana. 2010. Censo de la flota pesquera operativa. Conselleria de Presidencia, i Agricultura, Pesca, Alimentación i Agua. Generalitat Valenciana. <http://www.agricultura.gva.es/pesca/areas-de-trabajo/flota-pesquera>.

- Gerosa, G. & M. Aureggi. 2001. Sea Turtle Handling Guidebook for Fishermen—Teaching Book. UNEP/MAP RAC/SPA, Tunis, 48 p.
- Gilman, E., J. Gearhart, B. Price, S. Eckert, H. Milliken, J. Wang, Y. Swimmer, D. Shiode, O. Abe, S. H. Peckham, M. Chaloupka, M. Hall, J. Mangel, J. Alfaro-Shigueto, P. Dalzell & A. Ishizaki. 2010. Mitigating sea turtle by-catch in coastal passive net fisheries. *Fish and Fisheries* 11: 57–88.
- Godley, B. J., A. C. Gucu, A. C. Broderick, R. W. Furness & S. E. Solomon. 1998. Interaction between marine turtles and artisanal fisheries in the eastern Mediterranean: a probable cause for concern? *Zoology in the Middle East* 16: 49–64.
- Godley, B. J., D. R. Thompson & R. W. Furness. 1999. Do heavy metal concentrations pose a threat to marine turtles from the Mediterranean Sea? *Marine Pollution Bulletin* 38: 497–502.
- Gómez de Segura, A., J. Tomás, S. N. Pedraza, E. A. Crespo & J. A. Raga. 2006. Abundance and distribution of the endangered Loggerhead Turtle in Spanish Mediterranean waters and the conservation implications. *Animal Conservation* 9: 199–206.
- Gómez de Segura, A., J. Tomás & J. A. Raga. 2004. Sector centro (Comunidad Valenciana y Región de Murcia). Pp.: 67–131. *En*: Raga, J. A. & J. Pantoja (Eds.). Proyecto Mediterráneo. Zonas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español. Naturaleza y Parques Nacionales Serie Técnica. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Gómez de Segura, A., J. Tomás, S. N. Pedraza, E. A. Crespo & J. A. Raga. 2003. Preliminary patterns of distribution and abundance of loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, around Columbretes Islands Marine Reserve, Spanish Mediterranean. *Marine Biology* 143: 817–823.
- Gozalbes, P., J. Jiménez, J. A. Raga, J. A. Esteban, J. Tomás, J. A. Gómez & J. Eymar. 2010. Cetáceos y tortugas marinas en la Comunitat Valenciana. 20 años de seguimiento. *Col·lecció Treballs Tècnics de Biodiversitat* 3. Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda. Generalitat Valenciana. Valencia, 92 p.
- Groombridge, B. 1990. Marine turtles in the Mediterranean: distribution, population status, conservation. *Natural Environment Service (Council Europe)* 48: 1–98.
- Hamann, M., M. H. Godfrey, J. A. Seminoff, K. Arthur, P. C. R. Barata, K. A. Bjorndal, A. B. Bolten, A. C. Broderick, L. M. Campbell, C. Carreras, P. Casale, M. Chaloupka, S. K. F. Chan, M. S. Coyne, L. B. Crowder, C. E. Diez, P. H. Dutton, S. P. Epperly, N. N. FitzSimmons, A. Formia, M. Girondot, G. C. Hays, I. J. Cheng, Y. Kaska, R. Lewison, J. A. Mortimer, W. J. Nichols, R. D. Reina, K. Shanker, J. R. Spotila, J. Tomás, B. P. Wallace, T. M. Work, J. Zbinden & B. J. Godley. 2010. Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century. *Endangered Species Research* 11: 245–269.
- Hammer, J., M. H. Kraak & J. R. Parsons. 2012. Plastics in the marine environment: the dark side of a modern gift. Pp.: 1–44. *En*: Reviews of Environmental Contamination

and Toxicology. Springer New York, USA.

- Hatase, H., Y. Matsuzawa, K. Sato, T. Bando & K. Goto. 2004. Remigration and growth of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) nesting on Senri Beach in Minabe, Japan: life-history polymorphism in a sea turtle population. *Marines Biology* **144**: 807–811.
- Hatase, H., N. Takai, Y. Matsuzawa, W. Sakamoto, K. Omuta, K. Goto, N. Arai & T. Fujiwara. 2002. Size-related differences in feeding habitat use of adult female loggerhead turtles *Caretta caretta* around Japan determined by stable isotope analyses and satellite telemetry. *Marine Ecology Progress Series* **233**: 273–281.
- Hays, G. C., A. C. Broderick, F. Glen & B. J. Godley. 2003. Climate change and sea turtles: a 150 year reconstruction of incubation temperatures at a major marine turtle rookery. *Global Change Biology* **9**: 642–646.
- Hawkes, L. A., A. C. Broderick, M. H. Godfrey & B. J. Godley. 2009. Climate change and marine turtles. *Endangered Species Research* **7**: 137–154.
- Hawkes, L. A., A. C. Broderick, M. H. Godfrey & B. J. Godley. 2007. Investigating the potential impacts of climate change on a marine turtle population. *Global Change Biology* **13**: 923–932.
- Hawkes, L. A., A. C. Broderick, M. S. Coyne, M. S. Godfrey, L. F. López-Jurado, P. López-Suarez, S. E. Merino, N. Varo-Cruz & B. J. Godley. 2006. Phenotypically linked dichotomy in sea turtle foraging requires multiple conservation approaches. *Current Biology* **16**: 990–995.
- Henwood, T. A. & W. E. Stuntz. 1987. Analysis of sea turtle captures and mortalities during commercial shrimp trawling. *Fishery Bulletin* **85**: 813–817.
- Hochscheid, S., F. Bentivegna, M. N. Bradai & G. C. Hays. 2007. Overwintering behaviour in sea turtles: dormancy is optional. *Marine Ecology Progress Series* **340**: 287–298.
- Houghton, J. D. R., A. C. Broderick, B. J. Godley, J. D. Metcalfe & G. C. Hays. 2002. Diving behaviour during the interesting interval for loggerhead turtles *Caretta caretta* nesting in Cyprus. *Marine Ecology Progress Series* **227**: 63–70.
- Hutchinson, J. & M. Simmonds. 1991. A review of the effects of pollution on marine turtles. Pp.: 1-27. *En*: Thames Polytechnic (Eds.). A Greenpeace Ecotoxicology Project. London, UK.
- James, M. C., C. Andrea Ottensmeyer & R. A. Myers. 2005. Identification of high-use habitat and threats to leatherback sea turtles in northern waters: new directions for conservation. *Ecology Letters* **8** (2): 195–201.
- Jones, J. B. 1992. Environmental impact of trawling on the seabed: a review. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **26** (1): 59–67.
- Jribi, I., M. N. Bradai & A. Bouain. 2007. Impact of trawl fishery on marine turtles in the Gulf of Gabes, Tunisia. *Herpetological Journal* **17**: 110–114.

- Jribi, I., K. Echwikhi K, M. N. Bradai & A. Bouain. 2008. Incidental capture of sea turtles by longlines in the Gulf of Gabes (South Tunisia): a comparative study between bottom and surface longlines. *Scientia Marina* **72**: 337–342.
- Junta de Andalucía. 2012. Caracterización de la pesca costera artesanal en Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca, 14 p.
- Kasperek, M., B. J. Godley & A. C. Broderick. 2001. Nesting of the Green Turtle, *Chelonia mydas*, in the Mediterranean: a review of status and conservation needs. *Zoology in the Middle East* **24**: 45–74.
- Keller, J. M. 2013. Exposure to and effects of persistent organic pollutants. The biology of sea turtles. Pp.: 285-328. En: Wyneken, J., K. J. Lohmann & J. A. Musick (Eds.). *The Biology of Sea Turtles, Volume 3*. CRC Marine Science Series. Boca Raton, FL, USA, 475 p.
- Lagardère, J. P. 1982. Effects of noise on growth and reproduction of Crangon crangon in rearing tanks. *Marine Biology* **71** (2): 177–185.
- Laist, D. & M. Liffman. 2000. Impacts of marine debris: research and management needs. Pp.: 344-357. En: McIntosh, N., K. Simonds, M. Donohue, C. Brammer, S. Manson & S. Carbajal (Eds.). *Proceedings of the International Marine Debris Conference on Derelict Fishing Gear and the Ocean Environment*. U.S. Department of Commerce, USA, 428 p.
- Lambert, S., C. Sinclair & A. Boxall. 2014. Occurrence, degradation, and effect of polymer-based materials in the environment. Pp.: 1-53. En: Whitacre, D. M. (Ed.). *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol. 227. Springer International Publishing, 162 p.
- Laurent, L. 1991. Les tortues marines des costes francaises mediterrannes continentales. *Faune de Provence (C.E.E.P.)* **12**: 76–90.
- Laurent, L. & J. Lescure. 1994. L'hivernage des tortues caouannes *Caretta caretta* (L.) dans le sud de Tunissien. *Revue d'Ecologie (Terre et la Vie)* **49**: 63–86.
- Laurent, L. & J. Lescure. 1991. Hawksbill turtles in the Mediterranean Sea. *Marine Turtle Newsletter* **54**: 12–13.
- Laurent, L., P. Casale, M. N. Bradai, B. J. Godley, G. Gerosa, A. C. Broderick & W. Schroth. 1998. Molecular resolution of marine turtle stock composition in fishery by-catch: a case study in the Mediterranean. *Molecular Ecology* **7**: 1529–1542.
- Lazar, B., R. Gračan, J. Katić, D. Zavodnik, A. Jaklin & N. Tvrtković. 2011. Loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) as bioturbators in neritic habitats: an insight through the analysis of benthic molluscs in the diet. *Marine Ecology* **32**: 65–74.
- Lenhardt, M. L., S. Moein & J. Musick. 1996. A method for determining hearing thresholds in marine turtles. Pp.: 160-162. En: Keinath, J. A., D. E. Barnard, J. A. Musick & B. A. Bell (Compilers). *Proceedings of the 15th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-387. FL,

USA, 355 p.

- Lewison, R. L. & L. B. Crowder. 2007. Putting longline bycatch of sea turtles into perspective. *Conservation Biology* 21: 79–86.
- Lewison, R. L., L. B. Crowder, A. J. Read & S. A. Freeman. 2004a. Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 598–604.
- Lewison, R. L., S. A. Freeman & L. B. Crowder. 2004b. Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles. *Ecology Letters* 7: 221–231.
- Lewison, R., B. Wallace, J. Alfaro-Shigueto, J. C. Mangel, S. M. Maxwell & E. L. Hazen. 2013. Fisheries bycatch of marine turtles. Pp.: 329–351. En: Wyneken, J., K. J. Lohmann & J. A. Musick (Eds.). *The Biology of Sea Turtles, Volume 3*. CRC Marine Science Series. CRC Press. Boca Raton, FL, USA, 475 p.
- Lien, J., G. B. Stenson, S. Carver & J. Chardine. 1994. How many did you catch? The effect of methodology on bycatch reports obtained from fishermen. *Reports of the International Whaling Commission (Special Issue)* 15: 535–540.
- López-Barrera, E. A., G. O. Longo & E. L. A. Monteiro-Filho. 2012. Incidental capture of green turtle (*Chelonia mydas*) in gillnets of small-scale. *Ocean & Coastal Management* 60: 11–18.
- Lucas, F. A. 1922. *Animals of the past, an account of some of the creatures of the ancient world*. Sixth edition. American Museum of Natural History. NY, USA.
- Lum, L. L. 2006. Assessment of incidental sea turtle catch in the artisanal gillnet fishery in Trinidad and Tobago, West Indies. *Applied Herpetology* 3: 357–368.
- Lutcavage, M. E. & P. L. Lutz. 1997. Diving physiology. Pp.: 277–296. En: Lutz, P. L., & J. A. Musick (Eds.). *The Biology of Sea Turtles, Volume I*. CRC Marine Science Series. CRC Press. Boca Raton, FL, USA, 448 p.
- Lutcavage, M. E., P. Plotkin, B. Witherington & P. L. Lutz. 1997. Human impacts on sea turtle survival. Pp.: 387–410. En: Lutz, P. L. & J. A. Musick (Eds.). *The Biology of Sea Turtles, Volume I*. CRC Marine Science Series. CRC Press. Boca Raton, FL, USA, 448 p.
- Lutcavage, M. E., P. L. Lutz, G. D. Bossart & D. M. Hudson. 1995. Physiologic and clinicopathologic effects of crude oil on loggerhead sea turtles. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 4: 417–422.
- Maison, E. 2006. L'écologie alimentaire des tortues caouannes (*Caretta caretta* Linnaeus, 1758) en Méditerranée occidentale et les menaces anthropogéniques associées. Master 2 Océanographie, Spécialité Biologie et Ecologie Marines, Centre d'Océanologie de Marseille, Marseille, France, 40 p.
- Margaritoulis, D., R. Argano, I. Baran, F. Bentivegna, M. N. Bradai, J. A. Camiñas, P. Casa-

- le, G. De Metrio, A. Demetropoulos, G. Gerosa, B. J. Godley, D. A. Haddoud, J. Houghton, L. Laurent & B. Lazar. 2003. Loggerhead turtles in the Mediterranean Sea: present knowledge and conservation perspectives. Pp.: 175-198. *En*: Bolten, A. B. & B. E. Witherington (Eds.). *Loggerhead sea turtles*. Smithsonian Books. Washington DC, USA.
- MARM. 2013. Estadísticas pesqueras. Secretaría General Técnica y Subdirección General de Estadística: España.
- MARM. 2011. Estadísticas pesqueras. Secretaría General Técnica y Subdirección General de Estadística: España.
- MARM. 2010. Estadísticas pesqueras. Secretaría General Técnica y Subdirección General de Estadística: España.
- Martínez-Silvestre, A. & M. Parga. 2010. La recuperación clínica de las tortugas marinas. Pp.: 113-165. *En*: Merchán, M. (Ed.), S. Bitón, J. Tomás, A. Martínez-Silvestre, M. Parga & M. Aguilar. *Tortugas marinas de la Comunidad Valenciana: conservación y manejo clínico*. Monografías de la Asociación Chelonia, Volumen II. Madrid, España, 222 p.
- Massutí, E. & O. Reñones. 2005. Demersal resource assemblages in the trawl fishing grounds off the Balearic Islands (Western Mediterranean). *Scientia Marina* **69**: 167–181.
- McCauley, S. J. & K. A. Bjorndal. 1999. Conservation implications of dietary dilution from debris ingestion: sublethal effects in post-hatchling Loggerhead Sea Turtles. *Conservation Biology* **13**: 925–929.
- McCauley, R. D., J. Fewtrell & A. N. Popper. 2003. High intensity anthropogenic sound damages fish ears. *The Journal of the Acoustical Society of America* **113** (1): 638–642.
- Miksis-Olds, J. L., P. L. Donaghay, J. H. Miller, P. L. Tyack & J. A. Nystuen. 2007. Noise level correlates with manatee use of foraging habitats. *The Journal of the Acoustical Society of America* **121** (5): 3011–3020.
- Millot, C. 2005. Circulation in the Mediterranean Sea: evidences, debates and answered questions. *Scientia Marina* **69**: 5–21.
- Millot, C. 1999. Circulation in the Western Mediterranean Sea. *Journal of Marine Systems* **20**: 423–442.
- Monzón-Argüello, C., C. Rico, E. Naro-Maciel, N. Varo-Cruz, P. López, A. Marco, L. F. López-Jurado. 2010. Population structure and conservation implications for the loggerhead sea turtle of the Cape Verde Islands. *Conservation Genetics* **11**: 1871–1884.
- Moritz, C. 1994. Applications of mitochondrial DNA analysis in conservation: a critical review. *Molecular Ecology* **3** (4): 401–411.
- Murray, K. T. 2009. Characteristics and magnitude of sea turtle bycatch in US mid-Atlantic gillnet gear. *Endangered Species Research* **8**: 211–224.

- Nada, M. & P. Casale. 2008. Marine Turtles in the Mediterranean Egypt: threats and conservation priorities. WWF: Roma, Italy.
- Nada, M. & P. Casale. 2011. Sea turtle bycatch and consumption in Egypt threatens Mediterranean turtle populations. *Oryx* **45**: 143–149.
- Narazaki, T., K. Sato, K. J. Abernathy, G. J. Marshall & N. Miyazaki. 2013. Loggerhead turtles (*Caretta caretta*) use vision to forage on gelatinous prey in mid-water. *PLoS ONE* **8** (6): e66043.
- National Marine Fisheries Service (NMFS). 2001. Endangered Species Act - Section 7 Consultation. Biological opinion. Reinitiation of Consultation on the Atlantic Highly Migratory Species Fishery Management Plan and its Associated Fisheries. NMFS, Silver Springs, Maryland, USA, 128 p.
- National Research Council (NRC). 1990. Decline of the Sea Turtles: Causes and Prevention. National Academy Press. Washington DC, USA, 275 p.
- O'Hara, J. & J. R. Wilcox. 1990. Avoidance responses of loggerhead turtles, *Caretta caretta*, to low frequency sound. *Copeia* **2**: 564–567.
- Oruç, A. 2001. Trawl fisheries in the eastern Mediterranean and its impact on marine turtles. *Zoolgy in the Middle East* **24**: 119–125.
- Palanques, A., P. Puig, J. Guillén, M. Demestre & J. Martín. 2014. Effects of bottom trawling on the Ebro continental shelf sedimentary system (NW Mediterranean). *Continental Shelf Research* **72**: 83–98.
- Pilskaln, C. H., J. H. Churchill & L. M. Mayer. 1998. Resuspension of sediment by bottom trawling in the Gulf of Maine and potential geochemical consequences. *Conservation Biology* **12** (6): 1223–1229.
- Piniak, W. E. D. 2012. Acoustic ecology of sea turtles: implications for conservation. Tesis doctoral. Duke University. North Carolina, USA, 114 p.
- Piovano, S., M. Clusa, C. Carreras, C. Giacoma, M. Pascual & L. Cardona. 2011. Different growth rates between loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) of Mediterranean and Atlantic origin in the Mediterranean Sea. *Marine Biology* **158** (11): 2577–2587.
- Plotkin, P. T., M. K. Wicksten & A. F. Amos. 1993. Feeding ecology of the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* in the Northwestern Gulf of Mexico. *Marine Biology* **115** (1): 1–5.
- Región de Murcia. 2008. Flota censada en la Región de Murcia. Consejería de Agricultura, Ganadería y Pesca. [http://www.carm.es/web/pagina?IDCONTENIDO=873&RASTRO=c220\\$m1263&IDTIPO=11](http://www.carm.es/web/pagina?IDCONTENIDO=873&RASTRO=c220$m1263&IDTIPO=11)
- Reich, K. J., K. A. Bjørndal, M. G. Frick, B. E. Witherington, C. Johnson & A. B. Bolten. 2010. Polymodal foraging in adult female loggerheads (*Caretta caretta*). *Marine Biology* **1**: 113–121.
- Revelles, M., L. Cardona, A. Aguilar & G. Fernández. 2007. The diet of pelagic loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) off the Balearic archipelago (western Mediterranean):

- relevance of long-line baits. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **87**: 805–813.
- Revelles, M., J. A. Caminas, L. Cardona, M. Parga, J. Tomás, A. Aguilar, F. Alegre, A. Raga, A. Bertolero & 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.
- Richardson, W. J. & B. Würsig. 1997. Influences of man-made noise and other human actions on cetacean behaviour. *Marine & Freshwater Behaviour & Physiology* **29** (1-4): 183–209.
- Robins, C. M., A. M. Goodspeed, I. Poiner & B. D. Harch. 2002. Monitoring the catch of turtles in the northern prawn fishery. Fisheries Research and Development Corporation Final Report. Department of Agriculture, Fisheries and Forestry. Canberra, Australia, 90 p.
- Saied, A., F. Maffucci, S. Hochscheid, S. Dryag, B. Swayeb, M. Borra, A. Ouerghi, G. Proccini & F. Bentivegna. 2012. Loggerhead turtles nesting in Libya: an important management unit for the Mediterranean stock. *Marine Ecology Progress Series* **450**: 207–218.
- Sala, A., A. Lucchetti & M. Affronte M. 2011. Effects of Turtle Excluder Devices on bycatch and discard reduction in the demersal fisheries of Mediterranean Sea. *Aquatic Living Resources* **24** (2): 183–192.
- Samuel, Y., S. J. Morreale, C. W. Clark, C. H. Greene & M. E. Richmond. 2005. Underwater, low-frequency noise in a coastal sea turtle habitat. *The Journal of the Acoustical Society of America* **117** (3): 1465–1472.
- Sasso, C. R. & S. P. Epperly. 2006. Seasonal sea turtle mortality risk from forced submergence in bottom trawls. *Fisheries Research* **81**: 86–88.
- Schuyler, Q., B. D. Hardesty, C. Wilcox & K. Townsend. 2012. To eat or not to eat? Debris selectivity by marine turtles. *PLoS ONE* **7** (7): e40884.
- Southwood, A., K. Fritsches, R. Brill & Y. Swimmer. 2008. Sound, chemical, and light detection in sea turtles and pelagic fishes: sensory-based approaches to bycatch reduction in longline fisheries. *Endangered Species Research* **5**: 225–238.
- Spotila, J. R. 2004. Sea turtles: A complete guide to their biology, behavior, and conservation. Johns Hopkins University Press. Baltimore, Maryland, USA, 240 p.
- Stancyk, S. E. 1982. Non-human predators of sea turtles and their control. Pp.: 139-152. *En*: Bjorndahl, K.A. (ed.). *Biology and conservation of sea turtles*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Storelli, M. M. G. O. Marcotrigiano. 2003. Heavy metal residues in tissues of marine turtles. *Marine Pollution Bulletin* **46**: 397–400.
- Turtle Expert Working Group (TEWG). 2000. Assessment update for the Kemp's ridley

and loggerhead sea turtle populations in the Western North Atlantic. Technical memorandum NMFS-SEFSC-444. National Oceanic and Atmospheric Administration, FL, Miami, 115 p.

- Thorbjarnarson, J. B., S. G. Platt & S. T. Khaing. 2000. Sea turtles in Myanmar: past and present. *Marine Turtle Newsletter* **88**: 10–11.
- Tomás, J. & J. A. Raga. 2008. Occurrence of Kemp's ridley sea turtle (*Lepidochelys kempii*) in the Mediterranean. *Marine Biodiversity Records* **1**: e58. doi:10.1017/S1755267207006409.
- Tomás, J., F. J. Aznar & J. A. Raga. 2001. Feeding ecology of the loggerhead turtle *Caretta caretta* in the western Mediterranean. *Journal of Zoology, London* **255**: 525–532.
- Tomás, J., R. Guitart & J. A. Raga. 2002. Marine debris ingestion in loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, from the Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* **44**: 211–216.
- Tomás, J., A. Formia, M. Fernández & J. A. Raga. 2003. Occurrence and genetic analysis of a Kemp's ridley sea turtle (*Lepidochelys kempii*) in the Mediterranean Sea. *Scientia Marina* **67**: 367–369.
- Tomás, J., P. Gozalbes, J. A. Raga & B. J. Godley. 2008. Bycatch of loggerhead sea turtles: insights from 14 years of stranding data. *Endangered Species Research* **5**: 167–169.
- Tomás, J., P. Gozalbes, F. J. Aznar, J. A. Balbuena, M. Fernández & J. A. Raga. *En prensa*. Is the loggerhead sea turtle declining in the western Mediterranean? *En*: Proceedings of the 32nd Annual Sea Turtle Symposium. Huatulco, Méjico.
- Tudela, S. 2004. Ecosystem effects of fishing in the Mediterranean: an analysis of the major threats of fishing gear and practices to biodiversity and marine habitats. *Studies and Reviews* **74**. FAO. Rome, Italy, 61 p.
- Wallace, B. P., A. D. DiMatteo, B. J. Hurley, E. M. Finkbeiner, A. B. Bolten, M. Y. Chaloupka, B. J. Hutchinson, F. A. Abreu-Grobois, D. Amorochó, K. A. Bjørndal, J. Bourjea, B. W. Bowen, R. B. Duenas, B. C. Choudhury, A. Costa, P. H. Dutton, A. Fallabrino, P. Casale, M. Girondot, M. H. Godfrey, M. Hamann, M. G. Lopez-Alexandre, M. A. Marcovaldi, J. A. Mortimer, J. A. Musick, R. N. Mendilaharsu, J. N. Pilcher, J. A. Seminoff, S. Troeng, B. Witherington & R. B. Mast. 2010a. Regional management units for marine turtles: a novel framework for prioritizing conservation and research across multiple scales. *PLoS ONE* **5** (12): e15465.
- Wallace, B. P., R. L. Lewison, S. L. McDonald, R. K. McDonald, C. Y. Kot, S. Kelez, R. K. Bjorkland, E. M. Finkbeiner, S. Helmbrecht & L. B. Crowder. 2010b. Global patterns of marine turtle bycatch. *Conservation Letters* **3**: 131–142.
- Watanabe, K. K., H. Hatase, M. Kinoshita, K. Omuta, T. Bando, N. Kamezaki, K. Sato, Y. Matsuzawa, K. Goto, Y. Nakashima, H. Takeshita, J. Aoyama, & K. Tsukamoto. 2011. Population structure of the loggerhead turtle *Caretta caretta*, a large marine carnivore that exhibits alternative foraging behaviors. *Marine Ecology Progress Series*

424: 273–283.

- Whitehead, H. J., J. Christal & S. Dufault. 1997. Past and distant whaling and the rapid decline of sperm whales off the Galapagos Islands. *Conservation Biology* 11: 1387–1396.
- Witherington, B. E. & K. A. Bjorndal. 1991. Influences of artificial lighting on the seaward orientation of hatchling loggerhead turtles (*Caretta caretta*). *Biological Conservation* 55: 139–149.
- Whitmore, C. P. 1994. Mitigation of negative impact of tourism on nesting beaches and turtles in Turkey. Pp.: 190-193. *En*: Schroeder, B. A. & B. E. Witherington (Comp.) Proceedings of 13th Annual Symposium of Sea Turtle: Biology and Conservation. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-341. Miami, FL, USA, 281 p.
- Yntema, C. L. & N. Mrosovsky. 1982. Critical periods and pivotal temperatures for sexual differentiation in loggerhead sea turtles. *Canadian Journal of Zoology* 60 (5): 1012–1016.



Diversas amenazas inciden sobre las poblaciones de tortuga boba (*Caretta caretta*) en el Mediterráneo occidental, región frecuentada como área de alimentación tanto por individuos juveniles de origen mediterráneo como atlántico. En esta área, la captura accidental por pesquerías como el palangre de superficie o el arrastre de fondo ha incidido en la reducción de sus poblaciones. Esta monografía presenta la primera evaluación del impacto del arrastre de fondo en todo el Mediterráneo español sobre la especie a partir de estudios realizados durante los últimos diez años. A través de encuestas a pescadores de arrastre en la Comunidad Valenciana se estimó una captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de 0,09 tortugas por barco y mes, lo que, unido a estimaciones en otras regiones del Mediterráneo español, supone una captura anual de alrededor de 500 individuos, por barcos que operan mayormente desde la Comunidad Valenciana y Cataluña.

A la captura accidental se suma actualmente como amenaza el incremento de plásticos y otros residuos sólidos en el mar. De acuerdo a los estudios de los últimos 15 años, en torno al 80% de las tortugas varadas en aguas de la Comunidad Valenciana presentan plásticos u otros residuos de origen humano. Al ser la tortuga boba un depredador generalista, los plásticos y otros residuos sólidos son percibidos como posibles presas. Así, el incremento de basuras sólidas en el mar puede provocar una mayor tasa de ingestión y una acumulación de estos residuos en las tortugas, causando efectos letales o subletales importantes.

Diferentes medidas y propuestas para la mitigación de dichas amenazas son discutidas en esta obra con objeto de contribuir a la conservación de la especie y también a una mejor gestión pesquera.