



Universitat
de les Illes Balears

TESIS DOCTORAL
2015

“ECOLOGÍA DEL DELFÍN MULAR, *TURSIOPS TRUNCATUS*, EN LAS ISLAS BALEARES”

JOSÉ M^a BROTONS



Universitat
de les Illes Balears

TESIS DOCTORAL
2015

PROGRAMA DE DOCTORADO DE BIOLOGÍA

“ECOLOGÍA DEL DELFÍN MULAR, *TURSIOPS TRUNCATUS*, EN LAS ISLAS BALEARES”

JOSÉ M^a BROTONS

Directores:

Dr. Luke Rendell

Dra. Salud Deudero



Tutor:

Dr. Gabriel Moyà

DOCTOR POR LA UNIVERSITAT DE LES ILLES BALEARS

Artículos incluidos en la tesis:

1. Brotons, J.M. 1996. Contribución a la caracterización cetológica del Mar Balear. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, 39:47-58. ISSN 0212-260X. Palma de Mallorca.
2. Brotons, J.M., Grau, A.M. & Rendell, L. 2008. Estimating the impact of interactions between bottlenose dolphins and artisanal fisheries around the Balearic Islands. *Marine Mammal Science*, 24(1): 112-127. ISSN: 1748-7692.
3. Brotons, J. M., Munilla, Z., Grau, A. M. & Rendell, L., 2008. Do pingers reduce interactions between bottlenose dolphins and nets around the Balearic Islands? *Endang Species Res* 5: 1-8, 2008. ISSN 1863-5407.
4. Brotons, J. M, Islas-Villanueva, V., Salud Deudero, S., Alomar, C. & Tor A. 2015. Population genetic structure and isotopic variation of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) around the Balearic Islands. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, JMBA-04-14-OA-0118. *En revision*.
5. Castellote M., Brotons, J.M., Chicote, C., Gazo, M. & Cerdà, M. 2015. Long-term acoustic monitoring of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in marine protected areas in the Spanish Mediterranean Sea. *Ocean & Coastal Management* 113 (2015) 54e66. ISSN: 0964-5961

*Als meus pares, que tot m'han donat.
A la meua dona, amb la que tot he compartit.
Al meu fill, que, finalment, tot ha d'heretar.
Així, té sentit.*

Agradecimientos.

Reza un dicho africano que si viajas solo, viajarás rápido, pero que si lo que pretendes es llegar lejos, es mejor que viajes acompañado. No sé si finiquitar la redacción de esta tesis es viajar lejos, pero de lo que no me cabe ninguna duda, es que el proceso no ha sido rápido. Más de 40,000 millas navegadas. Alrededor de 10,000 fotos. 19 años de gestación desde la publicación del primer artículo... Obvia decir que hubiera sido incapaz de semejante itinerario sin compañeros de viaje. Y si, al igual que no sé cuán lejos es llegar con esta tesis, desconozco la dimensión exacta de su calidad, lo que sí puedo asegurar es que me ha sido imposible, y no por falta de dedicación y esfuerzo, estar a la altura del resultado que merecen todos aquellos que me han ayudado a navegar este velero. Seguro que en mi línea cotidiana de olvido fácil, me dejaré a alguien en el tintero. Mil perdones por ello. Valga este agradecimiento solidario para todos por esas horas de compañía, consejos, empujones, ánimos, correcciones, traducciones, enseñanzas, comidas y ayunos compartidos, horas de sol y sombra, de lluvia... Gracias.

Un buen barco sólo llegará a buen puerto si está bien tripulado. Si el barco hace agua, sus velas son viejas y mal cortadas, los cabos están desgastados..., en este caso, sólo un extraordinario patrón podrá conseguirlo. Este destartado cascarón que represento ha podido llegar aquí porque en su travesía ha sido gobernado, codirigido, por dos extraordinarios capitanes: el Dr. Luke Rendell y la Dra. Salud Deudero.

Si la vida es aquello que nos pasa mientras hacemos otros planes, mi vida de investigador sería otra sin la presencia del Dr. Luke Rendell. Ya hace más de 10 años que compartimos proyectos y campañas. Desde entonces, mi admiración hacia su trabajo, capacidad, dedicación... no ha hecho sino crecer. Sin su generosidad, consejos, enseñanzas y codirección, esta tesis no habría superado el capítulo 2. Soy un afortunado por poder seguir trabajando con él y compartir una amistad labrada por “clicks” y sal. Luke, gracias amigo.

Salud llegó a esta tesis más tarde. Y desde una costa alejada. Su valentía para compartir la codirección de una tesis sobre cetáceos de la que no es experta y su nivel de exigencia para sí misma y para su entorno, han supuesto un extra de calidad del que nadie, medianamente inteligente, querría prescindir. Su visión científica integradora me ha permitido, en varias ocasiones, dejar de ver los árboles para entender el bosque. Ha sido un placer el saberse observado por alguien tan meticuloso. Y todo ello con la encantadora capacidad de sonreír.

El Dr. Moyà, Biel Moyà, tutor por parte de la UIB, apareció en el momento oportuno, como un terral suave que aleja al barco encalmado de la costa antes de naufragar, para empujarme a acabar este trabajo. Pocos pueden presumir de ser tan certeros como lo fue él para encontrar las palabras justas para avivar el rescoldo de esta tesis.

Esta tesis la componen 4 artículos publicados, 1 en revisión y 1 en proceso. Sólo un artículo me tiene como único autor. Huelga decir, por lo tanto, que sin el trabajo de los coautores, muy pronto se habría acabado este viaje. Con algunos he compartido campañas, con otros, he discutido vía “Skype” sobre un análisis porque nos separaba un océano... y medio. Y entre ambos extremos, todas y cada una de las versiones de compartir un trabajo que puedan imaginarse. Sin todas y cada una de sus aportaciones, no estaríamos aquí. Mi más cálido agradecimiento a todos.

Alrededor de 15 años atrás, hacía autostop en Esporles, donde vivía, para trasladarme a Palma a trabajar en una empresa en la que ejercía de gerente de una instalación de tiempo libre. Me recogió el Dr. Enric Massutí, actual director del Centre Ocenogràfic de Balears y que en aquel momento era el Director General de Pesca del Govern Balear. En ese viaje se gestó mi ingreso profesional en la investigación. Desde entonces, diferentes bordos laborales nos han alejado y acercado. Aunque ya siempre en la misma mar. Y cerca o lejos, siempre admiraré a un barco bien gobernado. Gracias Enric por esa primera oportunidad.

Desde finales del año 2000, cuando de la mano de Enric inicié mi trabajo para la Direcció General de Pesca, hasta diciembre de 2013, cuando diferentes avatares impidieron lanzar nuevos estudios, mi

trabajo con el delfín mular, especialmente su interacción con las pesquerías, fue una concatenación de proyectos gestados en equipo con el Cap de Servei de Recursos Marins, Toni Grau. Su confianza en mi trabajo y su gestión, me permitieron evadirme de multitud de trabas burocráticas y dedicarme al diseño y trabajo de campo, al análisis de datos, al aprendizaje y aplicación de nuevas técnicas, a... en pocas palabras, crecer como investigador. No sería honesto dejar de agradecerle aquí, también, sus inconmensurables lecciones de depredación pesquera y micológica.

Durante 13 años en la Direcció General de Pesca he compartido despacho, meriendas, pasillo, fotocopidora... el roce hace el cariño, dicen. No lo creo, el cariño se gana día a día, y por ese día a día, gracias a todos aquellos que decidieron ir más allá del roce y se ganaron el cariño que les proceso, para que compartir ese espacio físico fuera más agradable.

Con Toni Frau, Elvira Álvarez y Marga Cerdà, el roce fue más allá de la oficina: bucear para el calado de PODs, navegar horas interminables siguiendo el rastro acústico de algún cetáceo, kilómetros de coche entre un puerto y otro, pescas experimentales, seguimiento de esa maldita alga ;) llamada *Posidonia oceanica*, campañas... Muchos datos incluidos en esta tesis se han obtenido en su compañía o gracias a su compañía. Gracias equipo JUA (Join for Underwater Acoustics) por ello.

Los vientos en la investigación son cambiantes y a menudo, demasiado a menudo, de proa. Hace algunos años, con Elvira y Marga, decidimos fletar un nuevo barco, el TURSIOPS Marine Research. Sólo el tiempo nos dirá la calidad de su construcción. Sin embargo, a día de hoy, ha logrado superar temporales y encalmadas para seguir en regata. Dijo Hemingway que "...nadie jamás está solo en la mar.". Cuan cierta es esta frase para este equipo. Siempre una mano. Siempre una sonrisa. Es fácil dar las gracias por las millas navegadas. Imposible agradecer las singladuras futuras. Siempre tendré una deuda pendiente con vosotras.

Los Sistemas de Información Geográfica son, además de una potente herramienta para el estudio de diferentes aspectos de la ecología de los cetáceos, terriblemente crípticos, complejos, exigentes y propensos a crear enajenación mental... Si algo entiendo de ellos, si algo he podido sacar de ellos, si sigo cuerdo a pesar de ellos, ha sido gracias a la ayuda y el trabajo de Laura Yuste. Sin esa alegría avasalladora hubiera sido incapaz de sobrevivir a ningún cálculo de "home-range". Gracias rubia.

Durante años, mi aproximación a los cetáceos fue antropocéntrica. Visual. Comprender que son animales acústicos y que sólo desde este punto de vista podremos conceptualizar sus complejas historias de vida es una deuda que contraje con el Dr. Manuel Castellote. Culpa suya es que, hoy, salir al mar sin unos cascos en las orejas, es casi una herejía. La física del sonido no es fácil. Si entiendo un mínimo su funcionamiento es fruto, no sólo de su conocimiento, sino de su gran capacidad didáctica y paciencia para responder a todas y cada una de mis preguntas, que fueron, son y serán infinitas. Ya son muchos los lugares que hemos compartido. Aunque me fascinan más todos los que nos quedan por compartir. Gracias Manolo, un placer, como siempre.

Tras el congreso de la European Cetacean Society de 2009 en Istanbul, con el Dr. Fulvio Fossa, buen amigo, decidimos aprovechar el viaje y conocer un poco el maravilloso país que es Turquía. A ese periplo, no exento de aventuras y situaciones extremadamente divertidas, se unió un Hawaiano, el Dr. Lammers. Un trío peculiar propicio al chiste: "esto eran un americano, un italiano y un español..." o "esto eran un Genovés, un Hawaiano y un Mallorquín...". Sin embargo, en lugar de un chiste, en ese viaje se inició, al margen de una estrecha amistad, una intensa colaboración para el desarrollo de programas de instalación de dispositivos acústicos (EAR), diseñados por el propio Dr. Marc Lammers. Marc no sólo me instruyó en su manejo, instalación y el análisis de los datos obtenidos, sino que me alojó en su casa, me enseñó que humuhumunukunukuapua'a es el nombre de un pez y me permitió compartir olas con él en Diamond Beach... Aloha, Marc y mucho Shaka.

Decenas de conferencias, campañas, congresos... Y en ellos, amigos. Amigos que compartimos una misma pasión. Amigos que, desgraciadamente, sólo coincidimos contadas veces al año, pero que nos sabemos navegando con el mismo viento. Una hermandad más allá de localizaciones geográficas. Más

allá del tiempo. Una hermandad, al fin y al cabo, crecida a la sombra de la misma mar. Y como las olas de la misma mar, una hermandad distinta para cada viento. Cada uno a su manera, hermanos, vosotros, habéis sido los oasis que habéis permitido esta travesía del desierto. Gracias Toño, Enara, Mónica, María, Antonella, Ruth, Juanma, Manel, Ana, Marisa, Fulvio, Zaida, Enrico, Diana...

Pero no sólo de congresos y campañas vive el biólogo. Mi trabajo también ha pasado por informes, reuniones, videoconferencias, presupuestos, discusiones varias... De estos cónclaves han surgido proyectos, publicaciones... y compañeros y amigos. Gracias Ainhoa, Begoña, Javier, Alfredo...

Muchos han sido los pescadores con los que he compartido madrugones, frío en cubierta en invierno y calor en verano, meriendas, comidas, metros y metros de trasmallo, millas y millas de arrastre, kilos y kilos de cebo... de todos ellos siempre algo aprendí. Me gustaría pensar que, a cambio, algo les pude enseñar. Gracias a todos ellos.

No sería justo dejar de nombrar especialmente a una barca y a unos pescadores en estos agradecimientos. La Curniola, y la familia Canals que la envuelve, abuelos, hijos y nietos, algunos pescadores, otros no, y todos y cada uno de los amigos que a su vez envuelven a esta familia, me han acogido, primero a mí de campaña, luego también a mi mujer de visita, y finalmente a Lluc, mi hijo, como miembros de su tripulación. Ciutadella siempre fue especial, ahora con vosotros, es parte de nuestra vida. Gràcies Joan, Xiscu, Bep, Avi i Àvia, Antònia, Marga, Joanet, Esperança, Clara, Dora, Tiago i a tots els components de la guàrdia de la cova.

Tantas horas de sal y sol, mar y viento, son capaces de secar cualquier cerebro hasta la locura. Si algo cuerdo queda en mí, es gracias a todos los amigos “terricolas” que sabiamente me han apartado de los innumerables bucles infinitos originados a lo largo de esta tesis. Amigos hípicos, en viajes, antiguos y nuevos amigos... gracias, Mikelet, Mari Carmen, Oli, Juanan, Rafel, Susana, Rafel Trotón, Domingo, Guillem, Llorenç, Juanpa, Juan Furió, Iris, Eduardo, Anaïs, Pep... demasiados para mi parca memoria.

Cada viaje, campaña, reunión... restaba horas de dedicación a mi vida cotidiana. Y ello debía padecerlo mi familia. Todo ha sido más llevadero porque mi familia cercana ha contado con la familia en versión extendida. Gracias a todos, hermanos, hermanas, cuñados, cuñadas, sobrinos, sobrinas, padre y madres...

Y finalmente, agradecer y dedicar todas y cada una de las palabras, de las ideas, de la más pequeña línea de los gráficos, de las conclusiones... a mis padres, a mi mujer y a mi hijo. Ellos son los auténticos héroes de este viaje. Ellos me han enseñado que lo más hermoso cuando partes es saber que tienes un lugar donde volver. Y ese lugar, son ellos. Y que lo heroico no es decidir que tienes que navegar, buscar... lo heroico es dejar que a quien quieres, salga y corra esas pequeñas aventuras mientras esperas su regreso. Si una travesía para ser llamada así, precisa de un puerto de salida y uno de llegada, no se me ocurre mejor itinerario que el que acaba a su lado. Perdón por mis ausencias. Perdón por los minutos, horas y días robados. Y gracias. Por estar ahí, por vuestro amor y vuestra perseverancia. Esta tesis es más vuestra que mía.

1.	<i>Introducción</i>	15
1.1.	Estructura de la memoria de tesis.....	18
1.2.	Área de estudio.....	19
1.3.	El delfín mular, <i>Tursiops truncatus</i> (Montagu, 1821).....	23
1.4.	Bibliografía.....	28
2.	<i>Contribución a la caracterización cetológica del Mar Balear</i>	33
2.1.	Preámbulo.....	34
2.2.	Artículo.....	35
2.2.1.	Introducción.....	35
2.2.2.	Material y métodos.....	35
2.2.3.	Resultados y discusión.....	36
2.2.4.	Agradecimientos.....	42
2.2.5.	Bibliografía.....	42
2.3.	Discusión general.....	44
2.4.	Bibliografía.....	49
3.	<i>Estimating the impact of interactions between bottlenose dolphins and artisanal fisheries around the Balearic Islands</i>	51
3.1.	Preámbulo.....	52
3.2.	Artículo.....	53
3.2.1.	Abstract.....	53
3.2.2.	Introduction.....	53
3.2.3.	Methods.....	54
3.2.4.	Results.....	56
3.2.5.	Discussion.....	62
3.2.6.	Acknowledgements.....	64
3.2.7.	Literature cited.....	64
3.3.	Discusión general.....	67
3.4.	Bibliografía.....	68
4.	<i>Do pingers reduce interactions between bottlenose dolphins and nets around the Balearic Islands?</i>	71
4.1.	Preámbulo.....	72
4.2.	Artículo.....	74
4.2.1.	Abstract.....	74
4.2.2.	Introduction.....	74
4.2.3.	Material and methods.....	75
4.2.4.	Results.....	76

4.2.5.	Discussion.....	79
4.2.6.	Literature cited.	83
4.2.7.	Appendix 1.	84
4.3.	Discusión general.....	97
4.4.	Bibliografía.....	100
5.	<i>Dinámica espacial del delfín mular en el Mar Balear.</i>	103
5.1.	Preámbulo.....	104
5.2.	Introducción.....	105
5.3.	Material y métodos.....	107
5.3.1.	Zona de estudio.....	107
	I. Andratx.....	107
	II. Cala Rajada.....	108
5.3.2.	Trabajo de campo.....	108
	I. Embarcación.....	108
	II. GPS.....	109
	III. Toma de datos.....	109
	IV. Técnicas fotográficas.....	111
5.3.3.	Sistema de archivo y análisis de datos.....	113
	I. Volcado de datos de navegación, registro de usos y comportamiento.....	113
	II. Descarga, ordenación y análisis de las imágenes.....	113
	III. Numeración de las imágenes.....	114
	IV. Gestión de la información. Base de datos.....	115
	V. G.I.S.....	116
5.4.	Resultados.....	118
5.5.	Discusión.....	133
5.6.	Bibliografía.....	134
6.	<i>Population genetic structure and isotopic variation of bottlenose dolphins (Tursiops truncatus) around the Balearic Islands.</i>	139
6.1.	Preámbulo.....	140
6.2.	Artículo.....	142
6.2.1.	Abstract.....	142
6.2.2.	Introduction.....	142
6.2.3.	Methods.....	144
	I. Study site.....	144
	II. Sample collection.....	144
	III. DNA Extraction and Genetic analysis.....	145

IV. Microsatellites	145
V. Mitochondrial DNA.....	146
VI. Stable Isotope Analysis.....	146
6.2.4. Results.....	147
I. Microsatellites.....	147
II. Population structure.....	147
III. Mitochondrial DNA.....	148
IV. Stable isotopes analyses.....	148
6.2.5. Discussion.....	150
6.2.6. Acknowledgements.....	153
6.2.7. References.....	153
6.3. Discusión general.....	158
6.4. Bibliografía.....	160
7. <i>Long-term acoustic monitoring of bottlenose dolphins, Tursiops truncatus, in marine protected areas in the Spanish Mediterranean Sea.</i>	165
7.1. Preámbulo.....	166
7.2. Artículo.....	168
7.2.1. Introduction.....	168
7.2.2. Methods.....	170
I. Study Areas.....	170
II. Selection of deployment locations.....	170
III. T-POD settings and moorings.....	171
IV. Data Analysis.....	173
V. Anthropogenic activities.....	174
7.2.3. Results.....	174
I. Dolphin presence.....	174
II. Recreational activities.....	175
7.2.4. Discussion.....	175
I. Overall bottlenose dolphin presence.....	175
II. Seasonality in dolphin presence.....	179
III. Diel pattern in dolphin presence.....	181
IV. Diel pattern in echolocation inter-click interval (ICI).....	182
V. Effect of recreational activities.....	183
7.2.5. Conclusions.....	184
7.2.6. Acknowledgements.....	184
7.2.7. Literature cited.....	184

7.3.	Discusión general.....	189
7.3.1.	Seguimiento acústico pasivo en las reservas marinas de las islas del Toro y Malgrats. ...	189
	I. Zona de estudio.....	189
	II. Material y métodos.....	190
	III. Resultados.....	190
7.4.	Bibliografía.....	196
8.	<i>Discusión.</i>	197
8.1.	Discusión.....	198
8.2.	Bibliografía.....	205
9.	<i>Conclusiones.</i>	211
9.1.	Conclusiones.....	212
10.	<i>Anexos.</i>	215
10.1.	Estima de población por captura/recaptura en el área SW de Mallorca.....	216
10.1.1.	Preámbulo.....	216
10.1.2.	Artículo.....	216
	I. Data collection.....	216
	II. Photo-identification process.....	216
	III. Statistical methods.....	217
	IV. Proportion of marked individuals in the population.....	217
	V. Total population size.....	217
	VI. Validation of model assumptions.....	218
	VII. Results.....	218
	VIII. Summary results.....	220
	IX. References.....	220
10.2.	Índice de ilustraciones.....	222
10.3.	Índice de tablas.....	226

1. Introducción.

No acuses a la naturaleza;
ella ha hecho su parte;
acúsate a ti mismo.

El paraíso perdido,
John Milton (1608-1674)

Delfines y ballenas son, para muchos, más una imagen de documental, un mito, una alegoría de océanos lejanos y tempestuosos que no una realidad cercana y tangible.

En Baleares, donde el mar puede respirarse desde, prácticamente, cualquier lugar, éste es un gran desconocido en muchos aspectos. Y entre ellos, la presencia de animales tan extraordinarios como los cetáceos. La idea de que un rorcual común, el segundo animal vivo más grande sobre el planeta, superado sólo por el rorcual azul, el mayor ser vivo que jamás ha existido, es una especie común en nuestras aguas, es, de momento, patrimonio de unos pocos. La presencia de delfines mulares a sólo unas decenas de metros de nuestras costas, es también, un concepto desconocido para la mayoría.

En el Mediterráneo, estudios sobre cetáceos desarrollados desde una perspectiva moderna, no han prosperado hasta bien entrada la década de 1970. Anteriormente, sólo algunas citas sobre varamientos y contadas campañas científicas proveían de cierta información (Cabrera, 1914; Boscá, 1916; Richard, 1936; Gihl y Pilleri, 1969).

A principios de los años 90, el conocimiento sobre la cetofauna balear era muy limitado. Existían referencias de diferentes autores sobre la zona (Casinos y Vericad, 1976; Grau *et al.*, 1980; Grau *et al.*, 1986; Duguy *et al.*, 1988) y notas sobre el avistamiento o varamiento de especies consideradas poco comunes (Casinos, 1981; Di Natale y Mangano, 1983; Aguilar, 1989, Castell y Gutiérrez, 1991). Sin embargo, todavía no se había desarrollado un estudio para esclarecer la presencia de las diferentes especies de cetáceos en Baleares.

En este contexto, en el año 1991, y con el objetivo de realizar un estudio previo que sentara las bases para el desarrollo, con más recorrido, de posteriores proyectos se inició el trabajo de campo del primer artículo (**Brotons, J. M., 1996. Contribución a la caracterización cetológica del mar Balear**) de la serie que componen esta tesis doctoral.

De entre la valiosa información aportada, destaca la constatación de una población estable de delfín mular en aguas Baleares.

Durante décadas, la pesca en las Islas Baleares se desarrolló dentro de niveles poco tecnificados, pero el rápido crecimiento de la actividad a partir de los años 80 hizo surgir diferentes tipos de problemas y magnificar otros ya conocidos (Llabrés y Martorell, 1984). Entre estos últimos se incluye el conflicto entre la identificada población estable de delfín mular en las Baleares y las pesquerías artesanales. Aunque esta interacción se conoce desde la antigüedad (Prats, 1997), las quejas recibidas en la Direcció General de Pesca del Govern de les Illes Balears, por parte de las cofradías de pescadores se hacen más frecuentes a partir de 1990 (Soler, 1998). Por otra parte, las capturas accidentales asociadas podían poner en peligro la población de delfines.

Es obvio que, estos hechos evidenciaban una falta de información para una correcta gestión de las posibles interacciones delfines/pescadores en Baleares. Por ello, el segundo paso fue concretar la dimensión del conflicto. La necesidad de esta valoración, propició, entre 2000 y 2003, el desarrollo del trabajo de campo que desembocó en la segunda publicación incluida en la tesis: **Brotons, J. M., Grau, A. M. y Rendell L., 2008. Estimating the impact of interactions between bottlenose dolphins and artisanal fisheries around the Balearic Islands.**

La constatación de la importancia del problema de las interacciones delfines/pescadores, y de los costes que para ambos suponía el conflicto, unido a la posibilidad de minimizar sus efectos mediante emisores acústicos activos, pingers, que a inicios de la década de 2000, estaban siendo aplicados masivamente en otras interacciones, obligaba a efectuar una prueba de su eficiencia, prueba que dio origen al artículo **Brotons J. M, Munilla, Z., Antonio María Grau, A. M., Rendell, L., 2008. Do pingers reduce interactions between bottlenose dolphins and nets around the Balearic Islands?** incluido en el capítulo 4 de esta tesis.

Si bien el trabajo sobre interacciones permitió aclarar ciertos aspectos sobre la ecología del delfín mular, especialmente su relación con las actividades pesqueras, otros, muy diversos, entre ellos, cuestiones

surgidas en el propio desarrollo del proyecto, continuaban esperando el desarrollo de posteriores estudios para su clarificación.

La complejidad de la ecología de *T. truncatus* en Baleares, ha provocado que, la aproximación a su conocimiento se haya basado en muy diferentes técnicas de estudio. A partir de éstas, se han ido publicando y construyendo los artículos que, de cierta manera, han ido contestando a las respuestas surgidas a raíz de la profundización en el conocimiento que, sobre *T. truncatus*, se ha ido adquiriendo con los años de estudio. Así en esta tesis, se describe también la *dinámica espacial del delfín mular en el Mar Balear*, capítulo 5; su grado de aislamiento, **Population genetic structure and isotopic variation of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) around the Balearic Islands**, capítulo 6 y la influencia de las áreas marina protegidas en su ecología, **Bottlenose dolphins and Marine Protected Areas in the Spanish Mediterranean Sea: seasonal presence and effects of anthropogenic activities**, capítulo 7.

El conjunto conforma un bagaje de información importante sobre la

“Ecología del delfín mular en las Islas Baleares”.

1.1. Estructura de la memoria de tesis.

La presente memoria de tesis se ha vertebrado a partir de 5 artículos científicos, publicados o en revisión en diferentes revistas en un periodo de 19 años (1996-2015) y que suponen, en conjunto, alrededor de 14 años ininterrumpidos de trabajo de campo.

Este primer capítulo de introducción, al margen de exponer las razones que han motivado el desarrollo de esta tesis y explicar su estructura, comprende dos apartados en los que se describen de forma generalista los denominadores comunes de las publicaciones: el delfín mular y las Islas Baleares.

A continuación, para cada artículo, se ha generado un capítulo, en los que se incluye:

1. Una introducción relativa al ámbito del artículo.
2. El artículo en sí, reproducido fielmente tal y como se publicó en origen, en castellano o inglés según la revista, y con sus pertinentes subdivisiones en introducción, zona de estudio, material y métodos, resultados... y bibliografía. Ésta se ha transcrito con el formato exigido en la revista por lo que, entre capítulos pueden existir diferencias de formato bibliográfico. Tan sólo difieren de las publicaciones originales algunos gráficos que han sido mejorados al emplear el color, vetado o excesivamente caro en muchas revistas científicas. La numeración de los mismos también se ha modificado y se ha hecho correlativa en conjunto, con la finalidad de poder, así, localizar un gráfico en concreto en la memoria.
3. En ciertos capítulos en los que es oportuno, un apartado de discusión ampliada en el que, en algunos casos, se han incluido y discutido datos posteriores a la publicación del artículo con el objetivo de actualizarlo o ampliar el alcance del trabajo.
4. Y para finalizar, la bibliografía citada fuera del contexto del artículo publicado.

Los dos últimos capítulos de la tesis se han reservado para la discusión y conclusiones generales, en los que, se resumen las diferentes discusiones de resultados de los artículos, que empleando muy distintas técnicas de estudio, pretenden ampliar el conocimiento de la ecología del delfín mular en aguas de Baleares.

1.2. Área de estudio.

El mar Mediterráneo, situado entre Europa, Asia y África cubre una extensión de 2,542,000,000 Km² con una profundidad media cercana a los 1,500 m.

Subdividido en Mediterráneo oriental y Mediterráneo occidental forma, junto al mar Negro, un rosario de cuencas que finalmente se abren al Atlántico. Cada una de ellas queda definida por su contexto estructural en relación a la orogenia alpina, por la naturaleza y edad de su corteza y por su desarrollo sedimentológico. Se trata de un ejemplo clásico de cuencas marinas relativamente pequeñas y profundas, rodeadas por continentes. Tanto es así, que sirve de denominación para sistemas similares, llamados así “mediterráneos” (Shepard, F. P., 1973).

El Mediterráneo occidental cubre una extensión de 860,000 Km². Está limitado occidentalmente por el estrecho de Gibraltar y, orientalmente por los umbrales de Sicilia-Túnez. La profundidad máxima es de 3,700 m. Su salinidad, al ser cuenca deficitaria, es alta, alrededor de 38.5 gr. de compuestos sólidos por kg. de agua en zonas profundas, y algo menor en superficie. La temperatura del agua profunda es de 13°C constantes y de entre 13 y 26°C en superficie, y su oxigenación buena (Margalef, 1985)

El conjunto insular del Mediterráneo occidental, constituido por Baleares, Córcega, Cerdeña, Sicilia y Malta, tiene una gran importancia oceanográfica (Margalef, 1985). Con independencia de estas grandes estructuras insulares, hay que señalar la existencia de una gran cantidad de islas de menor tamaño ampliamente distribuidas.

Las Islas Baleares, localizadas entre 38°38'26" (Cabo de Berberia) y 40°05'40" (Isla des Porros) de latitud norte y 001°09'30" (Isla Bleda Plana) y 004°19'39" (Punta del Esperó) de longitud este, están situadas sobre un zócalo marino, que continúa las formaciones geológicas béticas del sur de la península ibérica que se hunden bajo el mar en el cabo de la Nao, Alicante, y que tienen su origen en el plegamiento alpino.

Alineadas de SW a NE a unos 80 Km de la costa del Levante Español, 220 Km de las playas de Argelia y a 350 Km del litoral de Cerdeña, son el conjunto insular más alejado del continente de todo el Mediterráneo y se sitúan en el centro de su cuenca occidental.

Compuestas por 151 islas e islotes, forman dos grandes grupos perfectamente definidos por la batimetría: Mallorca, Menorca y Cabrera, así como otras islas menores (Dragonera, Conillera...) e islotes, están unidas por una misma plataforma continental y son conocidas como Gimnesias o Grandes Baleares. Las Pitiusas, formadas por Eivissa y Formentera, y otras pequeñas islas e islotes, se encuentran separadas del primer grupo por fondos superiores a los 800 metros. En conjunto su superficie total es de 5,014 Km² y su litoral representa 1,428 Km de longitud.

Aunque claramente definidas y ubicadas las islas Baleares en el marco general del Mediterráneo occidental, la magnitud de su ámbito marino es más difusa.

El mar Balear, conocido también como mar Ibérico, es una subdivisión de la cuenca occidental del mar Mediterráneo que se encuentra frente a la costa occidental de la península ibérica, entre la costa del Levante peninsular y las Islas Baleares. La Organización Hidrográfica Internacional, máxima autoridad internacional en materia de delimitación de mares, en su publicación de referencia Limits of oceans and seas, 1953, le asigna el número de identificación 28 (C) y lo limita en el **sudoeste** por la línea que une el cabo de San Antonio en España (38°50'N 000°12'E) con el cabo de Berberia en el extremo sudoeste de Formentera. Por el **sudeste** por la costa sur de Formentera y la línea que une Punta Rotja al extremo este de ésta, con Cabrera (39°07'N 002°54'E) y la isla del Aire, en el sudeste de Menorca. Y por el **noreste** por la costa este de Menorca hasta cabo Favaritx (40°00'N 004°14'E) y la línea que lo une con cabo San Sebastián, España (41°54'N 003°10'E) (Figura 1-1).

Su uso no es común en España. Por otra parte, entre los círculos de especialistas existen diferentes tendencias en cuanto a la identidad del “mar balear”.



Figura 1-1. Límites del Mar Balear o Ibérico según la “Organización Hidrográfica Internacional”.

A nivel geológico, la cuenca balear es la más compleja y antigua del Mediterráneo occidental, así como la más grande. Consta de varios sectores diferenciados claramente por la naturaleza de su corteza y por las alineaciones tectónicas. Algunos de ellos pueden haber tenido orígenes tectónicos diferentes. Dicha cuenca, engloba la Fosa de Valencia y el mar Ligur (Biju-Duval *et al.*, 1978).

Aún teniendo en cuenta las divisiones tradicionales, Bas, 2002, propone, basado en criterios geomorfológicos de las zonas, y muy especialmente, en las corrientes marinas y su dinámica propia las siguientes divisiones para el Mediterráneo occidental: mar de Alborán, Mediterráneo noroccidental, cuenca argelina y mar Tirreno (Figura 1-2).

Según Furnestín *et al.*, 1966, las áreas del mar Mediterráneo que se pueden reconocer y separar por sus comunidades zooplantónicas son: el mar de Alborán, la costa norte-Africana, el mar Tirreno, el mar Ligur, el golfo de León, el mar Balear y el sector central. Sus límites son muy similares a los adoptados por la Organización Hidrográfica Internacional.

A nivel cetológico, los diversos autores de trabajos relacionados con las islas Baleares, tampoco comparten un mismo criterio a la hora de delimitar la zona de influencia marina del archipiélago. Así, el Proyecto Mediterráneo, 2004, de la Dirección General de Medio Ambiente del Ministerio de Medio Ambiente, dividió el Mediterráneo español en tres sectores: norte (Cataluña e Islas Baleares), centro (Comunidad Valenciana y Región de Murcia) y sur (Andalucía y Ceuta). Y definió el área de estudio del sector norte como el mar Balear y aguas adyacentes, desde el norte del golfo de Valencia hasta la frontera con Francia y desde la costa de Cataluña hasta el este de Menorca, incluyendo las islas Baleares.

Gonzalvo *et al.*, 2008, concretan el área de estudio como islas Baleares y las definen como: “... archipiélago situado en el Mediterráneo occidental y separado de la península ibérica por una gran barrera geológica submarina con profundidades de entre 800-2,000 metros. La plataforma balear se compone de dos mesetas, la menor, Ibiza-Formentera, de aproximadamente 3,480 Km² en el oeste, y la mayor, Mallorca-Menorca, de aproximadamente 12,315 Km² en el este...” Aunque posteriormente, sus datos y gráficas se concretan sólo en el ámbito Mallorca-Menorca (Figura 1-3).

Parece ser, por lo tanto, que no existe unanimidad para definir las “aguas Baleares”, el “mar balear”.

Massutí, 1989, al clasificar y caracterizar las zonas pesqueras en Baleares, inicia el desarrollo del concepto de un área marina balear, que acaba definiendo en 1991.

Según el mismo, el conjunto de las islas Baleares, incluida su área de unión con los fondos de Alicante, con profundidades superiores a los 800 metros, queda separada del resto de áreas continentales e

insulares cercanas por profundidades superiores a los 3,000 metros. Ello nos indica un **dominio insular aislado** que juntamente a sus estocs demersales y pelágicos costeros son, absolutamente, independientes. Sólo debe reconocerse, lógicamente, un intercambio con otras áreas geográficas de grandes migradores oceánicos. Esta situación debe tener un peso específico importante en el momento de considerar esta región para regular, cuestionar y controlar una futura política común del Mediterráneo (Massuti, 1991).



Figura 1-2. Divisiones del Mediterráneo occidental teniendo en cuenta las características hidrográficas (modificado de Bas, 2002). 1-Alborán, 2- M. noroccidental, 3-cuenca argelina, 4-Tirreno.

La zona montañosa submarina que forma las islas Baleares, limitada por profundidades de alrededor de 3,000 metros, presenta tres depresiones transversales sobre su alineación con el sistema bético:

1. Entre el cabo la Nao y Eivissa con profundidades máximas superiores a los 800 metros.
2. Entre Eivissa y Mallorca con profundidades similares.
3. Entre Mallorca y Menorca, que a forma de meseta, no sobrepasa los 100 metros de profundidad.

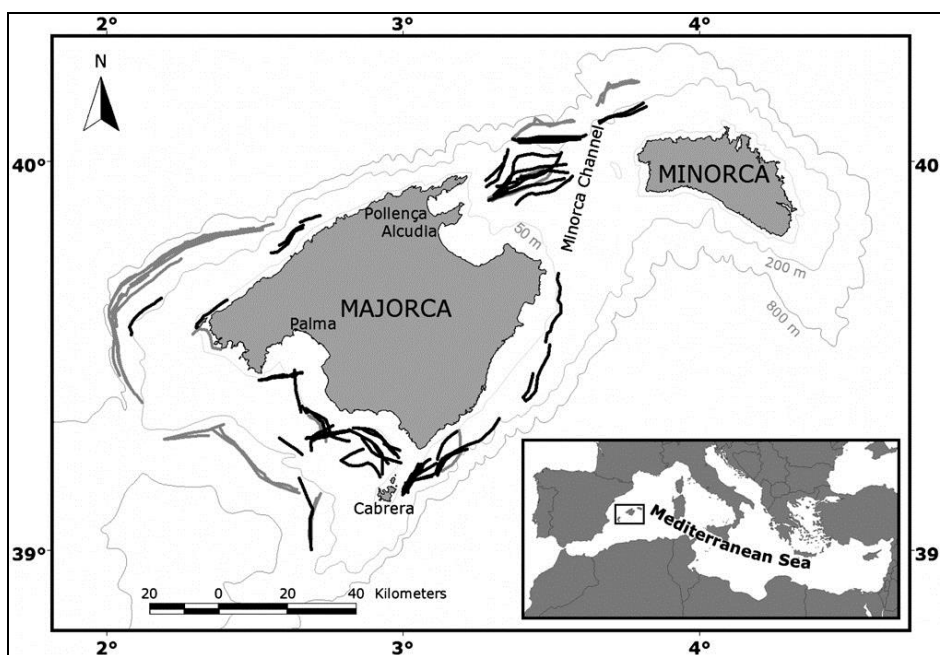


Figura 1-3. Zona de estudio de Gonzalvo *et al.*, 2008.

De esta forma, Mallorca y Menorca emergen sobre la misma plataforma continental. Ésta, en Menorca, dibuja aproximadamente el contorno de la isla, excepto en su zona oeste, donde dicha plataforma continúa hasta Mallorca. Su amplitud es más o menos regular desde el NO al NE, agrandándose a medida que se desciende al SE.

Mallorca presenta una plataforma muy estrecha en toda la zona NO, desde el cabo de Formentor hasta la altura de la isla de Dragonera, a causa de la sierra que se levanta en esta zona y que se hunde bruscamente en el mar. Al SE, entre el cabo Salines y Porto Petro, la plataforma sigue siendo estrecha, pero desde este punto, y hacia el NE, se va ampliando hasta el ensanchamiento del canal de Menorca. Al S de cabo Salines, a sólo 7 millas, emerge el archipiélago de Cabrera, unido a Mallorca por profundidades menores a los 100 metros. Las mayores extensiones de plataforma se localizan en las bahías de Alcudia y Pollença al NE, y de Palma, al SO, donde alcanza las 20 millas.

Eivissa, rodeada de una amplia plataforma, que engloba Formentera, queda separada de Mallorca por un amplio canal de 45 millas, pero sigue unida por una cresta submarina que evita superar los 800 metros de profundidad. La amplitud máxima de plataforma no sobrepasa las 15 millas hacia el SO. La menor distancia al talud, 2,5 millas, se encuentra en Punta Roja.

Eivissa dista del cabo de la Nao 48 millas, separada del mismo por un amplio canal de profundidades superiores a los 800 metros en su parte medial, de tal forma que las dos plataformas continentales, insular y peninsular, distan 31 millas. Entre ambas se abre esta gran depresión.

Dicha configuración del Mar Balear, hace más patente la reagrupación de las islas en los dos grupos mencionados: Gimnesias y Pitiusas, y su existencia como Dominio Insular Aislado (Figura 1-4. Mar Balear a partir de Massutí, 1991. Figura 1-4).

Ante el objetivo de esclarecer nuevos datos sobre la ecología del delfín mular en Baleares y, partiendo de los conocimientos previos que se tenían sobre éste, es precisamente esta última definición de mar Balear, la que más se ajusta al contexto investigador sobre *T. truncatus*.

No todos los artículos recogidos en esta tesis comprenden la totalidad del mar Balear o se circunscriben estrictamente a zonas del mismo como área de estudio, si bien, finalmente, pretenden obtener datos que puedan ser extrapolados para el conjunto de las islas Baleares, y describir el efecto de su configuración sobre la ecología del delfín mular.

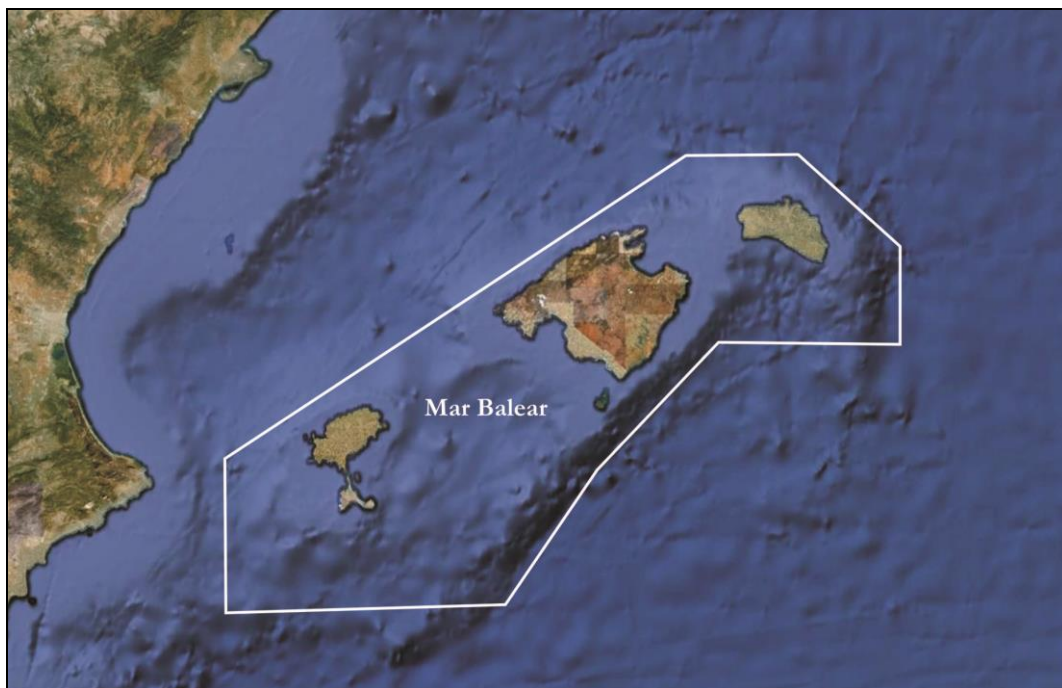


Figura 1-4. Mar Balear a partir de Massutí, 1991.

1.3. El delfín mular, *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821).

**Reino: Animalia; Filo: Chordata; Clase: Mammalia; Orden: Cetacea; Suborden: Odontoceti;
Familia: Delphinidae; Genero: Tursiops; Especie: Tursiops truncatus.**

Aunque presenta una gran variabilidad en lo que se refiere a tamaño, forma y color, según la zona geográfica en la que viva y que es posible distinguir 2 variedades principales: una pequeña, que vive más cerca de la costa y una grande, más robusta, que vive por lo general lejos de ella; el delfín mular es el delfín arquetípico por antonomasia.

El cuerpo es fusiforme y robusto. Es un delfín relativamente grande, en el Mediterráneo puede llegar a superar los 300 kilos y su talla total se halla comprendida entre los 2.3 y los 3.5 metros. El color presenta un diseño bastante complejo pero que, según la incidencia de la luz, puede parecer un gris uniforme bastante apagado que se aclara por los flancos. El vientre es blanco o rosado (Figura 1-5).



Figura 1-5. Características morfológicas del delfín mular: cuerpo fusiforme y robusto. Color gris oscuro aclarándose en los flancos, blanco el vientre. Foto: J. M. Brotons

El melón es claramente convexo y su morro, corto y amplio. Característica ésta a la que debe su nombre en inglés: “bottlenosed dolphin”, delfín nariz de botella (Figura 1-6). La dentición está compuesta por entre 8 y 26 dientes por hemimandíbula.

La aleta dorsal es alta, grande y falcada. Su borde posterior se mutila con facilidad con las interacciones inter e intraespecíficas resultando un modelo distintivo de cada individuo.

La longevidad estimada para los machos es de alrededor 40-45 años y de 50 para las hembras. Los primeros alcanzan la madurez sexual sobre los 11 años y las hembras, algo más tarde, sobre los 12. No presentan un celo estacional y pueden reproducirse todo el año. El periodo de gestación oscila entre 11 y 12 meses y el de lactancia de 12 a 18. La hembra suele dar a luz, una sola cría, cada 3 años (Reeves *et al.*, 2002).

El delfín mular, *T. truncatus*, debido a los numerosos estudios que sobre él se han desarrollado a nivel mundial, es, actualmente, una de las más conocidas de las, aproximadamente, 85 especies de cetáceos vivas (Leatherwood y Reeves, 1990; Wells y Scout, 1999; Reynolds *et al.*, 2000). En el Mediterráneo, no es hasta finales de los años 80 en que se inician los primeros estudios de campo (Notarbartolo-di-Sciara y Bearzi, 2005) y actualmente, es relativamente bajo el conocimiento de la especie en la región.



Figura 1-6. Características morfológicas del delfín mular: melón convexo, morro corto y amplio. Foto: J. M. Brotons

Un primer intento parcial para determinar el estatus poblacional del delfín mular en el Mediterráneo tuvo lugar en el contexto del “workshop” regional de marzo de 2006 sobre la “lista roja” de especies (Reeves y Notarbartolo-di-Sciara, 2006). Los participantes en el mismo consideraron la subpoblación mediterránea de *T. truncatus* “vulnerable” de acuerdo con el criterio para su inclusión en la “lista roja” de la IUCN (Internacional Union for Conservation of Nature) (Bearzi y Fortuna, 2006). La clasificación propuesta se basó principalmente en las sospechas de un declive poblacional causado por: 1) muertes intencionadas y campañas de exterminación organizadas hasta finales de la década de 1960 en diferentes zonas de la cuenca y 2) la reciente y actual mortalidad asociada a las actividades de pesca (generalmente conocida como “by-catch”). También se consideró la sobrepesca de las presas potenciales (diferentes estudios han evidenciado la depredación por parte del delfín mular de especies diana de las pesquerías) y la degradación general del hábitat, incluyendo la polución por contaminantes químicos y el impacto acústico provocado por el tráfico marítimo (Bearzi y Fortuna, 2006). Difícilmente cuantificable su asociación con la supervivencia o capacidad individual de los animales, estos últimos factores son sospechosos de contribuir al declive poblacional de *T. truncatus* en la región.

El delfín mular es una de las especies más frecuentemente observadas en el Mediterráneo (Notarbartolo-di-Sciara y Demma, 2004; Reeves y Notarbartolo-di-Sciara, 2006). Su presencia en las aguas costeras de la cuenca es generalizada y su avistamiento ha sido confirmado en aguas de Albania, Argelia, Croacia, Chipre, Eslovenia, España, Francia, Gibraltar, Grecia, Israel, Italia, Montenegro, Marruecos, Túnez y Turquía. Su presencia es regular también en islas y archipiélagos alejados del continente.

Numerosas áreas del Mediterráneo habitadas por *T. truncatus* soportan un intenso uso antropogénico, como por ejemplo los estrechos de Gibraltar, Bonifacio o Messina o los golfos de León, Génova o Trieste. Su distribución no es homogénea, y en su rango de distribución es frecuente la existencia de áreas con una muy baja densidad (NW del mar Ligure y W de golfo de Vera, por ejemplo). La variación

en la densidad está probablemente relacionada con diversos factores como las características del hábitat, la disposición de presas potenciales y la naturaleza generalmente gregaria de las comunidades de delfín mular. Por otra parte, los efectos de las pasadas campañas de exterminación (Bearzi *et al.*, 2004) y la variedad de impactos actuales han contribuido a la presente distribución discontinua en la región.

De las dos especies reconocidas del género *Tursiops*, delfín mular (*T. truncatus*) y delfín mular indo-pacífico (*T. aduncus*), sólo el primero está presente en el Mediterráneo. Éste, se encuentra genéticamente diferenciado de las poblaciones contiguas del Atlántico este y las aguas escocesas. A partir de análisis de ADN nuclear y mitocondrial ha sido posible diferenciar distintas poblaciones entre el Mar Negro y el Mediterráneo (Natoli *et al.*, 2005). A partir de muestras obtenidas con rango geográfico continuo desde el Mar Negro hasta el Noratlántico este, se concluyó que los límites entre las diferentes poblaciones coincidían con los límites entre diferentes hábitats. Las diferentes zonas se caracterizaron por la topografía submarina y diferentes valores como salinidad superficial, productividad y temperatura. Se identificaron 5 poblaciones: mar Negro, Mediterráneo este, Mediterráneo oeste, Noratlántico este y Escocia (Natoli *et al.*, 2005).

La estructura poblacional del delfín mular en la península Ibérica se ha investigado a partir del análisis de isótopos estables y contaminantes organoclorados en tejidos de animales varados en Cataluña, Valencia y las Islas Baleares y aguas Atlánticas adyacentes (Huelva y Portugal) (Borrel *et al.*, 2006). Diferencias significativas en los porcentajes de isótopos de carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) y los perfiles de PCB indican una baja tasa de mezcla entre los delfines atlánticos y mediterráneos. En el Mediterráneo, las muestras de Cataluña y Valencia no pueden singularizarse, lo que sugiere una distribución común para toda el área. Sin embargo, las diferencias de ratio DDT/PCB y otros perfiles de PCB entre los animales de Baleares en relación al Mediterráneo ibérico son indicativos de que las aguas profundas entre el archipiélago y la península, representa una efectiva barrera para el movimiento de la especie (Borrell *et al.*, 2006).

Estos resultados, unidos a evidencias similares descritas en otras especies (Natoli *et al.*, 2008, Fossi *et al.*, 2004, Gaspari *et al.*, 2007a, Gaspari *et al.*, 2007b), sugieren que no sólo los obvios límites físicos como el estrecho de Gibraltar o de los Dardanelos representan una barrera para el movimiento de los animales.

El conocimiento sobre el tamaño poblacional de *T. truncatus* en el Mediterráneo es limitado. De hecho no existe una estima sobre toda la cuenca y la información existente proviene de contados estudios locales basados en diferentes metodologías, (por ejemplo, modelado su densidad con GAM, máximo número de animales fotoidentificados, curvas de identificación, y transecto lineal). La mayoría de ellos se limitan a zonas costeras relativamente pequeñas (entre 400 y 1,000 Km²) que, muy probablemente, no cubren por completo las zonas de campeo de los grupos bajo investigación. Relativamente recientes, muestreos a gran escala (4,000-80,000 Km²) en diferentes áreas, han demostrado que el delfín mular, en el Mediterráneo, puede encontrarse tanto en aguas oceánicas como neríticas y que su rango de densidad varía entre 4 y 20 animales por 100 Km² (Ben Naceur *et al.*, 2004, Forcada *et al.*, 2004, Cañadas y Hammond, 2006, Gomez de Segura *et al.*, 2006). Considerando que muchos trabajos se han realizado en áreas de relativa alta densidad, que la decisión de la zona de estudio depende de factores logísticos y de diferente índole, es poco probable que la población total del Mediterráneo supere los 10,000 efectivos (Bearzi y Fortuna, 2006).

Indirectas, pero convincentes evidencias, muestran que la tendencia general de la población Mediterránea, debido inicialmente a las muertes intencionadas y seguido posteriormente por la sobrepesca de especies presa, degradación del hábitat y el “by-catch”, es de declive (Bearzi *et al.*, 2004, Bearzi y Fortuna, 2006, Blanco y González, 1992, Borrell *et al.*, 2000). La situación cambia de una localización a otra, pero a nivel general, puede considerarse que la población Mediterránea se ha reducido un 30% en los últimos 60 años (Reeves y Nortarbartolo-di-Sciara, 2006).

El delfín mular observado regularmente en el Mediterráneo es predominantemente costero, si bien esta designación resulta engañosa, ya que puede encontrarse sobre la plataforma continental o sobre el inicio

del talud a cualquier distancia de costa (Notarbartolo-di-Sciara *et al.*, 1993, Bearzi *et al.*, 2004, Ben Naceur *et al.*, 2004, Gomez de Segura *et al.*, 2004, Gannier, 2005, Gnone *et al.*, 2006, Azzellino *et al.*, 2008). Está presente en una gran variedad de hábitats que incluyen la plataforma continental (Gomez de Segura *et al.*, 2004, Azzellino *et al.*, 2008), mares cerrados (Bearzi *et al.*, 2008) y las aguas circunscritas a islas y archipiélagos (Bearzi *et al.*, 1997, Mussi y Miragliuolo, 2003, Forcada *et al.*, 2004).

En el mar de Alborán y en las islas Baleares, es posible encontrarlo a lo largo de toda la plataforma continental, en el borde de la misma y en aguas profundas del talud continental (Cañadas *et al.*, 2002, Forcada *et al.*, 2004, Cañadas *et al.*, 2005).

Evidencias genéticas y de otra índole, encontradas en otras áreas, que diferencien un “ecotipo” de delfín mular costero y otro oceánico, no han sido registradas en el Mediterráneo (Natoli *et al.*, 2005). A pesar de que no se han desarrollado estudios para comprobar el uso de la zona oceánica por parte del delfín mular, existen avistamientos ocasionales de grupos en aguas profundas (2,000 metros). En el otro extremo, es común el encuentro en estuarios, desembocaduras de ríos y otros tipos de ecosistemas marinos cerrados (Bearzi *et al.*, 2004, Sackl *et al.*, 2007).

El tamaño de grupo varía según la región biogeográfica, disponibilidad de presas, actividad y otros factores, aunque mayoritariamente se encuentran en un número menor de 10. Aunque es poco frecuente, se han observado grupos mixtos con otras especies como *D. delphis* y *G. melas* (Cañadas *et al.*, 2002; de Stephanis *et al.*, 2008).

La única información disponible sobre comportamiento y organización social del delfín mular en el Mediterráneo se basa, especialmente, en estudios desarrollados sobre grupos costeros y, es muy poco, el conocimiento sobre grupos oceánicos. En varios estudios costeros se ha definido la dinámica social como de “fusión-fisión”, con un fluido intercambio de individuos entre grupos (Bearzi *et al.*, 1997, 2005).

El comportamiento de *T. truncatus* difiere considerablemente entre grupos según el hábitat en el que viven. Se trata de una especie de comportamiento muy flexible y de dieta cosmopolita (Shane *et al.*, 1986, Barros y Odell, 1990, Cockcroft y Ross, 1990, Connor *et al.*, 2000). En las costas mediterráneas, el delfín mular captura especialmente presas demersales (Miokovic *et al.*, 1999, Blanco *et al.*, 2001) en sesiones de alimentación con apneas de entre 3 y 5 minutos y máximas de 8 según la profundidad (Bearzi *et al.*, 1999, 2005). Entre ellas, un buen número de especies comerciales (Blanco *et al.*, 2001), algunos de cuyos “stocks” están en declive (FAO, 2005), provocan que entren en conflicto con la actividad pesquera en diferentes áreas (Reeves *et al.*, 2001).

Las interacciones entre cetáceos y las pesquerías en el Mediterráneo son especialmente relevantes (UNEP, 1998) y han sido estudiadas en diferentes regiones (Consiglio *et al.*, 1992, Lauriano *et al.*, 2004, Díaz-López, 2006). En Baleares, en 1991, y sin conocer el balance total, se contabilizaron hasta 30 delfines muertos por interacciones con pesca (Silvani *et al.*, 1992).

La captura accidental, junto a los efectos de los vertidos contaminantes, la sobre-explotación de los recursos y el tráfico marítimo, han provocado que la mayor parte de las poblaciones europeas de *T. truncatus* hayan padecido una drástica reducción de efectivos y una intensa fragmentación demográfica, hasta el punto en el que se puede considerar al delfín mular como la especie de cetáceo potencialmente más agredida del Mediterráneo (Di Natale, 1992).

La mayor parte de los catálogos de biodiversidad y acuerdos y reglamentos nacionales e internacionales de conservación lo definen como especie amenazada o en situación crítica:

El Libro Rojo de los Vertebrados de España lo cataloga como especie “*Vulnerable*”, tanto en aguas de la Unión Europea como en las españolas del Mediterráneo.

En el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas está considerado como “*Vulnerable*” tanto en aguas peninsulares (Orden del 10 de marzo de 2000) como en las de las Islas Canarias (Orden del 9 de junio de 1999).

El Convenio de Berna lo incluye en el Anejo II, de fauna estrictamente protegida.

La Directiva Hábitats y su transposición en el R. D. 1997/1995 lo destacan, junto a la marsopa, en su anejo II, lo que lo convierte en una especie de interés especial cuya conservación requiere la designación de áreas especiales de conservación; además, está incluido también en el Anejo IV como especie de interés comunitario y que precisa una protección estricta.

El Acuerdo sobre la Conservación de los Cetáceos del Mar Negro, el Mar Mediterráneo y la Zona Atlántica Contigua (ACCOBAMS) lo incluye entre las especies sobre las que se aplica el acuerdo y lo identifica en informes recientes (2002) como uno de los cetáceos que sufre mayores impactos por las actividades humanas.

Las legislaciones autonómicas de Andalucía y la Comunidad Valenciana lo protegen específicamente.

1.4. Bibliografía.

- Aguilar, A. 1989. A record of two Humpback Whales, *Megaptera novaengliae*, in the western Mediterranean sea. *Marine Mammal Science* 5 (3): 306-309.
- Azzellino, A., Gaspari, S., Airoidi, S. y Lanfredi, C., 2008. Habitat use and preferences of cetaceans along the continental slope and the adjacent pelagic waters in the western Ligurian Sea. *Deep-Sea Research I*, 55, 296-323.
- Barros, N. B. y Odell, D. K., 1990. Food habits of bottlenose dolphins in the Southeastern United States. En: *The bottlenose Dolphin* (Ed. por Leatherwood & R. R. Reeves), pp. 309-328. Academic press, San Diego, CA, USA.
- Bas, C., 2002. *El mar Mediterráneo: recursos vivos y explotación*. Ariel Ciencia pp 518 Ed. Ariel, Barcelona
- Bearzi, G. y Fortuna, C. M., 2006. Common bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* (Mediterranean subpopulation). En: *The Status and Distribution of Cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea* (Ed. por R. R. Reeves & G. Notarbartolo-di-Sciara), pp. 64-73. UICN Centre for Mediterranean Cooperation, Málaga, Spain.
- Bearzi, G., Agazzi, S., Bonizzoni, S., Costa, M. y Azzellino, A., 2008. Dolphins in a bottle: abundance, residency patterns and conservation of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the semi-closed eutrophic Amvrakikos Gula, Greece. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18, 130-146.
- Bearzi, G., Holcer, D. y Notarbartolo-di-Sciara, G., 2004. The role of historical dolphin takes and habitat degradation in shaping the present status of northern Adriatic cetaceans. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem*, 14, 363-379.
- Bearzi, G., Notarbartolo-di-Sciara, y G. Politi, E., 1997. Social ecology of bottlenose dolphin in the Kvarneric (northern Adriatic Sea). *Marine mammal Science*, 13, 650-668.
- Bearzi, G., Notarbartolo-di-Sciara, y G. Politi, E., 1999. Diurnal behaviour of free-ranging bottlenose dolphins in the Kvarneric (northern Adriatic Sea). *Marine mammal Science*, 15, 1065-1097.
- Bearzi, G., Politi, E., Agazzi, S., Bruno, S., Costa, M. y Binizzoni, S., 2005. Occurrence and present status of coastal dolphins (*Delphinus delphis* and *Tursiops truncatus*) in the eastern Ionian Sea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15, 243-257.
- Ben Naceur, L., Gannier, A., Bradai, M. N., Drouot, V., Bourreau, S., Laran, S., Khalfallah, N., Mrabet, R., y Bdioui, M., 2004. Recensement du grand dauphin *Tursiops truncatus* dans les eaux tunisiennes. *Bulletin de l'Institut des Sciences et Technologies de la Mer de Salammbó*, 31, 75-81.
- Biju-Duval, B., Letouzey, J. y Montadent, L., 1978. Structure and evolution of the Mediterranean basins. *Initial Reports of the Deep Sea Drilling Project* 42(1). Ed. K. J. Hsu, L. Montadent *et al.*, pp 951. 84 U.S. Gout Printing Office, Washington D.C.
- Blanco, C., Salomon, O. y Raga, J. A., 2001. Diet of bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the western Mediterranean sea. *Journal of the Marine Biology Association U. K.*, 81, 1053-1058.
- Blanco, J. C. y González, J. L., 1992. *Libro rojo de los Vertebrados de España*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. ICONA, Madrid.
- Borrell, A., Aguilar, A., Forcada, J., Fernández, M., Aznar, F. J. y Raga, J. A. 2000. Varamiento de cetáceos en las costas españolas del Mediterráneo durante el periodo 1989-1992. *Miscellània Zoològica*, 23, 53-69.
- Borrell, A., Aguilar, A., Tornero, V., Sequeiro, M., Fernández, G. y Alis, S., 2006. Organochlorine compounds and stable isotopes indicate bottlenose dolphin subpopulation around the Iberian Peninsula. *Environment International*, 32, 516-523.

- Boscá, A. 1916. *Fauna Valenciana*. Ed. Alberto Martín, Barcelona.
- Cabrera, A. 1914. *Fauna ibérica: Mamíferos*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.
- Cañadas, A., Sagarminaga, R., de Stephanis, R., Urquiola, E. y Hammond, P., 2005. Habitat selection modelling as a conservation tool: proposals for marine protected areas for cetaceans in southern Spain. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15, 495-521.
- Cañadas, A., Sagarminaga, R., y García-Tiscar, S., 2002. Cetacean distribution related with depth and slope in the Mediterranean waters off southern Spain. *Deep Sea Research I*, 49, 2053-2073.
- Cañadas, A., y Hammond, P. S., 2006. Model-based abundance estimates for bottlenose dolphins off southern Spain: implications for conservation and management. *Journal of Cetacean Research and Management*, 8, 13-27.
- Casinos, A. 1981. Notes on cetaceans of the Iberian Coasts III. A record of *Orcinus orca* (Linnaeus, 1758) from the Island of Minorca. *Saig. Mitt.*, 2: 80.
- Casinos, A. y Vericad, M. 1976. The cetaceans of the Spanish coasts, a survey. *Mammalia*, 40: 267-289.
- Castell, A. y Gutiérrez, M. 1991. Varamiento de una falsa orca (*Pseudorca crassidens*, Owen 1864) en Mallorca. *Historia Natural* 91. Alemany, A. (Ed) 587-588. Palma de Mallorca.
- Cockroft, V. G. y Ross, G. J. B. (1990) Food and feeding of the Indian Ocean bottlenose dolphin off southern Natal, South Africa. In: Leatherwood S, Reeves RR (Eds) The bottlenose dolphin. Academic press, San Diego, p. 295-308.
- Connor, R. C., Wells, R. S., Mann, J. y Read, A. J. 2000. The bottlenose dolphin: social relationships in a fission-fusion society. Pages 91-126 en J. Mann, R.C. Connor, P.L. Tyack and H. Whitehead eds. Cetacean societies: Field studies of dolphins and whales. Chicago University Press, Chicago, IL.
- Consiglio, C.; Arcangela, A.; Cristo, B.; Mariani, L.; Marini, L. y Torchio, A. (1992) Interacciones between *Tursiops truncatus* and fisheries along North-Eastern coast of Sardinia, Italy. Proc. Sixth Annual Conf. E.C.S., 35.
- De Stephanis, R., Cornulier, T., Verborgh, P., Salazar Sierra, J., Pérez Gimeno, N. y Guinet, C., 2008. Summer spatial distribution of cetaceans in the Strait of Gibraltar in relation to the oceanographic context. *Marine Ecology Progress Series*, 353, 275-288.
- Di Natale, A. (1992) Impact of fisheries on cetaceans in the Mediterranean Sea. Proc. Sixth Annual Conf. E.C.S., 18.
- Di Natale, A. y Mangano, A. 1983. Killer whale, *Orcinus orca* (Linnaeus) and False Killer Whale, *Pseudorca crassidens* Owen, in the Italian seas. *CIESM, rapports et procès-verbaux*, 28(5): 181-182.
- Díaz López, B. 2006. Interactions between Mediterranean bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and gill nets of Sardinia, Italy. *ICES Journal of Marine Science* 63:946-951.
- Duguy, R., Aguilar, A., Casinos, A., Grau, E. y Raga, J. A. 1988. Étude comparative des échouages des cétacés sur les côtes Méditerranéennes de France et d'Espagne. *Misc. Zool.*, 12: 339-345.
- FAO 2005. Review of the state of world marine fishery resources. *FAO Fisheries Technical Paper* N° 457. FAO, Rome, Italy.
- Forcada, J., Gazo, M., Aguilar, A., Gonzalvo, J. y Fernández-Contreras, M., 2004. Bottlenose dolphin abundante in the NW Mediterranean: addressing heterogeneity in distribution. *Marine Ecology Progress Series*, 275, 275-287.
- Fossi, M. C., Marsili, L., Lauriano, G., Fortuna, C., Canese, S., Ancora, S., Leonzio, C., Romeo, T., Merino, R., Abad, E. y Jiménez, B., 2004. Assessment of toxicological status of a SW Mediterranean

- segment population of striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) using skin biopsy. *Marine Environmental Research*, 58, 269-274.
- Furnestin, M. L., Maurin, C., Lee, J. Y Rainbault, R., 1966. *Éléments de Planctonologie Appliquée*. Inst. Scient. Téch. Pêches mar., pp 294, Marseille.
- Gannier, A., 2005. Summer distribution and relative abundance of delphinids in the Mediterranean Sea. *Revue d'Écologie (Terre et Vie)*, 60, 223-238.
- Gaspari, S., Airoidi, S. y Hoelzel, A. R., 2007a. Risso's dolphins (*Grampus griseus*) in UK waters are differentiated from a population in the Mediterranean Sea and genetically less diverse. *Conservation Genetics*, 8, 727-732.
- Gaspari, S., Azzellino, A., Airoidi, S. y Hoelzel, A. R., 2007b. Social kin associations and genetic structuring of striped dolphins populations (*Stenella coeruleoalba*) in the Mediterranean Sea. *Molecular Ecology*, 16, 2922-2933.
- Gahr, M y Pilleri, G. 1969. On the anatomy and biometry of *Stenella styx* Gray and *Delphinus delphis* L. (Cetacea, Delphinidae) of the western Mediterranean. *Invest. Cetacea*, 1: 15-65.
- Gnone, G., Nuti, S., Bellingeri, M., Pannoncini, R. y Beddocchi, D., 2006. Spatial behaviour of *Tursiops truncatus* along the Ligurian sea coast : preliminary results. *Biologia Marina Mediterranea*, 13, 272-273.
- Gomez de Segura, A., Crespo, E. A., Pedraza, S. N., Hammond, P., y Raga, J. A., 2006. Abundance of small cetaceans in the waters of the central Spanish Mediterranean. *Marine Biology*, 150, 149-160.
- Gomez de Segura, A., Tomas, J., y Raga, J. A., 2004. Sector Centro (Comunidad Valenciana y Región de Murcia). En: Proyecto Mediterráneo: zonas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español. (Ed. por J.A. Raga y J. Pantoja) pp. 67-131. Naturaleza y Parques Nacionales, Serie Técnica. Ministerio de Medio Ambiente, Organismo autónomo Parques Nacionales.
- Gonzalvo, J., Valls, M., Cardona, Ll. y Aguilar, A., 2008. Factors determining the interaction between common bottlenose dolphins and bottom trawlers off the Balearic Archipelago (western Mediterranean sea). *Journal of Experimental Marine Biology* 367 (2008) 47:52.
- Grau, E., Aguilar, A. y Filella, S. 1980. Cetaceans stranded, captured or sighted in the Spanish coasts during 1976-1979. *Butll. Inst. Cat. Hist. Nat.* 45 (Sec. Zool., 3): 167-179.
- Grau, E., Filella, S., Raga, J. A. y Raduán, A. 1986. Cetáceos varados en las costas del Mediterráneo Ibérico durante los años 1980-1981. *Misc. Zool.*, 10: 353-358.
- Internacional Hydrographic Organization, 1953. *Limits of oceans and Seas*. Special Publication 23, 38 pp. Imp. Mónegasse, Monte-Carlo.
- Lauriano, G., Fortuna, C. M., Moltedo, G. y Nortarbartolo di Sciara, G. 2004. Interactions between common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and the artisanal fishery in Asinara Island National Park (Sardinia): Assessment of match damage and economic loss. *Journal of Cetacean Research and Management* 6:165-173.
- Leatherwood, S. y Reeves, R. R., 1990. *The Bottlenose Dolphin*. Academic Press, San Diego. 653 pp.
- Llabrés, M. y Martorell, J. M., 1984. *La pesquería de artes menores*. Islas Baleares. Comunitat Autònoma de les Illes Balears, 270 pp.
- Margalef, R., 1985. *Western Mediterranean : Key environments*. Pergamon Press, London.
- Massutí, M., 1989. *El libro azul de la pesca balear*. 253 pp. Ed. Direcció General de Pesca i Cultius Marins, Conselleria de Agricultura i Pesca, Palma.
- Massutí, M., 1991. *Les illes Balears, un area de pesca individualitzada a la Mediterrània occidental*. Quaderns de pesca, 2. 62 pp Ed. Conselleria Agricultura i Pesca, Govern Balear, Palma.

- Miokovic, D., Kovacic, D. y Pribanic, S., 1999. Stomach content analysis of one bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*, Montagu, 1821) from the Adriatic Sea. *Natura Croatia*, 8, 61-65.
- Mussi, B. y Miragliuolo, A., 2003. I cetacei della costa nord occidentale dell'isola d'Ischia (Canyon di Cuma). In: *Ambiente marino e costiero e territorio delle isole Flegree (Ischia, Provida e Vivara-Golfo di Napoli): risultati di uno Studio multidisciplinare. Memorie dell'Accademia di Scienze Fisiche e Matematiche, Società Italiana di Scienze, Lettere e Arti in Napoli*. (Ed. por M. C. Gambi, M. de Lauro y F. Jannuzzi), pp. 213-232. Liguori Editore, Napoli.
- Natoli, A., Birkun, A., Aguilar, A., Lopez, A. y Hoelzel, A. R., 2005. Habitat structure and the dispersal of male and female bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Proceedings of the Royal Society B*, 272, 1217-1226.
- Natoli, A., Cañadas, A., Vaquero, C., Politi, E., Fernandez-Navarro, P. y Hoelzel A. R., 2008. Conservation genetics of the short-beaked common dolphin (*Delphinus delphis*) in the Mediterranean Sea and in the eastern North Atlantic Ocean. *Conservation Genetics*. doi: 10.1007/s10592-007-948-1.
- Nortarbartolo-di-Sciara, G. y Bearzi, G., 2005. Research on cetaceans in Italy. En: *Marine Mammals of the Mediterranean Sea: Natural History, Biology, Anatomy, Pathology, Parasitology*. (Ed. por B. Cozzi). Massimo Valdina Editore, Milano (libro interactivo en CD-rom).
- Nortarbartolo-di-Sciara, G. y Demma, M., 2004.. *Guida dei mammiferi marini del Mediterraneo*. Franco Muzzio Editore, Padova, 264 pp.
- Nortarbartolo-di-Sciara, G., Venturino, M. C., Zanardelli, M., Bearzi, G., Borzani, J. F., y Cavalloni, B., 1993. Cetaceans in the central Mediterranean Sea: distribution and sighting frequencies. *Italian Journal of Zoology*, 60, 131-138.
- Reeves, R. R., Read, A. J. y Notarbartolo di Sciara, G. 2001. Report of the workshop on interactions between dolphins and fisheries in the Mediterranean: Evaluation of mitigation alternatives. Report of ICRAM, Rome, Italy 44 pp (Disponible en Istituto Centrale per la Ricerca Applicata al Mare, Via di Casalotti 300, 00166, Rome Italy).
- Reeves, R. R., Stewart, B. R., Clapman, P. J., y Powell, J. A., 2002. *Guide to marine mammals of the world*. National Audubon Society. 527 pp.
- Reeves, R., y Notarbartolo-di-Sciara, G., 2006. *The Status and Distribution of Cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea*. IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, Málaga, España. 137 pp.
- Reynolds, J. E., Wells, R. S., y Eide, S. D., 2000. *The Bottlenose Dolphin: Biology and Conservation*. University Press of Florida, Gainesville, 288 pp.
- Richard, J. 1936. Documents sùr les cétacés et pinnipèdes provenant des campagnes du Prince Albert I de Monaco. *Rés. Cam. Sc. Monaco*, 94: 1-71.
- Sackl, P., Smole, J., Saveljic, D., y Stumberger, B., 2007. Inland observations of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) in the Delta of the Bojana/Buna river, Albania and Montenegro. *Annales (Ser. Hist. Nat.)*, 17, 191-194.
- Shane, S. H., Wells, R. S. y Würsig, B., 1986. Ecology, behaviour and social organisation of the bottlenose dolphin: a review. *Marine Mammal Science*, 2, 34-63.
- Shepard, F. P., 1973. *Submarine geology*. 517 pp. Harper and Row ed., New Cork.
- Silvani, L.; Raich, J. y Aguilar, A. (1992) Bottle-nosed dolphins, *Tursiops truncatus* interacting with fisheries in the Balearic Islands, Spain. Proc. Sixth Annual Conf. E.C.S.,32.
- Soler, M., 1998. Estudi de la incidència dels dofins sobre les arts dels pescadors d'arts menors a les Illes Balears. *Documents tècnics de Pesca i Cultius Marins, N° 1*. Direcció General de Pesca i Cultius Marins.

UNEP, 1998. Interaction of fishing activities with cetacean populations in the Mediterranean Sea. UNEP (OCA)/MED WG 146/4. Arta, Greece, 29-31 October 1998.

Wells, R. S. y Scott, M. D., 1999. Bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821). En: *Handbook of Marine Mammals, Volumen VI, The second Book of Dolphins and Porpoises*. (Ed. por S. H. Ridgway y R. Harrison), pp 137-182. Academic press, San Diego.

2. Contribución a la caracterización cetológica del Mar Balear.

“... cuando caen de lado, salpican el agua a gran altura
y el sonido reverbera como una batería distante...”

Diario de un viaje alrededor del mundo.

Charles Darwin (1809-1882).

2.1. Preámbulo.

En el Mediterráneo occidental, no se inician estudios sistemáticos sobre cetáceos, hasta la década de 1970, especialmente basados en el seguimiento de sus varamientos, avistamientos no sistemáticos y búsqueda en fuentes bibliográficas (Duguy y Cyrus, 1973; Duguy *et al.*, 1983; Casinos y Filella, 1975; Casinos y Vericad, 1976; Duguy y Vallon, 1976; Vallon *et al.*, 1977). A principios de los años 90, el conocimiento sobre la fauna cetológica en las aguas de Baleares era más bien escaso, sin ningún tipo de estudio dedicado, y con tan sólo algunas referencias de diferentes autores (Casinos y Vericad, 1976; Grau *et al.*, 1980; Grau *et al.*, 1986; Duguy *et al.*, 1988) y la descripción de varamientos o avistamientos poco comunes, como la orca (*Orcinus orca*) (Casinos, 1981), la falsa orca (*Pseudorca crassidens*) (Castell y Gutiérrez, 1991) y la yubarta (*Megaptera novaengliae*) (Aguilar, 1989).

Los mamíferos marinos no son fáciles de estudiar. Su, a menudo, baja abundancia, su distribución en grandes extensiones donde ambientes heterogéneos los determinan de formas poco conocidas y sus historias de vida cambiantes, requieren diferentes métodos para responder preguntas de orden biológico y ecológico.

La evaluación de poblaciones requiere de conocimientos sobre su estatus y realizar predicciones sobre qué es posible que pase con ellas en el futuro.

Este nivel básico de información puede ser proporcionado por el seguimiento de los varamientos en una zona y el análisis de los avistamientos realizados desde plataformas oportunistas.

Para paliar este vacío de información sobre la cetofauna balear y con el objetivo de obtener una base sólida para el desarrollo de futuros proyectos, en el año 1991, se iniciaron los trabajos que desembocaron en la publicación que conforma este capítulo. Éste está transcrito tal y como fue publicado. Tan sólo se ha realizado el cambio de los gráficos en blanco y negro, por otros en color para una mejor comprensión.

2.2. Artículo.

Brotons, J.M. 1996. Contribución a la caracterización cetológica del Mar Balear. *Boll Soc. Hist. Nat. Balears*, 39: 47-58. ISSN 0212-260X. Palma.

En este trabajo se recogen los avistamientos y varamientos de cetáceos acontecidos en la geografía Balear durante el periodo comprendido entre Julio de 1991 y Septiembre de 1992. Estos nuevos datos aumentan el conocimiento cetológico sobre la zona, escaso hasta la fecha, y permiten caracterizar las especies más comunes y su probable distribución en nuestras aguas.

Palabras clave: cetáceos, avistamientos, varamientos, distribución, frecuencia, Islas Baleares.

CONTRIBUTION TO CETOLOGIC CHARACTERIZATION FROM THE BALEARIC SEA. The sightings and strandings of cetaceans occurred in the Balearic area between July 1991 and September 1992, are presented. These new data increase the cetologic knowledge on the area, scarce so far, and characterize the most common species and their distribution in the Balearic Sea.

Keywords: Cetaceans, sightings strandings, distribution, frequency, Balearic Islands.

CONTRIBUCIÓ A LA CARACTERITZACIÓ CETOLÒGICA DEL MAR BALEAR. En aquest treball es recullen els avistaments i varaments de cetacis ocorreguts en a geografia Balear durant el període comprés entre juliol de 1991 i setembre de 1992. Aquestes noves dades augmenten el coneixement cetològic sobre la zona, escàs fins aleshores, i permet caracteritzar les espècies més comunes i la seva probable distribució en les aigües Balears.

Paraules clau: cetacis, avistaments, varaments, distribució, freqüència, Illes Balears.

2.2.1. Introducción.

Recientemente se han desarrollado diversos estudios sobre distribución de cetáceos en el Mediterráneo Occidental a partir de los datos obtenidos de varamientos, avistamientos y fuentes bibliográficas (Duguy y Cyrus, 1973; Duguy *et al.*, 1983; Casinos y Filella, 1975; Casinos y Vericad, 1976; Duguy y Vallon, 1976; Vallon *et al.*, 1977; Notarbartolo-di-Sciara, 1987; Aguilar, 1989). Anteriormente la información provenía de algunas citas sobre varamientos y contadas campañas científicas (Cabrera, 1914; Boscá, 1916; Richard, 1936; Gühr y Pilleri, 1969).

Con el objetivo de conocer más a fondo la cetofauna balear y ampliar las referencias de otros autores sobre la zona (Casinos y Vericad, 1976; Grau *et al.*, 1980; Grau *et al.*, 1986; Duguy *et al.*, 1988) se ha realizado una campaña de búsqueda de nuevos datos sobre cetáceos en aguas del archipiélago Balear.

Ante el hecho de que en los últimos años se hayan avistado o varado cerca o en territorio insular algunas especies consideradas poco comunes (Casinos, 1981; Di Natale y Mangano, 1983; Aguilar, 1983, Castell y Gutiérrez, 1991) este trabajo cobra mayor relevancia.

El presente estudio pretende identificar las especies que pueblan las aguas costeras de las islas de forma permanente y las que lo hacen de manera esporádica, estudiar el patrón estacional que siguen y su abundancia relativa.

2.2.2. Material y métodos.

Para el estudio de los mamíferos marinos normalmente se aprovechan sus varamientos en la costa y, cuando las posibilidades económicas lo permiten, el uso de embarcaciones para su avistamiento y seguimiento en el medio natural.

Ante la carencia de esta última posibilidad, algunos investigadores han recurrido al empleo de avistamientos en el mar procedentes de barcos mercantes, pesqueros o militares (Raga *et al.*, 1985).

Los dos tipos de observaciones no son estrictamente comparables ya que cada una sobrevalora algunas especies e infravalora otras. Puede considerarse que los varamientos constituyen la mejor

fuelle de información. A pesar de ello, las observaciones no sistemáticas proporcionan una información nada desdeñable (Pérez y Nores, 1987).

El presente estudio ha contado con la colaboración de 33 embarcaciones: 29 de pesca, 2 de recreo, el buque oceanográfico *Toftveaag* de la *Asociación Cultural Alnitak* y la embarcación propia del Laboratorio de Biología Marina de la *Universitat de les Illes Balears*. A todos ellos se les proporcionaron fichas de avistamientos y se les instruyó en su uso y en el reconocimiento de las especies en el mar.

Las fichas de avistamientos se estructuraron en dos partes:

1. Una en la que el colaborador informa sobre la especie observada describiendo su longitud, tipo de aleta, forma de la cabeza, tipo de soplo, coloración y comportamiento. Todo ello apoyado con gráficos explicativos similares a los de Pena-Patiño y Piñeiro, 1989.
2. Otra con la descripción y dibujo de las 8 especies de avistamiento más probable (de forma paralela al sistema utilizado por "Greenpeace"), para facilitar al observador el reconocimiento del animal.

Se consideraron correctas sólo aquellas en que la identificación del usuario en la segunda parte del estadillo coincidía con la realizada por el investigador en la primera parte. También se desecharon aquellas en las que existía indicio de duda en la identificación.

La distribución de los estadillos y la instrucción de las tripulaciones se inició en julio de 1991. Mediante visitas periódicas se mantuvo el contacto y se corrigieron los posibles errores. Además, se realizaron tres embarques semanales para realizar de una forma directa los avistamientos. Esta fase del estudio finalizó en septiembre del 92.

Los avistamientos realizados con anterioridad fueron efectuados en su totalidad por la tripulación del *Toftveaag* con experiencia en este campo al haber participado en otras campañas de avistamientos de cetáceos. Por tratarse de información fiable se han considerado en el estudio de la distribución espacial, aunque en los cálculos de distribución temporal no han sido tenidos en cuenta ya que podrían inducir a error.

En este estudio se incluyen también todos los varamientos producidos en el litoral insular desde el 1 de enero de 1991 hasta septiembre de 1992. De cada individuo varado se procedió, siempre que fue posible, a la determinación de la especie, registro de sexo, longitud y peso.

2.2.3. Resultados y discusión.

En total se ha determinado la presencia en el ámbito balear de 7 especies de cetáceos:

Tursiops truncatus (Montagu, 1821), *Stenella coeruleoalba* (Meyen, 1833), *Delphinus delphis* Linnaeus, 1758, *Grampus griseus* (Cuvier, 1812), *Globicephala melas* (Traill, 1809), *Physeter macrocephalus* Linnaeus, 1758 y *Balaenoptera physalus* (Linnaeus, 1758).

Tabla 2-1. Avistamientos realizados.

Especie	Coordenadas	Fecha	Nº
<i>T. truncatus</i>			
01	39°05'00"N-003°07'00"E	06/10/90	20-30
02	38°56'00"N-001°58'00"E	17/03/91	3
03	40°08'05"N-003°55'00"E	25/06/91	1
04	40°10'00"N-003°56'00"E	25/06/91	6
05	30°49'14"N-003°52,97"E	24/07/91	15-20
06	38°59'05"N-001°11'05"E	20/09/91	3
07	39°19'00"N-002°28'04"E	25/11/91	2-4
08	39°28'05"N-002°28'00"E	09/02/92	9
09	39°36'50"N-002°06'00"E	02/03/92	5

10	39°44'00"N-002°20'00"E	11/03/92	5
11	39°20'00"N-002°38'00"E	12/03/92	5
12	39°02'00"N-002°41'30"E	09/07/92	4
13	39°25'00"N-002°33'00"E	13/09/92	3
<i>S. coeruleoalba</i>			
14	39°14'00"N-002°08'00"E	08/05/91	4
15	39°19'27"N-002°32'16"E	10/07/91	7
16	39°31'57"N-002°00'69"E	10/07/91	30-40
17	39°12'00"N-002°00'00"E	23/09/91	5
18	39°16'25"N-002°00'00"E	17/10/91	25
19	39°21'00"N-002°02'00"E	30/10/91	3-4
20	39°13'36"N-002°24'94"E	10/12/91	20-25
21	39°22'00"N-002°07'00"E	03/01/92	10-12
22	39°13'00"N-002°06'80"E	29/01/92	25
23	39°13,77"N-002°30,38"E	30/02/92	150
24	39°57,95"N-003°05,83"E	13/04/92	20-30
25	39°38'00"N-002°02'00"E	05/08/92	6-8
<i>D. delphis</i>			
26	39°35'00"N-002°13'50"E	24/07/91	10-12
27	39°48,81"N-002°21,50"E	13/08/91	10-12
28	39°56,65N-003°34,84"E	03/09/91	8
29	39°55,53N-003°18,94"E	11/09/91	25-30
30	39°55'10"N-003°25'07"E	17/12/91	10-15
31	39°59,57"N-003°28,68"E	03/01/92	30-35
32	39°32,70"N-002°00,80"E	24/09/92	6
<i>G. griseus</i>			
33	39°44,93"N-003°56,56E	23/09/91	20
34	39°46,89N-003°53,12E	30/10/91	15-20
35	39°08'43"N-001°54'27"E	--/10/91	2
36	39°47,03"N-003°51,67"E	03/12/91	5
37	39°11,57"N-002°27,66E	31/12/91	2
38	39°46,98"N-003°51,58"E	15/05/92	4
<i>B. physalus</i>			
39	39°46,65"N-003°55,51"E	10/08/91	1
40	39°12'45"N-001°58'27"E	27/11/91	2
41	39°20,18"N-002°02,80"E	22/05/9	2
<i>P. macrocephalus</i>			
42	39°10'00"N-001°57'00"E	08/05/91	1
43	39°25,80"N-002°03,97"E	08/11/91	6
44	39°11'41"N-002°29'14"E	03/01/92	1

Se considera que la fauna permanente del Mediterráneo está compuesta por 9 especies (Duguy, 1990), por lo que tras estos resultados puede decirse que el Mar Balear presenta una diversidad cetológica importante. Esta diversidad, sin embargo, no es sinónimo de abundancia, puesto que tanto los avistamientos como los varamientos se hallan muy dispersos en el tiempo y en la mayoría de los casos no se observan grupos numerosos.

En las tablas 1 y 2 se enumeran los avistamientos realizados dando su situación, especie avistada, fecha y número de individuos (Tabla 2-1) y la distancia de la costa, profundidad y presencia o ausencia de juveniles (Tabla 2-2). En la Tabla 2-3, se hace referencia a los datos obtenidos a partir de los varamientos (fecha, especie, sexo, longitud y localidad donde tuvo lugar). Se realizaron un total de 66

avistamientos de los que se han considerado correctos 44 (Tabla 2-1). En éstos se han contabilizado un total de 582 individuos pertenecientes a 6 especies.

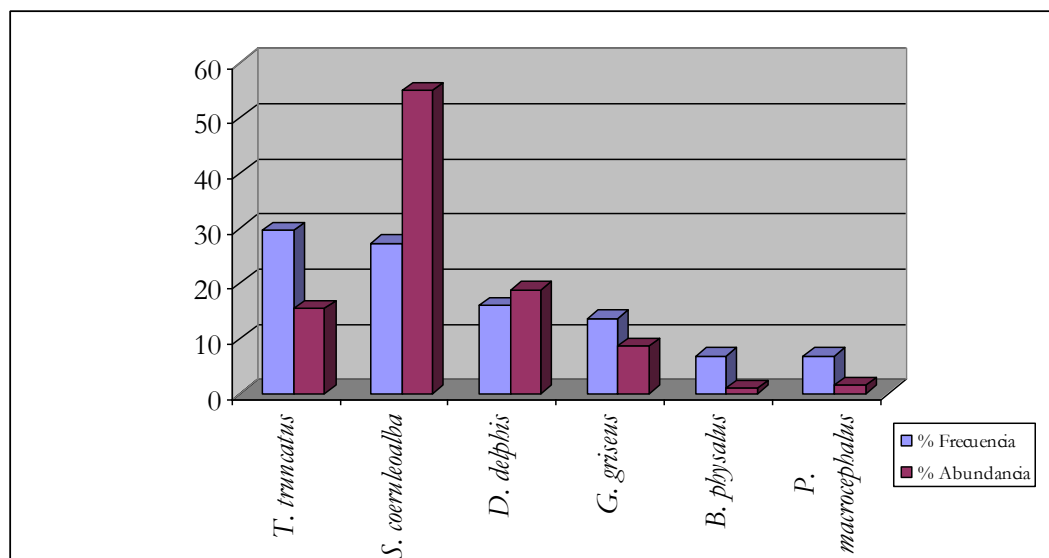


Figura 2-1. Frecuencia y abundancia relativa de los avistamientos por especies.

Tursiops truncatus con un 29% del total de avistamientos, es la especie con una mayor frecuencia de observación (Figura 2-1). La mayoría de los avistamientos de esta especie (76%) se localizaron en zonas de profundidades inferiores a 200 metros, sobre la plataforma continental o en el límite de ella (Tabla 2-2), siendo el delfín mular la especie más costera de las que frecuentan nuestras aguas. El bajo porcentaje que representa sobre el total de individuos avistados (17%) frente a su alta frecuencia relativa implica un bajo número de integrantes en cada manada (alrededor de 7). Estos datos vienen a confirmar los ya existentes (Duguy *et al.*, 1983; Duguy *et al.*, 1988; Duguy, 1990). La alta frecuencia de avistamientos de *T. truncatus* en el Mar Balear y la distribución temporal de los mismos (Figura 2-2) indican la existencia de una población autóctona presente a lo largo de todo el año. Esta afirmación parece oponerse al bajo número de varamientos producidos (Tabla 2-3, Figura 2-3). Hay que recordar, sin embargo, que en esta especie las observaciones en el mar siempre superan a los individuos varados (Duguy *et al.*, 1983).

Stenella coeruleoalba, tanto por el alto número de observaciones en el mar (27% del total), como por su abundancia relativa (54%) y el alto número de varamientos producidos (77% de los registrados) (Tabla 2-1 y Tabla 2-3; Figura 2-1 y Figura 2-3) puede considerarse, al igual que para el resto del Mediterráneo Occidental (Duguy, 1990; Grau *et al.*, 1986; Duguy *et al.*, 1983) la especie más abundante en el Mar Balear. Generalmente se le localiza lejos de la costa (Tabla 2-2) a profundidades mayores que el delfín mular, confirmando el carácter pelágico de esta especie. Sin embargo, no deben descartarse posibles aproximaciones a la costa, especialmente en la costa de Tramuntana (NW de Mallorca) donde la plataforma continental presenta una extensión menor.

Como indican otros autores para las costas peninsulares (Duguy *et al.*, 1988), los varamientos de esta especie no presentan una periodicidad acusada sino que se distribuyen regularmente de forma análoga a lo observado en la costa Valenciana (Raduán y Raga, 1982) (Figura 2-3). En aguas baleares los avistamientos también carecieron de estacionalidad (Figura 2-4).

El delfín común, *Delphinus delphis*, es la tercera especie más observada, con un 16% de los avistamientos aunque sobrepasa al delfín mular en abundancia, ya que el primero forma manadas más numerosas (Figura 2-1). Estos datos presentan a la especie como común en la zona, en contra de lo que en un principio podría pensarse, tras los resultados de otros autores que suponen a *D. delphis* escaso al norte de la línea que une Cabo de Gata con Formentera (Grau *et al.*, 1986).

Tabla 2-2. Distancia de la costa, profundidad y presencia de juveniles.

Nº Avistamiento	Distancia a costa	Profundidad	Juveniles
01	08 millas	500 metros	-----
02	17 “	295 “	-----
03	04 “	100 “	-----
04	07 “	200 “	-----
05	06 “	123 “	SI
06	01 “	100 “	-----
07	07 “	120 “	NO
08	100 metros	040 “	NO
09	10 millas	120-300 metros	NO
10	06 “	110 metros	NO
11	2-5 “	50-100 “	NO
12	10 “	250 “	NO
13	02 “	070 “	NO
14	21 “	658 “	-----
15	11 “	101 “	NO
16	16 “	500 “	NO
17	20 “	600 “	-----
18	21 “	417 “	SI
19	19 “	428 “	-----
20	18 “	610 “	NO
21	12 “	200 “	SI
22	24 “	650 “	SI
23	15 “	450 “	SI
24	02 “	50-100 “	NO
25	13 “	780 “	SI
26	03 “	110-120 metros	NO
27	10 “	162-310 metros	-----
28	11 “	101 metros	NO
29	06 “	87-126 “	SI
30	10 “	141 “	SI
31	12 “	149 “	SI
32	16 “	780 “	SI
33	10 “	437 “	NO
34	10 “	422 “	-----
35	14 “	603-652 metros	NO
36	10 “	422 metros	NO
37	20 “	400-600 metros	NO
38	11 “	340-400 “	NO
39	10 “	437 metros	NO
40	17 “	600 “	NO
41	20 “	500 “	-----
42	17 “	650 “	NO
43	16 “	428 “	SI
44	16 “	200-600 metros	NO

En cuanto a la frecuencia de avistamiento del delfín común (Figura 2-3), ésta se iguala a la de *T. truncatus*, si bien el primero, como indican las observaciones en el mar es más abundante. Este hecho unido a que la mayoría de los avistamientos de *D. delphis* tuvieron lugar en los primeros 7 meses de

estudio hacen que pueda ser que el delfín común sea un visitante puntual del archipiélago aprovechando una posible regresión de *S. coeruleoalba* tras la epizootia ocurrida meses antes de iniciarse el estudio (Aguilar y Raga, 1993).

Grampus griseus por su frecuencia de observación (14%) y su abundancia relativa (8%) parece común en el Mar Balear.

La falta de varamientos puede explicarse por su forma de vida y alimentación básicamente oceánicas (Tabla 2-2). Estas costumbres pueden ser también las causantes de la máxima concentración de avistamientos en el Canal de Ibiza y al este del Canal de Menorca, zonas fuera de la plataforma donde se concentró un mayor esfuerzo de avistamiento.

De *Balaenoptera physalus* y *Physeter macrocephalus* se han obtenido una misma frecuencia de observación del 7%, aunque la abundancia relativa es mayor en el caso del cachalote (Figura 2-1). La distribución de las dos especies siempre en aguas profundas, se asemeja a la presentada por el delfín de Risso. La observación de individuos jóvenes de *P. macrocephalus* en invierno (avistamiento número 43) concuerda con lo expuesto por otros autores sobre la reproducción del cachalote en el Mediterráneo en primavera y verano (Duguay *et al.*, 1983).

La falta de varamientos confirmados (existe uno de un cetáceo de 12 metros sin identificar) del rorcual común y el cachalote indica su asiduidad de las aguas profundas.

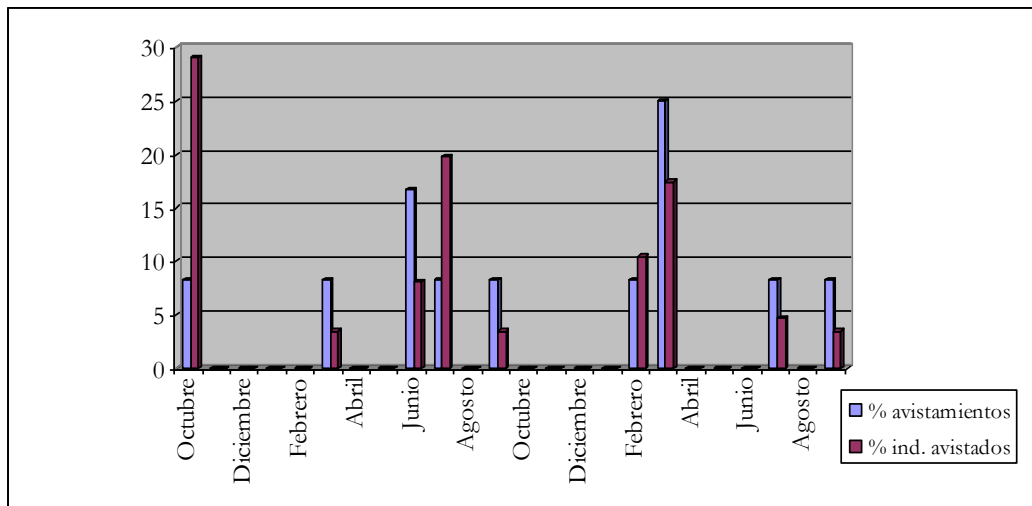


Figura 2-2. Distribución temporal de los avistamientos de *Tursiops truncatus*.

Tabla 2-3. Varamientos.

Fecha	Especie	Sexo	Longitud	Lugar	Isla
10/01/91	<i>S. coeruleoalba</i>	M	160 cm	Es Trenc	M
10/01/91	<i>S. coeruleoalba</i>	M	120 cm	Es Pujols	F
15/01/91	-----	---	-----	Cala Sahona	F
17/01/91	<i>S. coeruleoalba</i>	H	-----	Ciutadella	m
04/02/91	<i>S. coeruleoalba</i>	H	191 cm	Can Picafort	M
08/02/91	<i>G. melaena</i>	---	350 cm	Migjorn	F
20/02/91	-----	H	125 cm	Cala Galdana	m
26/02/91	-----	M	160 cm	El Toro	M
26/02/91	-----	---	-----	Cala Bóquer	I
05/03/91	<i>S. coeruleoalba</i>	---	200 cm	Sa Cànova (Artà)	M
25/03/91	<i>S. coeruleoalba</i>	---	250 cm	P. des Trocador	F
29/04/91	<i>S. coeruleoalba</i>	---	204 cm	Porto Cristo	M
04/06/91	<i>D. delphis</i>	---	120 cm	Cap Salines	M
01/08/91	<i>Tursiops truncatus</i>	---	-----	P. de Muro	M

25/08/91	-----	---	1200 cm	Sta Eulàlia	I
02/09/91	<i>S. coeruleoalba</i>	M	210 cm	Cala Pregonda	m
04/09/91	<i>S. coeruleoalba</i>	---	211 cm	Sta Margalida	M
07/09/91	<i>S. coeruleoalba</i>	---	110 cm	Capdepera	M
09/09/91	<i>S. coeruleoalba</i>	---	170 cm	C. Figuera. Calvià	M
27/10/91	<i>S. coeruleoalba</i>	---	190 cm	Es Trenc	M
--/ -- /91	<i>G. melaena</i>	---	410 cm	C. Figuera. Pollença	M
--/05/92	<i>S. coeruleoalba</i>	M	180 cm	S'Arenal	M
23/05/92	-----	---	140 cm	Sant Llorenç	M
27/07/92	<i>S. coeruleoalba</i>	---	180 cm	Sant Pere. Artà	M
21/08/92	<i>S. coeruleoalba</i>	M	100 cm	Cala Jondal, Sant Josep	I

M (Mallorca), m (Menorca), I (Ibiza), F (Formentera)

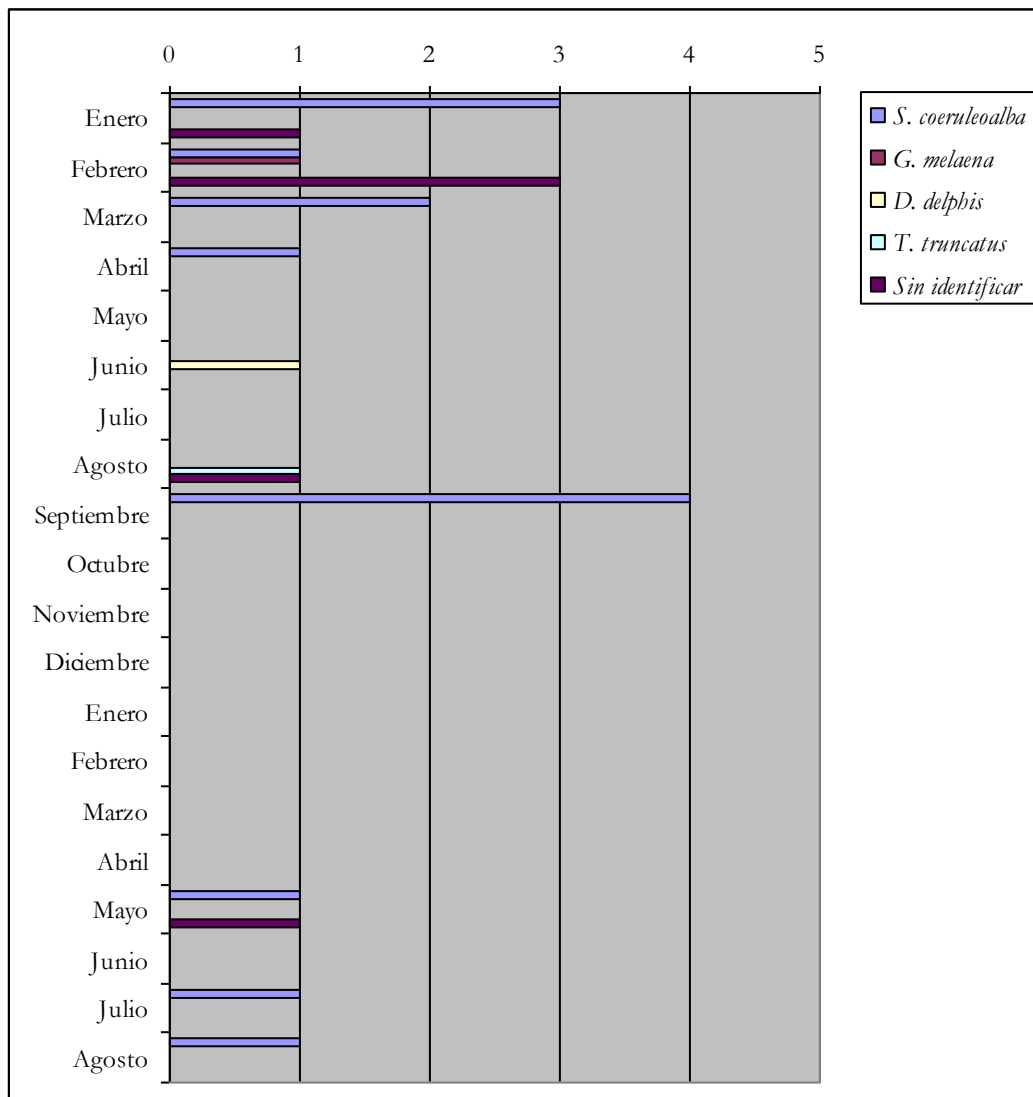


Figura 2-3. Distribución temporal del total de los varamientos.

El calderón, *Globicephala melas*, no ha sido identificado en el mar, aunque registre un porcentaje de varamientos superior a los delfines mular y común. Debe tratarse, por lo tanto, de una especie visitante asidua de esta agua.

Este hecho confirma la ya mencionada complementariedad de los distintos tipos de observaciones al tratar de caracterizar una zona, para de esta manera, evitar infravalorar a una especie sobre otras.

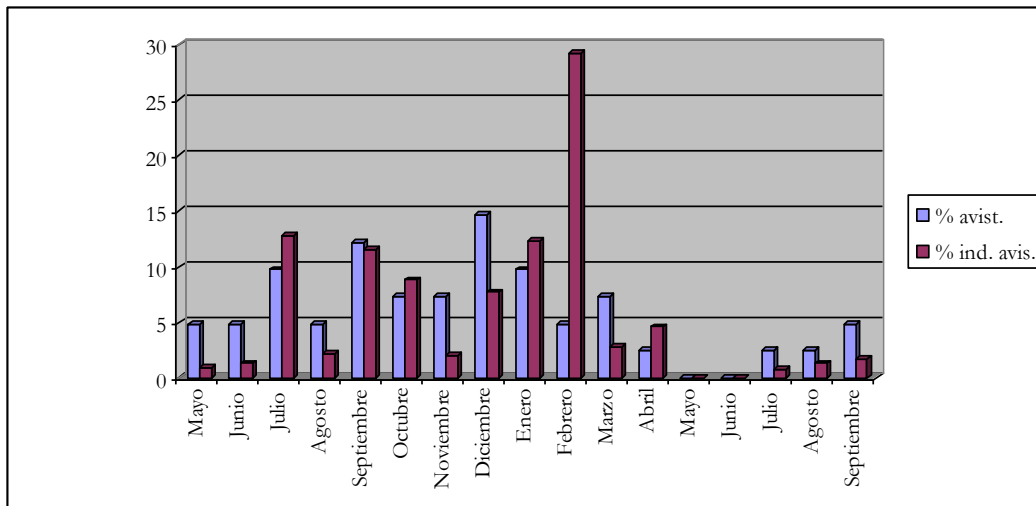


Figura 2-4. Distribución temporal de los avistamientos.

2.2.4. Agradecimientos.

Quisiera expresar mi agradecimiento a las cofradías de pescadores de Palma, Puerto de Andratx, Puerto de Sóller y Cala Rajada y a sus patrones y marineros, a la asociación cultural “Alnitak”, al buque “Tooftevaag”, a Ricardo y a Ana, a Gloria Fernández y Pep Riera de Marineland, a Rosa Mejías, al laboratorio de Biología Marina de la Universidad de las Islas Baleares, a Kirsten, y a todas aquellas personas que de un modo u otro han ayudado a que este estudio se llevara a cabo.

2.2.5. Bibliografía.

- Aguilar, A. 1989. A record of two Humpback Whales, *Megaptera novaengliae*, in the western Mediterranean sea. *Marine Mammal Science* 5 (3): 306-309.
- Aguilar, A. y Raga, J. A. 1993. The striped dolphin epizootic in the Mediterranean Sea. *Ambio*, 22 (8): 524-528.
- Boscá, A. 1916. *Fauna Valenciana*. Ed. Alberto Martín, Barcelona.
- Cabrera, A. 1914. *Fauna ibérica: Mamíferos*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.
- Casinos, A. 1981. Notes on cetaceans of the Iberian Coasts III. A record of *Orcinus orca* (Linnaeus, 1758) from the Island of Minorca. *Saig. Mitt.*, 2: 80.
- Casinos, A. y Filella, S. 1975. Primer recull anual de la Comissió de Cetologia de la Institució Catalana d'Història Natural. *Butlletí Inst. Cat. Hist. Nat. Zool.*, 39: 5-26.
- Casinos, A. y Vericad, M. 1976. The cetaceans of the Spanish coasts, a survey. *Mammalia*, 40: 267-289.
- Castell, A. y Gutiérrez, M. 1991. Varamiento de una falsa orca (*Pseudorca crassidens*, Owen 1864) en Mallorca. *Historia Natural* 91. Alemany, A. (Ed) 587-588. Palma de Mallorca.
- Di Natale, A. y Mangano, A. 1983. Killer whale, *Orcinus orca* (Linnaeus) and False Killer Whale, *Pseudorca crassidens* Owen, in the Italian seas. *CIESM, reports et procès-verbaux*, 28(5): 181-182.
- Duguy, R. 1990. Les mammifères marins de la Méditerranée Occidentale. *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 114 (3):89-96.
- Duguy, R., Aguilar, A., Casinos, A., Grau, E. y Raga, J. A. 1988. Étude comparative des échouages des cétacés sur les côtes Méditerranéennes de France et d'Espagne. *Misc. Zool.*, 12: 339-345.

- Duguy, R., Casinos, A., Di Natale, A., Filella, S., Ktari-Chakroun, F., Lloze, R. y Marchessaud, D. 1983. Repartition et frequences des mammifères marins en Méditerranée. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 28 (5): 223-230.
- Duguy, R. y Cyrus, J. L. 1973. Note préliminaire à l'étude des Cétacés des côtes françaises de la Méditerranée. *Rev. Trav. ISTPM*, 37 (2): 151-158.
- Duguy, R. y Vallon, D. 1976. Le rorqual commun (*Balaenoptera physalus*) en Méditerranée Occidentale: état actuel des observations. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 24 (5): 21-24.
- Gihl, M y Pilleri, G. 1969. On the anatomy and biometry of *Stenella styx* Gray and *Delphinus delphis* L. (Cetacea, Delphinidae) of the western Mediterranean. *Invest. Cetacea*, 1: 15-65.
- Grau, E., Aguilar, A. y Filella, S. 1980. Cetaceans stranded, captured or sighted in the Spanish coasts during 1976-1979. *Butll. Inst. Cat. Hist. Nat.* 45 (Sec. Zool., 3): 167-179.
- Grau, E., Filella, S., Raga, J. A. y Raduán, A. 1986. Cetáceos varados en las costas del Mediterráneo Ibérico durante los años 1980-1981. *Misc. Zool.*, 10: 353-358.
- Notarbartolo-di-Sciara, G. 1987. Killer Whale, *Orcinus orca*, in the Mediterranean sea. *Marine Mammal Science*, 3 (4): 356-360.
- Penas-Patiño, X. M. y Piñeiro, A. 1989. *Cetáceos, focas e tartarugas mariñas das costas ibéricas*. Ed. Dirección Xeral de Form. e Prom. Soc. Pesq. Conselleria de Pesca. Galicia.
- Pérez, M. C. y Nores, C. 1987. Mamíferos marinos de la costa Asturiana II. Registros obtenidos entre los años 1983-1986. *Bol. Cien. Nat. IDEA*, 37-38: 3-14.
- Raduán, M. A. y Raga, J. A. 1982. Nota sobre los varamientos de *Stenella coeruleoalba* (Meyen, 1833) en las costas de la región Valenciana. *Memórias do museu do mar, série Zoológica*, vol. 2, nº18 5p.
- Raga, J. A., Raduán, M. A. y Blanco, C. 1985. Contribución al estudio de la distribución de cetáceos en el Mediterráneo y Atlántico Ibérico. *Misc. Zool.*, 9:361-366.
- Richard, J. 1936. Documents sùr les cétacés *et al.*, pinnipèdes provenant des campagnes du Prince Albert I de Monaco. *Rés. Cam. Sc. Monaco*, 94: 1-71.
- Vallon, D., Guigo, C. y Duguy, R. 1977. Le Globicéphale noir, *Globicephala melaena* (Traill, 1809) en Méditerranée occidentale. *Rapp. comm. int. Mer Médit.*, 24, 5.
- Viale, D. 1980. *Stratégies écologiques chez les cétacés*. Recherches d'Ecologie theorique. Les strategies adaptatives, 209-216. Ed. R. Barbault, P. Blandin & J. A. Meyer. Malvine S. A. Paris.

2.3. Discusión general.

Los datos recogidos en el artículo de este capítulo 2 se sitúan temporalmente entre los años 1990 y 1992. En su momento, sirvieron de base para el desarrollo de posteriores estudios, algunos de los cuales componen esta tesis. Sin embargo, algo más de diez años después, puede cuestionarse la vigencia de los mismos y las conclusiones derivadas.

Con el objetivo de normalizar la recogida y estudio de los animales encallados en las Islas Baleares, la anterior Conselleria de Medi Ambient, Ordenació del Territori i Litoral encargó en 1998 a la Fundación AsproNatura, el seguimiento sistemático de los varamientos producidos en la comunidad. Desde entonces, desde la administración responsable, se ha prorrogado dicho encargo.

Al igual que con los varamientos, desde 1998, la Fundación AsproNatura ha trabajado, con mayor o menor éxito, en el establecimiento de una red de avistamientos desde plataformas oportunistas.

El conjunto de todos estos datos nos permiten realizar una “fotografía cetológica” de los últimos años y compararla con la realizada en 1996.

En total, desde 1998 y hasta 2009, se han registrado en las costas de Baleares un total de 347 encallamientos, distribuidos por años y especies según la Tabla 2-4.

Tabla 2-4. Encallamientos por años y especie.

	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	TOTALES
<i>T. truncatus</i>	9	6	12	8	5	8	7	4	5	1	2	5	72
<i>S. coeruleoalba</i>	4	6	11	3	8	18	22	11	18	11	18	18	148
<i>D. delphis</i>	0	0	0	0	0	1	2	0	0	3	0	0	6
<i>G. griseus</i>	2	0	0	5	0	1	0	2	4	0	1	1	16
<i>G. melanea</i>	1	0	0	2	1	0	0	0	0	6	0	1	11
<i>P. macrocephalus</i>	0	1	1	0	0	0	3	2	6	2	3	1	19
<i>B. physalus</i>	0	0	0	0	1	0	0	2	0	1	0	0	4
<i>Z. cavirostris</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	1	4
Sin identificar	5	2	6	1	0	2	18	1	2	9	12	8	66
TOTALES	21	15	31	19	15	30	52	22	37	33	36	36	347

El primer dato llamativo es el alto número de animales sin identificar. Este hecho responde a la falta de preparación del personal que acude a los varamientos, y que, especialmente en pequeños odontocetos en estado avanzado de descomposición, es incapaz de identificar la especie.

La media anual de animales encallados registrados se sitúa en 28.91667 (I.C. 95% 21.96467-35.86866) con un máximo de 52 en el año 2004, y un mínimo de 15 en los años 1999 y 2002. En el año 1991, única anualidad completa en Brotons, J. M., 1996, se recogieron datos de 21 animales. Número similar a los primeros años, entre 1998 y 2002, de implantación de la red de recogida de varamientos (Tabla 2-4). El hecho de que estos números sean menores que la media y que los valores actuales, se debe a que, en un trabajo puntual, o cuando se inicia la implantación de una red de varamientos, no hay tiempo para conseguir la divulgación capaz de garantizar el aviso del total de encallamientos. Dicha aseveración viene apoyada por la estabilidad mostrada en el número de varamientos a partir de 2006 (Figura 2-5). Si el esfuerzo de la red continúa constante, a partir de este momento, cualquier aumento o disminución en la cantidad de cetáceos encallados, deberá ser observada con detenimiento pues será producto de cambios poblacionales.

Duguy, 1990, considera 9 especies como fauna permanente en el Mediterráneo, aunque dicho listado actualmente es cuestionado en referencia a la Orca. En el anexo 3 sobre el estatus y la distribución de cetáceos en el Mediterráneo y el Mar Negro (Reeves y Notarbartolo di Sciarra, 2006), se incluyen 11 especies como regularmente presentes (Tabla 2-5). De éstas, 3 son propias del Mar negro, y 1 del estrecho de Gibraltar, con lo que el listado de especies para el Mediterráneo se limita a 7, entre las

cuales, sorprendentemente, no se encuentra el delfín común, que sí se incluye en la lista de Duguay, 1990.

Tabla 2-5. Especies Regularmente presentes en el Mediterráneo y Mar Negro (Reeves y Notarbartolo di Sciara, 2006).

Especies	Nombre común	Sub-región
<i>Balaenoptera physalus</i>	Rorcual común	Mar Mediterráneo
<i>Delphinus delphis ponticus</i>	Delfín común del Mar Negro	Mar Negro
<i>Globicephala melas</i>	Calderón	Mar Mediterráneo
<i>Grampus griseus</i>	Calderón gris	Mar Mediterráneo
<i>Orcinus orca</i>	Orca	Estrecho de Gibraltar
<i>Phocoena phocoena relicta</i>	Marsopa del Mar Negro	Mar Negro y norte Mar Egeo
<i>Physeter macrocephalus</i>	Cachalote	Mar Mediterráneo
<i>Stenella coeruleoalba</i>	Delfín listado	Mar Mediterráneo
<i>Tursiops truncatus</i>	Delfín mular	Mar Mediterráneo
<i>Tursiops truncatus ponticus</i>	Delfín mular del Mar Negro	Mar Negro
<i>Ziphius cavirostris</i>	Ballena de Cuvier	Mar Mediterráneo

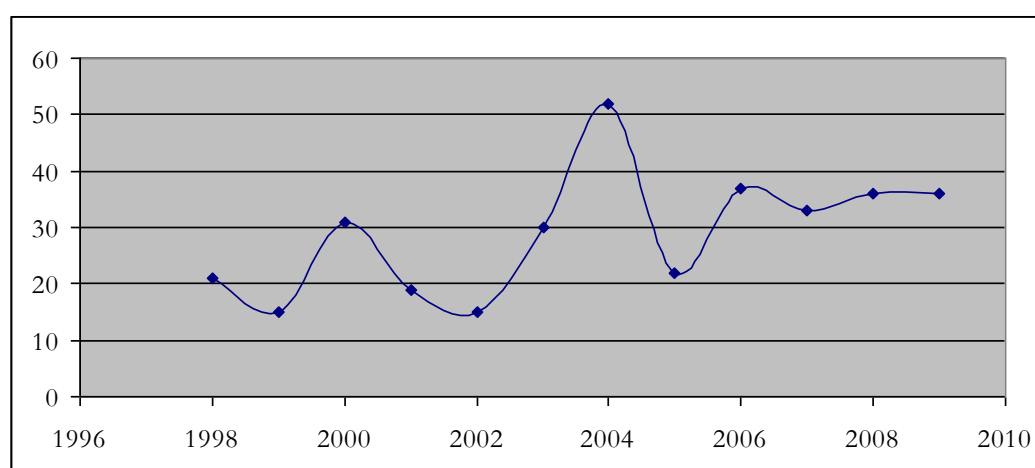


Figura 2-5. Evolución del número de varamientos totales por año.

En Baleares, entre 1998 y 2009 se han varado hasta 8 especies diferentes de cetáceos, es decir, todas aquellas consideradas regulares en el Mediterráneo según Reeves y Notarbartolo di Sciara, 2006, más el delfín común (Figura 2-6), o todas, excepto la Orca, según Duguay, 1990.

En 1991, la diversidad en el número de varamientos fue más baja, identificando sólo a 4 especies diferentes: *S.coeruleoalba*, *D. delphis*, *Tursiops truncatus* y *G. melana*, lo que por una parte es lógico, al comparar sólo año y medio, aproximadamente, con 12. Las especies identificadas entran en la normalidad, ya que las mismas, representan el 85% de los varamientos de cetáceos en los últimos 12 años.

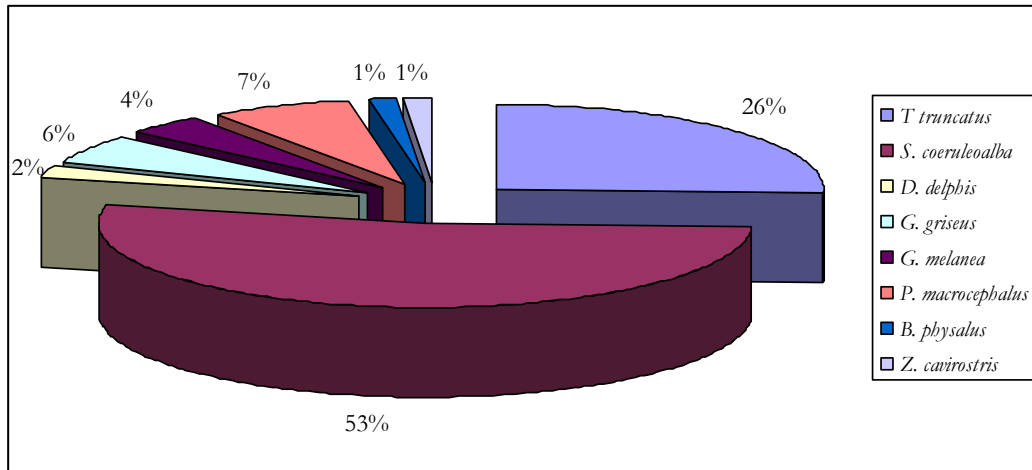


Figura 2-6. Porcentaje, sobre total identificados, de varamientos por especie periodo 1998/2009.

Sin embargo, se observa una importante disonancia en cuanto a la composición. No en el caso del delfín listado, que tanto en 1991, como en el compendio 1998/2009, es la especie más abundante, con un 77% y un 53% respectivamente, de abundancia relativa. En cambio, el delfín mular, que con un 26% en el período 1998/2009, es la segunda especie más varada, en 1991 sólo se encalló una vez, lo que supone un 4% de abundancia relativa, la misma que el delfín común y por debajo del calderón (8%). Podría pensarse por tanto, que dichos datos son anómalos, y no representativos. Si se observa el absoluto histórico del delfín mular (Figura 2-7), se comprueba como, incluso con la red de varamientos en pleno funcionamiento, se han registrado anualidades con muy baja presencia de delfín mular: 2007, un varamiento, 2008, dos, 2005, cuatro. Por lo que, y teniendo en cuenta que en 1991 la red de seguimiento no estaba implantada, no es extraño el bajo porcentaje de abundancia relativa de delfín mular en los varamientos.

Lo que si muestra esta disonancia es el sesgo que se produce cuando en el seguimiento de varamientos, no se analizan datos de una serie temporal larga o se complementan con otro tipo de muestreos. En este caso, la implantación de una red de avistamientos oportunistas podría evitar ese sesgo, y mostrar en menor tiempo la realidad cetológica de un área.

Desgraciadamente, el esfuerzo en avistamientos oportunistas es desigual para Brotons, 1996 y la red de la Conselleria de Medi Ambient. Así, en el primero, en 18 meses aproximadamente, se realizaron un total de 44 avistamientos considerados correctos, es decir, alrededor de 29 al año. En el segundo caso, un total de 134 avistamientos en 11 años, arroja una media de sólo 12 por año. Otro aspecto importante es tener en cuenta es la tipología de las embarcaciones oportunistas. Para conseguir un muestreo más homogéneo, en Brotons, 1996, se visitaron los puertos para entrevistarse con diferentes tipos de barcos, tanto deportivos como profesionales (pesqueros, mercantes)... lo que desembocó en una distribución más amplia del área cubierta. La red desarrollada desde la Fundación AsproNatura, se ha basado en la distribución de trípticos en diferentes puertos deportivos, por lo que el alcance del muestreo es mucho menor, y más costero. La combinación de ambas diferencias repercute claramente en los resultados (Tabla 2-6.).

En ambos casos, la especie con una frecuencia mayor de avistamiento es el delfín mular. Tal y como ya se explicó en 1.3. El delfín mular, *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821)., es el cetáceo más costero del Mediterráneo, por lo que, es habitual que sea frecuentemente avistado, incluso desde tierra. Sin

embargo, los porcentajes varían en demasía entre unos y otros datos. Si en Brotons, 1996, la frecuencia era del 29%, para la Red de Varamientos es del 81%. En ambos casos, al trasponer la frecuencia en abundancia relativa, ésta desciende, 17% y 74% respectivamente, ya que habitualmente, el delfín mular vive en pequeños grupos, pero, las diferencias, siguen siendo muy elevadas. La respuesta se encuentra en el sesgo producido por lo poco balanceado del muestreo en la Red de Varamientos. La mayoría de usuarios colaboradores realizan navegaciones cercanas a costa, por lo que la posibilidad de avistar animales de aguas profundas, se reduce en extremo.

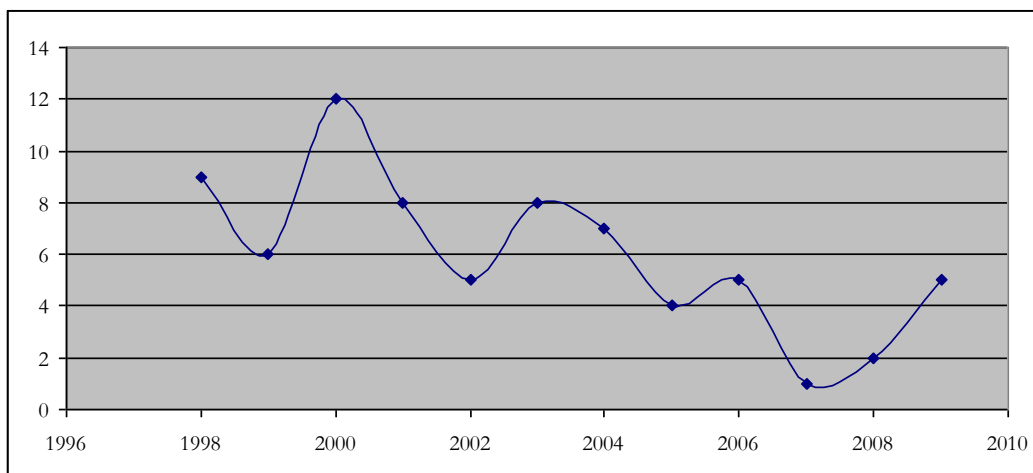


Figura 2-7 . Varamientos por año de *T. truncatus*.

Tabla 2-6. Frecuencia y abundancia relativa (varamientos) de las especies más importantes en ambos estudios.

Origen	Especie	Frecuencia	Abundancia Relativa
Brotons, 1996	<i>T. truncatus</i>	29%	17%
	<i>S. coeruleoalba</i>	27%	54%
	<i>D. delphis</i>	16%	18%
	<i>G. griseus</i>	14%	8%
Red Varamientos	<i>T. truncatus</i>	81%	74%
	<i>S. coeruleoalba</i>	5%	9%
	<i>D. delphis</i>	2%	9%

Ante un muestreo tan poco balanceado, no queda otra opción que desestimarlos, por lo que, en el caso de la Red de Varamientos, sólo puede aprovecharse los datos derivados de los propios varamientos, mientras que en Brotons, 1996, la caracterización cetológica puede dibujarse a partir de la conjunción de los datos provenientes tanto de los avistamientos como de los varamientos.

Así, comparando las conclusiones que de uno y otro trabajo pueden extraerse, puede decirse que el estudio de 1996 es vigente hoy en día.

Entre las conclusiones comunes, se incluyen:

1. La diversidad cetológica en las Baleares puede considerarse importante en el contexto del Mediterráneo occidental, con 8 especies diferentes identificadas.
2. Dicha diversidad no viene ligada a una alta abundancia, ya que tanto avistamientos como varamientos presentan números inferiores a otras localizaciones Mediterráneas como Estrecho de Gibraltar, Alborán, Golfo de León...
3. El delfín listado es el más abundante en aguas Baleares, como en todo el Mediterráneo occidental. Animal gregario, puede formar manadas de centenares, y hasta de millares, de

individuos. Su predilección por aguas abiertas y alejadas de costa, habitualmente en isobatas superiores a los 200 metros, hace que su avistamiento sea más complejo que el delfín mular, menos abundante pero más costero.

4. La presencia del delfín listado en aguas Baleares presenta importantes variaciones temporales, debido principalmente, a su comportamiento gregario.
5. El delfín mular es el cetáceo más costero de las Baleares, así como del Mediterráneo occidental, por lo que presenta una frecuencia de observación muy elevada.
6. Esta elevada frecuencia de observación no viene ligada con una población numerosa ya que vive en grupos discretos.
7. Su presencia temporal es continua en Baleares, por lo que puede considerarse que existe una población estable en nuestras aguas.
8. El carácter costero del delfín mular lo hace muy sensible a la acción humana, por ejemplo, y entre otras, a la actividad pesquera.

Podemos así concluir que, Brotons, 1996, es, todavía, una base sólida para el posterior diseño de estudios sobre cetáceos en aguas de Baleares.

2.4. Bibliografía.

- Aguilar, A. 1989. A record of two Humpback Whales, *Megaptera novaengliae*, in the western Mediterranean sea. *Marine Mammal Science* 5 (3): 306-309.
- Casinos, A. 1981. Notes on cetaceans of the Iberian Coasts III. A record of *Orcinus orca* (Linnaeus, 1758) from the Island of Minorca. *Saig. Mitt.*, 2: 80.
- Casinos, A. y Filella, S. 1975. Primer recull anual de la Comissió de cetologia de la Institució Catalana de Història Natural. *Bulletí Inst. Cat. Hist. Nat. Zool.*, 39 : 5-26.
- Casinos, A. y Vericad, M. 1976. The cetaceans of the Spanish coasts, a survey. *Mammalia*, 40: 267-289.
- Castell, A. y Gutiérrez, M. 1991. Varamiento de una falsa orca (*Pseudorca crassidens*, Owen 1864) en Mallorca. *Historia Natural* 91. Alemany, A. (Ed) 587-588. Palma de Mallorca.
- Duguy, R. 1989. Les mammifères marins de la Méditerranée Occidentale. *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 114 (3):89-96.
- Duguy, R. y Cyrus, J. L. 1973. Note préliminaire à l'étude des cétacés des côtes françaises de la Méditerranée. *Rev. Trav. ISTPM*, 37 (2) : 151-158
- Duguy, R. y Vallon, D. 1976. Le rorqual commun (*Balaenoptera physalus*) en Méditerranée Occidentale: état actuel des observations. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 24 (5): 21-24.
- Duguy, R., Aguilar, A., Casinos, A., Grau, E. & Raga, J. A., 1988. Étude comparative des échouages des cétacés sur les côtes Méditerranéennes de France et d'Espagne. *Misc. Zool.*, 12:339-345.
- Duguy, R., Casinos, A., Di Natale, A., Filella, S., Ktari-Chakroun, F., Lloze, R. y Marchessaux, D. 1983. Repartition et fréquence des mammifères marins en Méditerranée. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 28, (5) : 223-230.
- Grau, E., Aguilar, A. y Filella, S. 1980. Cetaceans stranded, captured or sighted in the Spanish coasts during 1976-1979. *Butll. Inst. Cat. Hist. Nat.* 45 (Sec. Zool., 3): 167-179.
- Grau, E., Filella, S., Raga, J. A. y Raduán, A. 1986. Cetáceos varados en las costas del Mediterráneo Ibérico durante los años 1980-1981. *Misc. Zool.*, 10: 353-358.
- Reeves, R. y Notarbartolo di Sciara, G. (compilers and editors) 2006. The status and distribution of cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea. IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, Málaga, Spain 137 p.p.
- Vallon, D., Guigo, C. y Duguy, R. 1977. Le Globicéphale noir, *Globicephala melaena* (Traill, 1809) en Méditerranée occidentale. *Rapp. comm. int. Mer Médit.*, 24, 5.

3. Estimating the impact of interactions between bottlenose dolphins and artisanal fisheries around the Balearic Islands.

“La felicidad de la abeja y la del delfín es existir.
La del hombre, descubrirlo, y maravillarse por ello”
Jacques-Yves Cousteau (1910-1997).

3.1. Preámbulo.

Las interacciones entre cetáceos y las pesquerías en el Mediterráneo son especialmente relevantes (UNEP 1998, Bearzi 2002) y han sido estudiadas en diferentes regiones (Consiglio *et al.*, 1992, Bearzi *et al.*, 1992, Lauriano *et al.*, 2004, Díaz López, 2006, Northridge *et al.*, en prensa). En Baleares, en 1991, y sin conocer el balance total, se contabilizaron hasta 30 delfines muertos por interacciones con pesca (Silvani *et al.*, 1992).

Durante décadas, la pesca en las Islas Baleares se desarrolló dentro de niveles poco tecnificados, pero el rápido crecimiento de la actividad a partir de los años 80 hizo surgir diferentes tipos de problemas y magnificar otros ya conocidos (Llabrés y Martorell, 1984). Entre estos últimos se incluye el conflicto entre la población estable del delfín mular en las Baleares (Brotons, 1996), posiblemente la última consolidada en la costa española, y las pesquerías artesanales. Aunque la interacción entre este mamífero marino y la actividad pesquera se conoce desde la antigüedad (Prats, 1997), las quejas recibidas en la Direcció General de Pesca (DGP) por parte de las cofradías de pescadores se hacen más frecuentes a partir de 1990 (Soler, 1998).

Por otra parte, las capturas accidentales afectan seriamente a la viabilidad de la población de *Tursiops truncatus* en las Baleares, estimada por Forcada *et al.* (2004) en unos 700 ejemplares en primavera y 1300 en otoño, si bien otras fuentes la consideran menor. La mortalidad por agresiones directas y capturas accidentales se mantiene elevada y parece insostenible (Brotons y Grau, 2003).

La base del problema radica, en el hecho de que los delfines aprovechan las artes de los pescadores para proveerse de presas fáciles. Esta situación provoca dos tipos de pérdidas bien diferenciadas:

Por una parte, la aproximación a los aparejos de pesca por parte de los mamíferos marinos, desemboca, con frecuencia, en cierta mortalidad accidental, y en algunos casos, intencionada.

Por otra parte, desde el punto de vista de la explotación. La depredación, o parasitación según ciertos autores, en los aparejos de pesca implica el deterioro de los mismos; con el consecuente coste económico ligado, tanto a nivel reparación o sustitución, como de pérdida de eficiencia y efectividad al deteriorarse. A ello, debe añadirse, las pérdidas en capturas por depredación directa.

El delfín mular puede detectar redes de monofilamento de 0,49 mm de diámetro (Au, 1994). Además, el número de nudos entre pasos de malla, incrementan la detectabilidad de éstas (Pence, 1986). A pesar de ello, se tienen referencias sobre muertes incidentales en redes de filamentos de 3 mm (Peddemors *et al.*, 1991).

Si los delfines tienen la capacidad de detectar las redes en las que quedan atrapados, las capturas se deben a alguno de los siguientes 4 factores (GRUMM, 2000):

1. El animal no emite pulsos de biosonar en el momento de quedar enmallado.
2. El animal detecta la red pero falla en la percepción de que ésta, es un peligro que debe evitar.
3. El animal detecta la red y el peligro inherente pero comete un error.
4. El animal detecta la red y, voluntariamente, se aproxima a ella para conseguir alimento.

Este último factor es el que provoca, además, la mortalidad intencionada, ya que convierte al delfín en un competidor directo con los intereses de los pescadores. Además, debido a su avanzada capacidad de aprendizaje, estos animales, son extraordinariamente rápidos en el descubrimiento de nuevas oportunidades para la obtención de alimento, y la difusión de dicha información puede disgregar poblaciones en espacios temporales relativamente cortos (Whitehead *et al.*, 2004). Estos procesos pueden provocar que segmentos de la población lleguen a ser dependientes de los recursos obtenidos de la depredación sobre la actividad pesquera (Chilvers y Corkeron, 2001).

Este escenario obliga a la valoración de las interacciones delfines/pescadores artesanales.

3.2. Artículo.

Brotons, J.M, Grau, A. M. & Rendell, L., 2008. Estimating the impact of interactions between bottlenose dolphins and artisanal fisheries around the Balearic Islands. *Marine Mammal Science*, 24(1): 112–127.

3.2.1. Abstract.

Interactions between marine mammals and fisheries are a growing problem, and effective management requires assessment of the factors driving the interaction and of the impacts on fisheries. We used data from interactions between artisanal fisheries and bottlenose dolphins around the Balearic Islands to assess these factors and impacts. Observers collected data during 1,040 fishing operations over 3 yr. Location and year were important factors affecting interaction probability, with some areas showing large increases over the study period. We estimated the combined cost of catch loss and net damage as 6.5% of the total catch value (95% CI -12.3%, -1.6%), and the annual loss to be 3.4% (95% CI -6.5%, -0.1%) of the total catch by weight. This weight equates to the dietary needs of ~12 dolphins (95% CI 0.2, 22), suggesting the fishery is not a vital food source for the dolphin population. Two dolphins died through entanglement during the observed fishing operations. We observed 3% of the total fishing activity, by weight, in 2003; scaling up this mortality directly suggests that as many as sixty dolphins may be dying in nets each year. This interaction likely has serious conservation implications for the dolphin population.

Key words: fisheries interactions, bycatch, bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*.

3.2.2. Introduction.

Interactions between marine mammals and fisheries represent a serious and growing conservation issue. For example, killer whales (*Orcinus orca*) and sperm whales (*Physeter macrocephalus*) are causing problems in many long-line fisheries (Yano and Dahlheim 1995, Ashford *et al.* 1996, Nolan *et al.* 2000, Hucke-Gaete *et al.* 2004, Gilman *et al.* 2006). Catch loss and gear damage can create hostility in fishermen, which can directly or indirectly impede conservation efforts and even lead to calls for culls of marine mammals. Furthermore, the close interaction between animals and fishing gear often results in accidental mortality of marine mammals (*e.g.*, Northridge and Hofman 1999). These animals are quick to discover novel foraging opportunities, due to their advanced learning abilities, and information about opportunities can spread quickly within populations (Whitehead *et al.* 2004). These processes can lead to population segments becoming apparently dependent on fishery interactions (Chilvers and Corkeron 2001). These interactions are a particular problem in the Mediterranean (UNEP 1998, Bearzi 2002) and have led to a concerted study effort in the regions (*e.g.*, Lauriano *et al.* 2004; Díaz López 2006; Northridge *et al.* in press). An important step in this effort is a robust analysis of the extent and cost of the interactions.

The bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, occurs in coastal habitats throughout the Mediterranean Sea and elsewhere. The species is behaviorally very flexible and has a cosmopolitan diet (see *e.g.*, Shane *et al.* 1986, Barros and Odell 1990, Cockcroft and Ross 1990, Connor *et al.* 2000). In the Mediterranean Sea their diet includes several commercial fish species (Blanco *et al.* 2001) and, as fish stocks decline (*e.g.*, FAO 2005, Bearzi *et al.* 2006), so they are coming into conflict with fisheries in several areas (Reeves *et al.* 2001). Around the Balearics, interactions between artisanal fisheries and the local bottlenose dolphin population have been reported for decades, but the frequency of interaction reported to the Direcció General de Pesca has increased dramatically since 1990 (Soler 1998).

Artisanal fisheries around the Balearics operate from small (5–9 m) vessels and use bottom-set trammel and gill nets. Nets are made up of panels 50 m long and 0.8–1.4 m deep. Each vessel sets up to a legal limit of 90 panels, with a total area between 3,600 m² and 6,300 m² depending on the net depth; these can be set in any combination (*e.g.*, three sets of 30 panels, or two of 45). Nets are set in up to 200 m of

water, weighted with rocks and buoyed at either end, and then left for between 30 min and 3 d depending on weather conditions and target species. Various net mesh sizes are employed to target different species. In decreasing order of mesh size, trammel nets of 100–200mm mesh target the European spiny lobster (*Palinurus elephas*), nets of 65–100mm target cuttlefish (*Sepia officinalis*), and those of 45–57mm target striped surmullet (*Mullus surmuletus*). However, although these target species are generally the most abundant species present, catches are very diverse and over 100 species are sold at market when caught. In the case of cuttlefish and surmullet, the “target” species represented just 21% and 35% of the catch by weight in the fishing effort reported here. The lobster fishery is slightly more selective with lobster representing 41% of the catch by weight. Bottom-set gill nets of 45–57 mm mesh are also used to target surmullet, and these are the most selective gear employed with the target representing 45% of the catch by weight. Although these gears are only a portion of those employed in this variable and flexible fishery, they are the most important; 63% of the fleet will use at least one of them at some point during the year. These artisanal fisheries, although small scale, are economically important. As of 2005 the Balearics fleet comprised 296 vessels, employed 501 people directly, and landed 319 metric tons of fish that sold at market for approximately €3,371,000.

These fisheries are experiencing increased interactions with bottlenose dolphins. Most interactions involve dolphins depredating nets and result in two problems. Firstly, the economic loss to the fishermen includes both the lost fish and the damage to their nets. Increasing losses could potentially threaten the economic viability of the fisheries. Secondly, while the dolphins are around the nets they risk becoming entangled. The resultant mortality has been estimated to reach thirty dolphins annually (through a combination of interviews with fishermen, examination of stranded carcasses, and onboard observers¹). A useful first step to mitigating these problems is a robust assessment of the factors driving the interaction and the actual level of impact on the fishery in terms of catch loss and gear damage. Here we attempted such an assessment, incorporating estimates of precision for both catch loss and gear damage and the economic cost relative to the overall economic size of the fishery.

3.2.3. Methods.

Data were collected by a team of eight trained onboard observers over the period 2001–2003 using standardized forms during 1,040 fishing operations spread over 389 d. Date, time, location, sea state, net soak time, net haul duration, net type, number of 50 m panels set, and the presence or the absence of evidence of depredation were recorded for each fishing operation. Evidence of depredation in this case means either direct observation of animals taking fish or the presence of damaged fish in the catch (e.g., Lauriano *et al.* 2004). In addition, sightings of dolphins during either the set or haul of the net were recorded.

We modeled the presence or absence of evidence of depredation using generalized linear models of the binomial family, with geographic area, hour of the day, month, year, sea state, soak time, net type, and haul duration as possible predictors. We estimated multiple models with the “glm” function in the software R, using all possible combinations of predictors (Fox 2002, R Development Core Team 2004). AIC values were then used to rank models and to calculate Akaike weights for each model, following standard information-theoretic methods (Burnham and Anderson 2002); the sum of the Akaike weights across all models in which a given predictor appears then estimates the importance of that predictor (Burnham and Anderson 2002). The use of uncorrected AIC, rather than one of the low sample size corrections, was appropriate because we had 1,036 observations and a maximum of 25 parameters estimated, exceeding the recommended 40:1 ratio (Burnham and Anderson 2002).

In order to assess the impact of the interactions with dolphins, we modeled catch per unit effort (CPUE), both in economic terms as euros per 50m of net set (taking the 2003 local market price) and in

¹ Personal communication from Direcció General de Pesca.

biomass terms as kilograms caught per 50m of net set. Possible predictors were geographic area, hour of the day, month, year, sea state, soak time, net type, haul duration, and a one/zero variable indicating whether evidence of depredation had been observed. For analysis purposes we divided operations into five areas: Ibiza, W. Mallorca, E. Mallorca, W. Menorca, and E. Menorca (see Figura 3-1). Categorical predictors (area, month, year, sea state, and net type) were treatment coded (Fox 2002). We used a normal error and identity link and ran models of all possible combinations of predictors using the “glmfit” function in the Matlab statistics toolbox. As above, we then ranked models in order of increasing AIC, calculated Akaike weights across the model set, and used summed Akaike weights to estimate the importance of each predictor (Burnham and Anderson 2002). Because the local Balearics government records data on the weight and price of all fish sold at market from this fishery, we were able to use these data to extrapolate from the observed fishing to estimate the economic loss on a fishery-wide basis. However, our results are vulnerable to any unknown discrepancies between the amount of fish sold at market and the amount of fish actually caught.

To examine the effect of catch composition on dolphin depredation, we concentrated on the sixteen species that individually accounted for more than 1% of the total recorded catch value. These species combined accounted for 87% of the total catch value. We calculated the CPUE (kg/50 m of net) for each species in the absence and presence of dolphin depredation, and analyzed these data in two ways. First, we compared CPUE in the absence and presence of depredation with individual *t*-tests (using the Matlab “ttest2” function) combined with a Bonferroni adjustment. Second, we modeled the presence or absence of depredation in each haul using a generalized linear model of the binomial family and the CPUE of each species in each haul as possible predictors. We ran all possible combinations of these predictors using the “glm” function in the software R and calculated Akaike weights across the 235 models that had AIC values within four units of that for the best model (Burnham and Anderson 2002). As above, we summed the Akaike weights across all models in which a particular species was used as a predictor to estimate the importance of that species in predicting depredation.

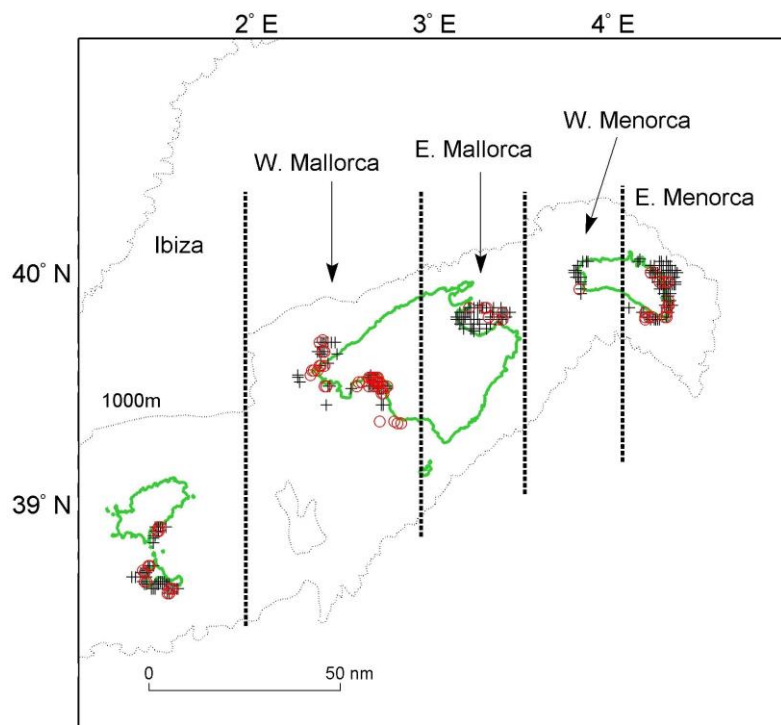


Figura 3-1. Map showing locations of observed set witch (o) and without (+) depredation, and the division of the data into geographic areas for analyses.

To assess the level of net damage associated with dolphin depredation, observers on a subset of fishing operations counted holes in the net before and after setting. They counted the holes in five net panels, numbered 2–6 from the end buoy (the panel directly adjacent to the end buoy often becomes damaged by setting and hauling and so was ignored here). Observers classified holes according to size (small <20 cm, medium 20–40 cm, large >40 cm) and as to whether they occurred in the bottom, middle, or upper third of the net. Size differences were registered because small holes can be caused by depredation from octopus, moray eels (*Murano helena*), and other small fish. The vertical location was recorded because the bottom of the net suffers damage from contact with the sea floor, especially with rocks, and the upper third can also be damaged by contact with the floats when the net is recovered. Thus, nine counts were recorded for each net panel—small, medium, and large holes in the lower, middle, and upper thirds of the panel. With five panels observed this resulted in forty-five counts for each set. We modeled the number of holes observed as a function of four categorical predictors: location (lower, middle, upper), size (small, medium, large), panel (one through five), and depredation. We used generalized linear models of the Poisson family, with a log link function, estimated with the “glm” function in R. We included depredation as a predictor in four different ways: dichotomous (*i.e.*, no depredation/depredation), with levels for each hole size (*i.e.*, no depredation/depredation-smallholes/depredation-mediumholes/depredation-large holes), or for each location (bottom, middle, and upper thirds), and finally with levels for each combination of hole size and location (*i.e.*, no depredation/depredation-small-bottom/ depredation-medium-bottom/. . . and so forth). Categorical variables were contrasted using treatment coding, and in the case of depredation, the “no depredation” case was always the baseline. We used the AIC values from models containing all possible combinations of the predictors, and we ran each model in which depredation occurred as a predictor four times, once with each of the four increasing complex categorical formulations. In this way we were able to specify how counts of which hole sizes, at which locations, were being affected by dolphin depredation. By applying the inverse link function (*i.e.*, exponentiating) to the parameter estimates of the model with the lowest AIC value, we estimated the magnitude of the changes in hole counts over each location and size combination. We also used fitted values from the model and their associated confidence intervals to estimate the average number of holes expected per panel in the absence and presence of depredation (by summing the estimates for each size and location) and thus calculated upper and lower confidence bounds for the increase in net damage associated with dolphin depredation. Calculating the expected change in the number of holes of each size enabled us to estimate the total area of net damage in the presence and absence of depredation. Finally, using known cost of net repair per unit area (we used a value of €3.70 per square meter, which was calculated as an average cost per unit area from damaged nets sent to commercial repairers) we were able to calculate an estimate of the overall financial cost of the increased net damage.

3.2.4. Results.

Between January 2001 and April 2003 a total of 1,040 net sets were observed on board nineteen different vessels (Figura 3-1). Evidence of dolphin depredation was recorded on 138 (13%) of these sets; in 69 of these cases the evidence was direct observation of dolphins taking fish, while in the others the evidence was in the form of fish remains in nets. Sighting dolphins during the haul was a good predictor of depredation—the probability of depredation being recorded given a sighting was 0.67 (95% CI of binomial maximum likelihood estimator [0.57, 0.76]), while the probability of depredation being recorded in the absence of a sighting during the haul was 0.07 (95% CI 0.06, 0.09).

The modeling of depredation probability showed that area, year, month, net type, and hour of the day were all important factors (Tabla 3-1). There was a marked increase in the frequency of depredation off West Mallorca over the 3 yr. 2001–2003 (Figura 3-2). This increase is not present in other areas for which data are available for all 3 yr. There was an apparent seasonal effect, with depredation more frequent in the winter months, especially December and January, and at a minimum in the months of July through September (Figura 3-3). There was also a diurnal effect with depredation peaks at 0000–0200 and 1400–1600, and a minimum in the early morning between 0600 and 0800 (Figura 3-4). Finally

trammel nets of 100–200 mm mesh were one third as likely to suffer depredation as other net types (Figura 3-5).

Tabla 3-1. Summed Akaike weights, interpreted as support, for each predictor in models of depredation occurrence.

Factor	Support
Area	1,000
Year	1,000
Month	1,000
Net type	0,999
Hour	0,919
Sea state	0,751
Soak time	0,617
Haul duration	0,300

In the analysis of economic CPUE, area and net type both received support greater than 0.9, and the next most important predictor was depredation (Tabla 3-2). The best-fit model in our test set gave a coefficient estimate of -1.15 (95% CI $-2.39, 0.09$) for depredation, indicating that when dolphins take fish, the average economic loss is €1.15 per 50 m of net. With an average set of 1,050 m of net this equates to a loss of approximately €24 for each set depredated by dolphins. There was evidence of depredation for 138 observed sets, so we can estimate a total economic loss of €3,312 over all the sets we observed. The catch value for the economically important species was €122, 545 (Tabla 3-4) so the loss represents 2.7% of the catch value for the observed subset of fishing effort (95% CI $-5.6\%, 0.2\%$).

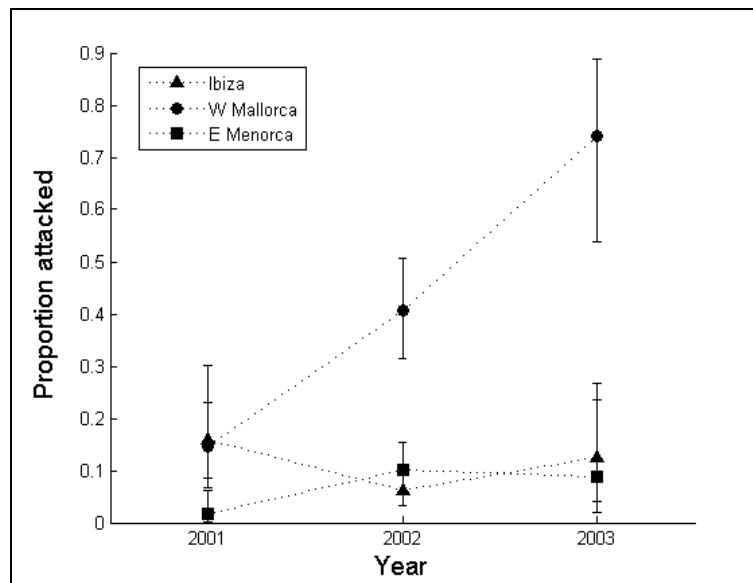


Figura 3-2. Proportion of sets depredated by year and area. Only areas with data for all 3 yr. are shown. Bars are binomial maximum likelihood estimators of the probability of depredation; error bars show 95% confidence intervals.

The results from the biomass CPUE were generally similar, except that CPUE by weight is strongly affected by year as well as area and net-type (Tabla 3-3). The coefficient estimate for the depredation predictor in the best-fit model was -0.22 (95% CI $-0.44, -0.01$). This indicates an average of 0.22 kg less fish per 50m of net when dolphins take fish. In terms of total loss, this equates to an average of 4.75 kg per depredated set. With 138 sets depredated in our sample, this equates to an estimate of 656 kg for the amount of fish lost, or 3.4% of a total catch of 19.5 metric tons for the observed subset of fishing effort (95% CI $-6.5\%, -0.1\%$). Residuals for both CPUE models had a generally normal distribution but with slightly long tails.

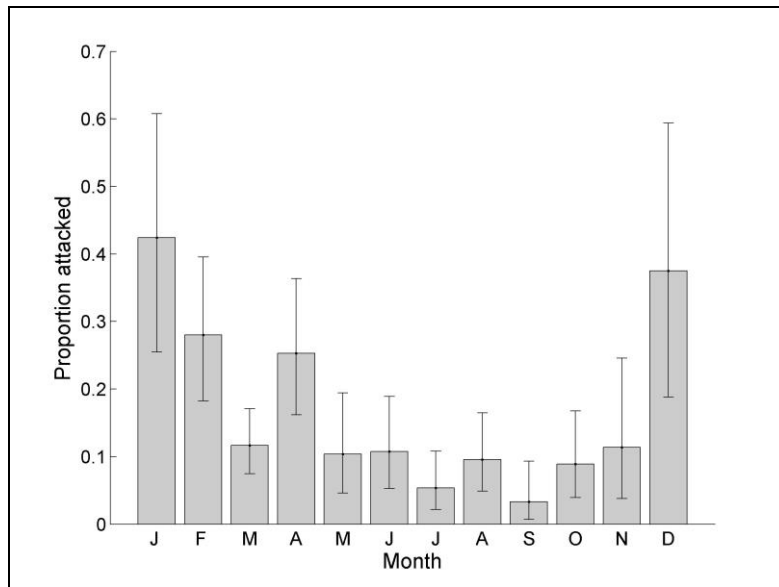


Figura 3-3. Proportion of sets depredated by month. Bars are binomial maximum likelihood estimators of the probability of depredation; errors bars show 95% confidence intervals.

The *t*-tests on the CPUE data for each species in the presence and absence of depredation showed significant differences in three species—European spiny lobster, striped surmullet, and common octopus (*Octopus vulgaris*). In the AIC-based analysis, four species received summed Akaike weights of 1—the European spiny lobster, striped surmullet, the common octopus and the green wrasse (*Labrus viridis*)—and all these species showed marked changes in CPUE between depredated and non-depredated sets (Tabla 3-4, Figura 3-6). Surprisingly, for one of these species, the common octopus, the CPUE was nearly doubled in the presence of depredation. The other species showed much-reduced CPUE in the presence of depredation, as might be expected. Three other species had support greater than 0.8—greater amberjack (*Seriola dumerilii*), the two-banded seabream (*Diplodus vulgaris*), and the common dentex (*Dentex dentex*)—and again the CPUE for these species was reduced when evidence of depredation was observed (Figura 3-6). The six species that showed a reduction in CPUE, and received summed Akaike weights of 0.9 or more, collectively represented 36% of the total catch value.

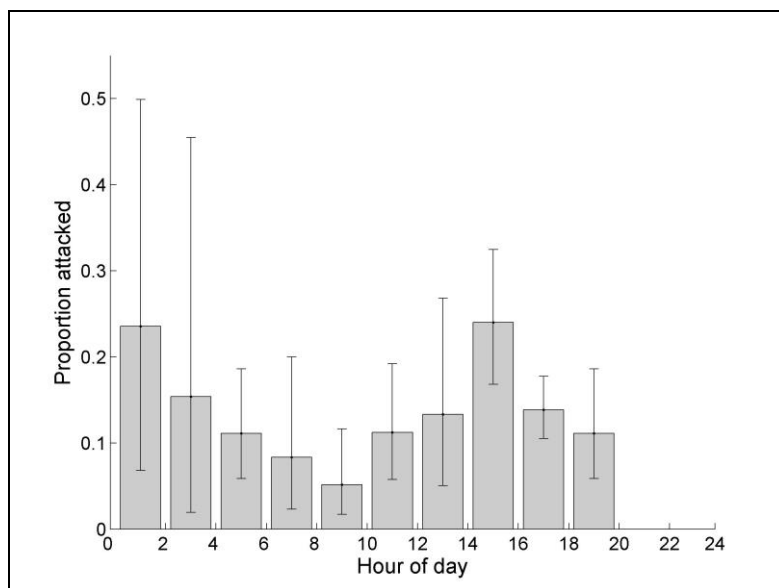


Figura 3-4. Proportion of sets depredated by time of day. Bars are binomial maximum likelihood estimators of the probability of depredation; errors bars show 95% confidence intervals. No data collected between 2200 and 0000.

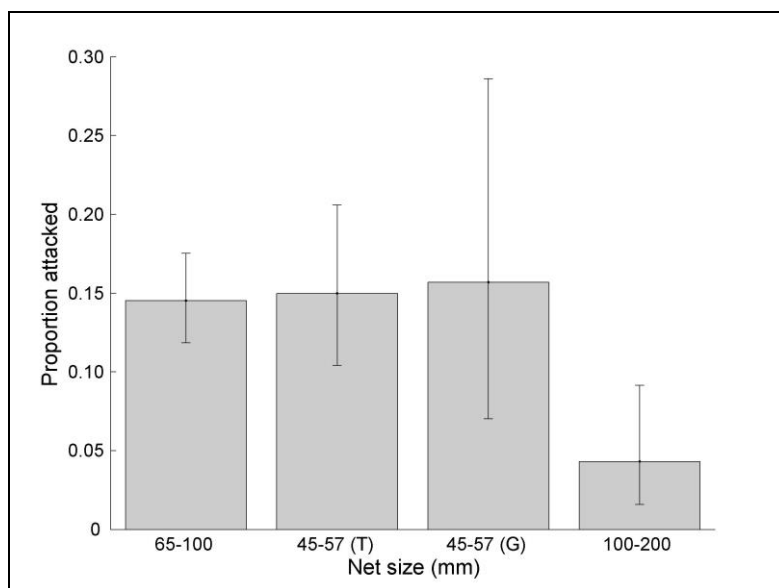


Figura 3-5. Proportion of sets depredated by net type. Bars are binomial maximum likelihood estimators of the probability of depredation; error bars show 95% confidence intervals. T indicates trammel net, G indicates gill net.

Tabla 3-2. Summed Akaike weights, interpreted as support, for each predictor in models of economic CPUE using observer data.

Factor	Support
Area	1,000
Net type	0,946
Depredation	0,695
Month	0,640
Year	0,540
Hour	0,358
Haul duration	0,289
Soak time	0,203
Sea state	0,096

Tabla 3-3. Summed Akaike weights, interpreted as support, for each predictor in models of CPUE by weight using observer data.

Factor	Support
Net type	1,000
Area	0,957
Year	0,864
Depredation	0,696
Sea state	0,673
Hour	0,416
Haul duration	0,293
Month	0,279
Soak time	0,276

Tabla 3-4. Catch weight, value, and summed Akaike weight support in a model predicting depredation for the sixteen species that made up 1% or more of the total catch value.

Species	Common name	Catch (kg)	Value (€)	Summed Akaike weight
<i>Palinurus elephas</i>	European spiny lobster	667,09	27.639,22	1,000
<i>Sepia officinalis</i>	Common cuttlefish	2.758,23	21.935,85	0,139
<i>Mullus surmulletus</i>	Striped surmullet	2.458,09	14.804,88	1,000
<i>Scorpaena scrofa</i>	Largescaled scorpionfish	1.179,31	14.297,98	0,427
<i>Seriola dumerili</i>	Greater amberjack	1.056,17	10.157,05	0,871
<i>Scorpaena porcus</i>	Black scorpionfish	1.535,50	7.926,77	0,165
<i>Sciaena umbra</i>	Brown meagre	265,37	4.767,01	0,119
<i>Symphodus tinca</i>	Peacock wrasse	485,44	3.580,56	0,784
<i>Dentex dentex</i>	Common dentex	207,6	3.121,19	0,823
<i>Phycis phycis</i>	Forkbeard	678,32	2.404,66	0,413
<i>Uranoscopus scaber</i>	Atlantic stargazer	319,1	2.290,81	0,682
<i>Octopus vulgaris</i>	Common octopus	1.115,22	2.232,55	1,000
<i>Diplodus vulgaris</i>	Two-banded seabream	657,54	2.196,88	0,955
<i>Labrus viridis</i>	Green wrasse	252,45	1.862,07	1,000
<i>Pagrus pagrus</i>	Common seabream	131,4	1.791,03	0,134
<i>Lophius piscatorius</i>	Anglerfish	228,63	1.536,18	0,670
TOTAL		13.995,44	122.544,69	
Percentage of catch		77%	87%	

Net damage was recorded for 478 sets, of which 97 were considered to have been depredated. The best-fit model of hole counts according to ranked AIC values included all variables (location, size, panel, and depredation) with the effect of depredation estimated separately for each size and location combination (Fig. 7). Despite this also being the model that estimated the most parameters, it had an AIC value over six units less than that for the next best model. This result reflects obvious patterns in the data (Figura 3-7). In the absence of depredation, the most common types of damage are small to medium holes in the lower two thirds of the net. In the presence of depredation, the numbers of small holes in the lower parts of the net were little changed, but the numbers of medium and large holes increased over the whole net, and the number of small holes in the upper portion of the net also increased. The maximum was a 15-fold increase in the number of large holes in the upper third of the net, and there were similar scale increases for other size and location combinations (Figura 3-7). By summing the fitted values from the best model, we estimated that, in the absence of depredation, each net panel would be holed on average 1.90 times, but in the presence of depredation this number would rise to 4.72, representing a 149% increase (95% CI 118%, 186%). However, these increases were not equal across hole sizes; for small holes this estimate was 10% (-5%, 129%), for medium holes it was 372% (306%, 450%), but for large holes it was 982% (798%, 1,210%). Our model estimated the total area of net damage for a set in the absence of depredation to be on average 1.68 m² for a set of twenty-one net panels (*i.e.*, 1,050 m of net), costing €6.22 to repair (95% CI 1.20m², 2.37m² and €4.45, €8.77, respectively). Multiplying these values by the number of sets observed (1,040) and converting the result to a percentage of the total catch value from the observed sets results in an estimated net damage cost to the fishery, in the absence of depredation, of 5.3% of the total catch value (95% CI -7.4%, -3.8%). For depredated sets, our model estimated on average 10.70 m² of damage per set (95% CI 6.66 m², 17.33 m²), costing €39.61 to repair (95% CI €24.65, €64.13). Subtracting the cost estimated in the absence of depredation gives an average extra cost of €33.38 per set of net damage resulting from depredation, which when multiplied by the number of depredated sets observed (138) equates to 3.8% of the total catch value. We calculated conservative confidence intervals on this estimate; the lower bound by subtracting the high confidence bound for the cost per set estimated for non depredated sets (*i.e.*, €8.77) from the lower confidence bound of the same estimate for depredated sets (*i.e.*, €24.65), and *vice versa* for the upper bound (*i.e.*, €64.13, €4.45). The resulting 95% confidence interval for the cost of net damage associated with depredation as a proportion of the total catch value was -6.7%, -1.8%. Summing the estimates of economic loss from catch loss and from net damage gave an overall estimate

of 6.5% of the total landed catch value (95% CI -12.3%, -1.6%). As a proportion of the total reported catch value in 2005, this represents an absolute economic loss of €219,115 (95% CI €53,936, €414,633).

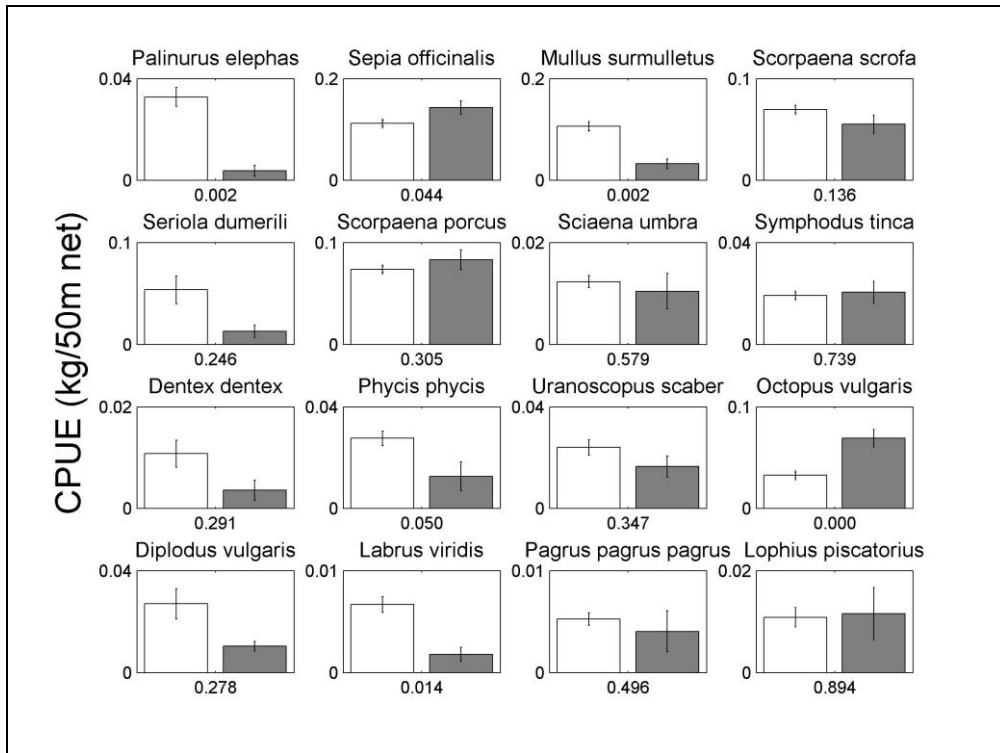


Figura 3-6. CPUE of the sixteen most commercially important species in the absence (clear bars) and presence (gray bars) of dolphin depredation. The number below each plot is a t-test P-value; with a Bonferroni adjustment, this value must be less than 0.003 for significance with $\alpha=0.05$. Bars are means and error bars represent the standard errors.

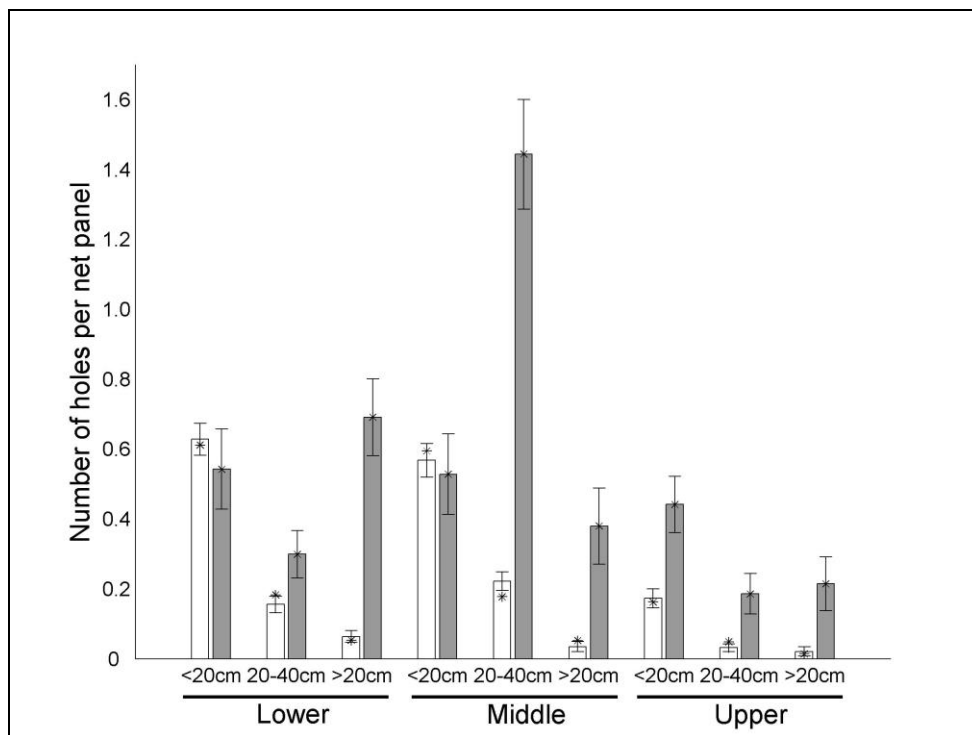


Figura 3-7. Number of holes, per net panel, of different sizes in the lower, middle, and upper thirds of the net. Clear bars show values absent depredation, gray bars show values in the presence of depredation. Values are averaged over five sampled net panels. Error bars show 95% confidence intervals for the means, and asterisks show the fitted values from the best-fit model.

3.2.5. Discussion.

Clearly, interactions between bottlenose dolphins and artisanal fisheries are common enough to be a problem around the Balearics. Most worrying is the apparent rise in depredation occurrence observed around Western Mallorca, where depredation frequency reached 75% of observed sets in the final year of the study. Possible explanations for this localized effect include locally depleted fish stocks or an increase in the number of animals specializing on depredating nets in that area, perhaps through social learning (Whitehead *et al.* 2004). There may well also be other unknown factors encouraging the depredation. We currently lack knowledge of the movements of dolphins around the islands, and this information would be crucial in attempting to understand this pattern of depredation frequency and in designing mitigation efforts. Photo-identification studies are underway to address this question and data so far show a strong site-fidelity within the islands (J.M. Brotons, unpublished data). If these data hold true, then it appears unlikely that the same animals are responsible for depredation in Menorca and Mallorca. However, the distance between the islands is ~70 km, well within the home range size reported for other coastal populations (see *e.g.*, Connor *et al.* 2000). Further study is therefore needed to address this question.

There are also multiple possible reasons for the observed seasonal variation in depredation frequency. Zooplankton levels are reduced during the winter months relative to the summer (Puelles *et al.* 2003), so perhaps dolphin prey abundance is also lower in the winter, increasing the relative efficiency of net depredation as a foraging strategy. Another possible factor is seasonal movement by dolphins—ongoing studies of the dolphin population suggest that they have a more inshore distribution during winter months (J.M. Brotons, unpublished data). This would increase the likelihood of dolphins encountering artisanal nets, which are primarily set inshore (Figura 3-1), and may thus lead to elevated depredation rates in winter.

The observed diel variation in depredation frequency probably relates to diel activity patterns in the dolphins themselves, as several studies have noted peaks in foraging behavior at various times of the day (*e.g.*, Shane *et al.* 1986, Shane 1990). Finally with respect to depredation occurrence, one net type, trammel nets of 100–200 mm mesh size, are much less likely to be depredated than other types. This net is used primarily to target lobster and is typically left set for much longer than the other net types. Bottlenose dolphins are not known to eat lobster, and this species did not feature in the stomach contents of any of the sixteen Mediterranean animals examined by Blanco *et al.* (2001) nor in similar studies in other areas (Barros and Odell 1990, Cockcroft and Ross 1990, Barros and Wells 1998) so it is perhaps not surprising that there is less depredation on these nets. That which does occur is likely to take other species incidentally caught in the net.

Our analyses of CPUE showed that this fishery is not likely to be rendered unviable by catch loss alone through dolphin depredation. The confidence interval for the percentage economic loss included zero at the upper end, and we can be 97.5% confident that the catch loss represents no more than 5.6% of the landed catch value.

We can use our estimates of catch loss by weight to crudely estimate how important these fishery interactions might be in the diet of bottlenose dolphins in these areas. The total artisanal catch for 2003 was 623,439 kg. Our estimate of catch loss by weight due to depredation (3.4%), therefore, implies that dolphins consumed 21,197 kg of fish from nets (95% CI 436, 40,336 kg). Captive, non lactating, adult bottlenose dolphins consume on average 5 kg of fish per day (Kastelein *et al.* 2002). Given the low energy requirements of captive animals, this likely represents a minimum. The amount of fish we estimate to be consumed would therefore represent, at most, 4,239 (87, 8,073) “dolphin dietary days,” or the annual food requirements of 11.6 (0.2, 22) dolphins. This consumption could equally represent 10% of the diet of 116 dolphins. No matter how this consumption is divided up, it obviously cannot be crucial in supporting a population that may number hundreds of animals (Forcada *et al.* 2004). However, it may be locally important to small groups of animals (*e.g.*, off Western Mallorca) or during certain times of the year.

It is worth noting that although some of the economically important species showed reduced catches in the presence of depredation (Tabla 3-4, Figura 3-6), not all did. Although it is possible that other factors may be involved, observations of dolphins taking fish from nets, and the presence of damaged fish with dolphin tooth-marks in the nets (J.M. Brotons, personal observation), strongly suggest that depredation is responsible for these reductions and that dolphins are selective in the species they take. Among the five most valuable species, the dolphins apparently preferred surmullet and amberjack. However, the catch analysis also produced two surprising results. First, given what we have stated above regarding the fishery for lobster using 100–200 mm mesh nets, the apparent reduction in CPUE of lobster with depredation occurrence is puzzling. We believe this to be a statistical artifact rather than a true reflection of the impact of depredation. The lobster nets are comparatively selective for lobster (41% of the catch by weight from these nets is lobster) and are depredated less than other net types. Because there were only six depredation events on these nets, the catch in the presence of depredation is strongly affected by averaging over sets of other net types, which would have no lobster in any case (0.5% of the catch by weight is lobster in the other net types). This effect is disproportionate because although lobster sets accounted for 13% of the observed operations, depredation on those sets accounted for only 4% of the observed depredation events; hence, the CPUE was dragged down by averaging in the depredation condition. When data are restricted to the 100–200 mm mesh nets only, depredation was observed on six occasions from 139 sets, and the CPUE by weight of lobster was not significantly different between sets with and without depredation ($t = 0.8878$, 137 df, $P = 0.38$).

The second puzzling result was the large increase in the CPUE of octopus in the presence of dolphins (there was also a small and less statistically robust increase in the CPUE of the other cephalopod in the catch, the cuttlefish *Sepia officinalis*), which is in the opposite direction to the effect one might expect, especially because dolphins are known to eat octopus (Blanco *et al.* 2001). We can speculate that octopuses (and perhaps cuttlefish) are attracted to depredated nets by odors released from damaged fish after depredation. Octopuses were among species photographed scavenging on bait in a recent study in the region (Bozzano and Sardà 2002).

Our analysis of net damage indicated that this might represent an economic impact roughly equivalent to that from catch loss itself, as the number of large net holes greatly increased in the presence of depredation. It is unlikely that these holes were caused by anything other than dolphins. Large fish (>3 m), including sharks, are extremely rare in these waters, and turtles, although they do occur offshore (L. Rendell, unpublished data), are also rare in the inshore waters where fishing is concentrated. Depredation resulted in large increases in the number of large holes in the net, especially in the upper sections. However, our analysis assumes an economic outlay is made to repair all net damage. In practice, fishers probably repair at least some damage themselves, so the cost is in time. Also, at some point it becomes more economical to replace the net rather than pay for repairs. For these reasons, our estimates of the economic cost of net damage should be considered an upper bound.

Combining our estimates of economic loss from catch loss and net damage provided a comprehensive estimate of the total cost of dolphin depredation on a coastal fishery. These figures can be applied either as a proportion of the overall catch or on a set-by-set basis—the cost, per set, of the interaction. This estimate will enable managers and legislators to consider the problem from a quantitative standpoint in place of qualitative impressions of the damage.

We have not yet directly addressed the question of dolphin mortality in these nets. Two dolphins died during the observed fishing operations. We observed a by-weight fishing effort of 19.5 metric tons, 3% of the total catch in 2003. Scaling up this mortality directly suggests that as many as sixty dolphins may be dying in nets each year. However, this is an extremely unreliable estimate based as it is on just two mortality events and also on scaling by weight rather than number of sets or net area. It should, therefore, not be considered a formal estimate but rather an indication that mortality levels may be serious and should be investigated directly with the aim of producing reliable estimates. Research is urgently needed on refining population estimates for bottlenose dolphins in the area so that the seriousness of the observed mortality can be assessed. A stranding network for bottlenose dolphins has

recently been established around the islands, and data from this will also be important in refining mortality estimates.

A science-based response to the conservation problems created by interactions between fisheries and marine mammals depends critically on accurate knowledge of the impacts caused by the interactions (Reeves *et al.* 2001). We have shown how fishery observer data can be used to quantify these impacts in a comprehensive way using an information-theoretic analytical approach.

3.2.6. Acknowledgements.

We thank the observers who collected data on fishing operations and the captains who allowed those observers on board. We are grateful to Hal Whitehead, Nicola Quick, Nick Tregenza, and Steve Dawson for comments on earlier versions of this manuscript as well as Phil Hammond, Simon Northridge, and Vincent Janik for discussion of our results. We also thank two anonymous reviewers and the editor for comments that improved the manuscript. The work was funded by the European Union (project IFOP ES.R.BAL.5.1.2) and L. Rendell was supported by a NERC Postdoctoral Fellowship (NER/I/S/2002/00632).

3.2.7. Literature cited.

- ASHFORD, J. R., P. S. RUBILAR AND A. R. MARTIN. 1996. Interactions between cetaceans and longline fishery operations around South Georgia. *Marine Mammal Science* 12:452–456.
- BARROS, N. B., AND D. K. ODELL. 1990. Food habits of bottlenose dolphins in the southeastern United States. Pages 309–328 in S. Leatherwood and R. R. Reeves, eds. *The bottlenose dolphin*. Academic Press, San Diego, CA.
- BARROS, N. B., AND R. S. WELLS. 1998. Prey and feeding patterns of resident bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Sarasota Bay, Florida. *Journal of Mammalogy* 79:1045–1059.
- BEARZI, G. 2002. Interactions between cetaceans and fisheries: Mediterranean Sea. Pages 78–97 in G. Notarbartolo Di Sciara, ed. *Cetaceans in the Mediterranean and Black Seas: State of knowledge and conservation strategies*. Report to the ACCOBAMS Secretariat. (Available from ACCOBAMS Secretariat, Jardins de l'UNESCO, Terrasses de Fontvieille, MC-98000 Monaco.)
- BEARZI, G., E. POLITI, S. AGAZZI AND A. AZZELLINO. 2006. Prey depletion caused by overfishing and the decline of marine megafauna in eastern Ionian Sea coastal waters (central Mediterranean). *Biological Conservation* 127:373–382.
- BLANCO, C., O. SALOMÓN AND J. A. RAGA. 2001. Diet of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Western Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 81:1053–1058.
- BOZZANO, A., AND F. SARDA. 2002. Fishery discard consumption rate and scavenging activity in the northwestern Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science* 59:15–28.
- BURNHAM, K. P., AND D. R. ANDERSON. 2002. *Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach*. Springer, New York, NY.
- CHILVERS, B. L., AND P. J. CORKERON. 2001. Trawling and bottlenose dolphins' social structure. *Proceedings of the Royal Society of London, B-Biological Sciences* 268:1901–1905.
- COCKCROFT, V. G., AND G. J. B. ROSS. 1990. Food and feeding of the Indian Ocean bottlenose dolphin off southern Natal, South Africa. Pages 295–308 in S. Leatherwood and R. R. Reeves, eds. *The bottlenose dolphin*. Academic Press, San Diego, CA.
- CONNOR, R. C., R. S. WELLS, J. MANN AND A. J. READ. 2000. The bottlenose dolphin: Social relationships in a fission-fusion society. Pages 91–126 in J. Mann, R. C. Connor, P. L. Tyack and H.

Whitehead, eds. Cetacean societies: Field studies of dolphins and whales. Chicago University Press, Chicago, IL.

DÍAZ LÓPEZ, B. 2006. Interactions between Mediterranean bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and gill nets off Sardinia, Italy. ICES Journal of Marine Science 63:946–951. FAO. 2005. Review of the state of world marine fishery resources.

FAO Fisheries Technical Paper No. 457. FAO, Rome, Italy.

FORCADA, J., M.GAZO, A. AGUILAR, J. GONZALVO AND M. FERNÁNDEZ-CONTRERAS. 2004. Bottlenose dolphin abundance in the NW Mediterranean: addressing heterogeneity in distribution. Marine Ecology Progress Series 275:275–287.

FOX, J. 2002. An R and S-Plus companion to applied regression. Sage Publications, Thousand Oaks, CA.

GILMAN, E., N. BROTHERS, G. R. MCPHERSON AND P. DALZELL. 2006. A review of cetacean interactions with longline gear. Journal of Cetacean Research and Management 8:215–223.

HUCKE-GAETE, R., C.A. MORENO AND J. ARATA. 2004. Operational interactions of sperm whales and killer whales with the Patagonian toothfish industrial fishery off southern Chile. CCAMLR Science 11:127–140.

KASTELEIN, R. A., N. VAUGHAN, S. WALTON AND P. R. WIEPKEMA. 2002. Food intake and body measurements of Atlantic bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in captivity. Marine Environmental Research 53:199–218.

LAURIANO, G., C. M. FORTUNA, G. MOLTEDO AND G. NOTARBARTOLO DI SCIARA. 2004. Interactions between common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and the artisanal fishery in Asinara Island National Park (Sardinia): Assessment of catch damage and economic loss. Journal of Cetacean Research and Management 6:165–173.

NOLAN, C. P., G. M. LIDDLE AND J. ELLIOT. 2000. Interactions between killer whales (*Orcinus orca*) and sperm whales (*Physeter macrocephalus*) with a longline fishing vessel. Marine Mammal Science 16:658–664.

NORTHRIDGE, S., AND R. J. HOFMAN. 1999. Marine mammal-fishery interactions. Pages 99–119 in J. R. Twiss and R. R. Reeves, eds. Conservation and management of marine mammals. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.

PUELLES, M. F., D. GRAS AND S. HERNANDEZ-LEON. 2003. Annual cycle of zooplankton biomass, abundance and species composition in the neritic area of the Balearic Sea,

Western Mediterranean. Marine Ecology 24:123–139. R. DEVELOPMENT CORE TEAM. 2004. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

REEVES, R. R., A. J. READ AND G. NOTARBARTOLO DI SCIARA. 2001. Report of the workshop on interactions between dolphins and fisheries in the Mediterranean: Evaluation of mitigation alternatives. Report of ICRAM, Rome, Italy. 44 pp. (Available from Istituto Centrale per la Ricerca Applicata al Mare, Via di Casalotti 300, 00166 Rome, Italy.)

SHANE, S. H. 1990. Behaviour and ecology of the bottlenose dolphin at Sanibel Island, Florida. Pages 245–266 in S. Leatherwood and R. R. Reeves, eds. The bottlenose dolphin. Academic Press, San Diego, CA.

SHANE, S. H., R. S.WELLS AND B.WÜRSIG. 1986. Ecology, behavior and social organisation of the bottlenose dolphin: A review. Marine Mammal Science 2:24–63.

SOLER, M. 1998. Estudi de la incidència dels dofins sobre les arts dels pescadors d'arts menors a les Illes Balears [Study of the impact of dolphins on the artisanal fisheries of the Balearics Islands]. Documents Tècnics de Pesca i Cultius Marins, No. 1, Direcció General de Pesca i Cultius Marins. (Available from Office of Fisheries Management, Government of the Balearic Islands, C/ Foners 10.07006, Palma de Mallorca, Balearic Islands, Spain.)

UNEP. 1998. Interaction of fishing activities with cetacean populations in the Mediterranean Sea. UNEP(OCA)/MED WG146/4. Arta, Greece, 29–31 October 1998.

WHITEHEAD, H., L. RENDELL, R.W. OSBORNE AND B.WÜRSIG. 2004. Culture and conservation of non-humans with reference to whales and dolphins: Review and new directions. *Biological Conservation* 120:427–437.

YANO, K., AND M. E. DAHLHEIM. 1995. Killer whale, *Orcinus orca*, depredation on longline catches of bottomfish in the southeastern Bering Sea and adjacent waters. *Fishery Bulletin US* 93:355–372.

Received: 29 March 2007

Accepted: 31 July 2007

3.3. Discusión general.

Las interacciones entre el delfín mular y las pesquerías artesanales en las Islas Baleares son, en base a los datos obtenidos, un problema común, generalizado e importante. Un hecho extraordinariamente llamativo es la desigual distribución y frecuencia de las interacciones a lo largo del litoral balear. Existen varias explicaciones plausibles, como el agotamiento local de los recursos, aumento en el área de animales especializados en depredar sobre las redes, quizá debido a un aprendizaje social (Whitehead *et al.*, 2004) o al uso diferencial del medio por parte de los delfines (Brotons *et al.*, 2010).

En el momento de la publicación del artículo, se carecía del conocimiento sobre los movimientos de la población de delfines alrededor de las islas. Dicha información es crucial para intentar entender el patrón de la frecuencia de depredación y diseñar protocolos de minimización. Datos preliminares, en esos momentos, demostraban una alta fidelidad geográfica de los grupos (Brotons *et al.*, 2008). Era, por tanto, indispensable avanzar en el estudio de la dinámica poblacional del delfín mular, para poder responder a estas cuestiones.

La mortalidad de delfines asociada a la interacción con pesca merece también atención. Dos animales murieron en las actividades de pesca observadas. Si dichas actividades representan en peso un 0.3% de la captura total de 2003, y se extrapola directamente, se llega a la conclusión de que son 60 los animales que pueden morir anualmente. Esta estima no es fiable: se basa tan solo en dos acontecimientos y en una estima de peso global muy elevada en relación a una actividad. Sin embargo, es indicativa de la existencia del problema y que es indispensable en trabajar en su mitigación.

3.4. Bibliografía.

- Au, W. W. L. 1994. Sonar detection of gillnets by dolphins: theoretical predictions. *Rep. Int. Whal. Comm. (Spec. Issue)*, 15:556-571.
- Bearzi, G. 2002. Interactions between cetaceans and fisheries: Mediterranean Sea. Pages 78–97 in G. Notarbartolo Di Sciara, ed. *Cetaceans in the Mediterranean and Black Seas: State of knowledge and conservation strategies*. Report to the ACCOBAMS Secretariat. (Available from ACCOBAMS Secretariat, Jardins de l'UNESCO, Terrasses de Fontvieille, MC-98000 Monaco.)
- Bearzi, G., Notarbartolo-di-Sciara, G., y Bonomi, L., 1992. Bottle-nosed dolphins off Croatia: A socio-economic study. *Proc. Sixth Annual Conf. E.C.S.*, 130.
- Brotons, J. M. 1996. Contribució a la caracterizació cetològica del mar Balear. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, 39: 47-58.
- Brotons, J. M. y Grau, A. M., 2003. Bottlenose dolphin and artisanal fisheries of the Balearic Islands: A global vision of the conflict. *Abstracts 17th Annual Conf. E.C.S.*, 156.
- Brotons, J. M., Munilla, Z., y Grau, A. M., 2008. Local fisheries interactions with bottlenose dolphins in the Balearic Islands: a case of “cultural” differences?. *Abstracts 22th Annual Conf. E.C.S.*, 102.
- Brotons, J. M., Martin, A., Jiménez, J., Chastaing, Y. y Castellote, M., 2010. Marine Protected Areas and *Tursiops truncatus* in the Balearic Islands: conservation involvement. *Abstracts 24th Annual Conf. E.C.S.*, 160.
- CHILVERS, B. L., AND P. J. CORKERON. 2001. Trawling and bottlenose dolphins' social structure. *Proceedings of the Royal Society of London, B-Biological Sciences* 268:1901–1905.
- Consiglio, C., Arcangela, A., Cristo, B., Mariani, L., Marini, L. y Torchio A., 1992. Interactions between *Tursiops truncatus* and fisheries along North-Eastern coast of Sardinia, Italy. *Proc. Sixth Annual Conf. E.C.S.*, 35.
- Díaz López, B. 2006. Interactions between Mediterranean bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and gill nets off Sardinia, Italy. *ICES Journal of Marine Science* 63:946–951.
- Forcada, J., Gazo M., Aguilar, A., Gonzalvo, J. y Fernández-Contreras, M. 2004. Bottlenose dolphin abundance in the NW Mediterranean: addressing heterogeneity in distribution. *Marine Ecology Progress Series* 275:275–287.
- GRUMM, 2000. Estudio para evaluar el uso de componentes acústicos como método disuasorio para evitar la interacción de los delfines con los artes de pesca. Memoria parcial de resultados (Diciembre 2000). Direcció General de Pesca.
- Lauriano, G., Fortuna, C. M., Moltedo, G. y Notarbartolo-di-Sciara, G. 2004. Interactions between common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and the artisanal fishery in Asinara Island National Park (Sardinia): Assessment of catch damage and economic loss. *Journal of Cetacean Research and Management* 6:165–173.
- Llabrés, M. y Martorell, J. M. 1984. La pesquería de artes menores. Islas Baleares. Comunitat Autònoma de les Illes Balears, 270 pag.
- Peddemors, V. M., Cockcroft, V. G. y Wilson, R. B. 1991. Incidental dolphin mortality in the Natal shark nets: a preliminary report on prevention measures. *UNEP Mar. Mamm. Tech. Rep.*, 3:129-137.
- Pence, E. A. 1986. Monofilament gill net acoustic study. Applied Physics Laboratory, University of Washington, Seattle, WA 98105. *Report APL UW 2-86*, 13 pp.
- Prats, A. 1997. La pesca d'abans a les Pitiüses. Ed. Consell Insular d'Eivissa i Formentera, 159 pp.

- Silvani, L., Raich, J. y Aguilar, A. 1992. Bottle-nosed dolphins, *Tursiops truncatus*, interacting with fisheries in the Balearic Islands, Spain. Proc. Sixth Annual Conf. E.C.S, 32.
- Soler, M. 1998. Estudi de la incidència dels dofins sobre les arts dels pescadors d'arts menors a les Illes Balears. Documents Tècnics de Pesca i Cultius Marins, No. 1, Direcció General de Pesca i Cultius Marins.
- UNEP. 1998. Interaction of fishing activities with cetacean populations in the Mediterranean Sea. UNEP(OCA)/MED WG146/4. Arta, Greece, 29–31 October 1998.
- Whitehead, H., Rendell L., Osborne R. W. y Würsig B. 2004. Culture and conservation of non-humans with reference to whales and dolphins: Review and new directions. Biological Conservation 120:427–437.

4. Do pingers reduce interactions between bottlenose dolphins and nets around the Balearic Islands?

Y ven el cielo y les vuelve a dar sueño.

Y vuelven a bajar dormidos.

Y vuelven a tocar el fondo del mar.

Y se despiertan.

Y vuelven a subir.

Así son nuestros sueños, como delfines.”

Silvina Ocampo (1903-1993)

4.1. Preámbulo.

Alrededor de los años 80, científicos de diferentes países, señalaron graves problemas de conservación de ciertas poblaciones de cetáceos en aguas europeas. La población de marsopa común (*Phocoena phocoena*) en el Mar Báltico, fue identificada, como una de las más amenazadas y en franca regresión. Aunque no sólo ésta despertó la inquietud de los especialistas. Otras especies, como el delfín mular o el delfín común, fueron identificadas como agredidas.

¿Cuál es la razón para que estas especies, que no son objeto de persecución pesquera, se encuentren en peligro? Los efectos de los vertidos contaminantes, la sobre-explotación de los recursos pesqueros y el tráfico marítimo, y especialmente, la captura accidental, han provocado una drástica reducción de efectivos en diferentes poblaciones de cetáceos europeas. Estos efectos son más evidentes cuanto más cercana a costa es la etología de la especie. Así, en el Mediterráneo, el delfín mular, su cetáceo más costero, está considerado como la especie potencialmente más agredida (Di Natale, 1992).

En 1992, la directiva “Hábitats”, establece una severa protección de todos los cetáceos, comprometiéndose los Estados miembros a supervisar el estado de sus poblaciones y a organizar acciones de protección. Queda absolutamente prohibido capturarlos, trasladarlos a bordo o malherirlos.

Se estimó que anualmente 300,000 cetáceos perecen en las redes de enmalle de todo el mundo (Read *et al.*, 2003), la mayor parte en redes de deriva. Este impacto debilita poblaciones y compromete seriamente su futuro. Por este motivo, la Asamblea General de Naciones Unidas dictaminó una moratoria para el uso de este arte de pesca en alta mar que entró en vigor en 1993 y que fue rápidamente adoptada por la IWC (Internacional Whaling Commission). Pero no sólo las redes de deriva son susceptibles de matar cetáceos. Un estudio encargado por la Comisión Europea al CIEM (Consejo Internacional para la Exploración del Mar), consideró que la mayoría de las artes de pesca utilizadas en Europa dan lugar, en distintos grados, a capturas de cetáceos. Éstos recorren toda la columna de agua para respirar y alimentarse, por ello, pueden ser víctimas de las artes de pesca cuando suben a la superficie (redes de deriva, arrastre pelágicas...) y cuando se sumergen hacia las profundidades (enmalle de fondo, arrastre de fondo...).

La situación de mayor urgencia, la de marsopa en el Mar Báltico, promovió la restricción de ciertos artes de pesca y la aparición del Reglamento (CE) nº 812/2004 del Consejo de 26/4/2004 por el que se establecen medidas relativas a las capturas accidentales de cetáceos en la pesca y se modifica el Reglamento (CE) nº 88/98. En dicho reglamento, en el apartado 1 del artículo 1, de estipula que “...queda prohibida la utilización, por los buques de una eslora total igual o superior a 12 m, de los artes de pesca que figuran en el Anexo I en las zonas, durante los periodos y a partir de las fechas que se indican en él, a no ser que utilicen simultáneamente dispositivos acústicos de disuasión activos...”. En el mismo reglamento, en el apartado 1 del artículo 3, se dice: “Los dispositivos acústicos de disuasión utilizados en aplicación del apartado 1 del artículo 2 reunirán una serie de especificaciones técnicas y condiciones de uso que figuran en el Anexo II.”. Dicho reglamento tuvo su entrada en vigor el 1 de julio de 2004.

¿Qué son los dispositivos acústicos de disuasión activos? Los “pingers”, por su denominación en inglés (“a device that makes sound, esp. one that can be preset to ring at a particular time”), son generadores de pulsos sónicos. Su denominación tiene su origen en el uso del sonar por submarinos y barcos. Estos aparatos emiten ultrasonidos de frecuencia variable.

Si los delfines tienen la capacidad de detectar las redes en que quedan atrapados, por ejemplo, el delfín mular puede detectar redes de monofilamento de 0.49 mm de diámetro (Au, 1994), a las que el número de nudos entre pasos de malla incrementan su detectabilidad (Pence, 1986), las capturas se deben a alguno de los siguientes 4 factores (GRUMM, 2001):

1. El animal no emite pulsos de biosonar en el momento de quedar enmallado.
2. El animal detecta la red pero falla en la percepción de que ésta, es un peligro que debe evitar.

3. El animal detecta la red y el peligro inherente pero comete un error.
4. El animal detecta la red y, voluntariamente, se aproxima a ella para conseguir alimento.

El desarrollo técnico del “pinger” para cetáceos se basó en los problemas de las pesquerías del Mar Báltico con las marsopas, cuyo bycatch es debido, principalmente, al primer factor de los anteriormente enumerados. La idea básica es hacer a la red ruidosa para que la marsopa se vea obligada a localizarla y desviar su rumbo para evitar su captura. Así, emiten ultrasonidos de frecuencia variable (según modelo y especie objetivo), que evitan que los cetáceos se acerquen a las redes.

A finales de los 90, diferentes estudios mostraban resultados efectivos de los “pingers” para evitar el bycatch en diferentes artes de pesca, especialmente de enmalle, de diferentes especies, especialmente marsopas (Dawson, 1994, Krauss *et al.*, 1996). Estos resultados son los promotores del mencionado Reglamento (CE) n° 812/2004 del Consejo de 26/4/2004. Sin embargo, los “pingers”, no pueden ser aplicados sin un programa de seguimiento específico (Dawson *et al.*, 1997). Además, los estudios que permiten diagnosticar su efectividad discuten la validez del sistema (Goodson y Mayo, 1995, Kraus *et al.*, 1997, Dawson, 1998) y no existe ninguna justificación para adoptarlos como solución final para mitigar el problema de la mortalidad incidental de pequeños cetáceos en redes de enmalle (Dawson *et al.*, 1998).

En Brotons *et al.*, 2008a (ver capítulo 3), con datos recogidos en el periodo 2001-2003, se evaluó que las interacciones entre delfines y pescadores tenían un coste combinado del 6.5% del total desembarcado. Por otro lado, las capturas accidentales, calculadas en 60 al año (aunque este dato debe tomarse con cautela, tal y como indican los autores), pueden afectar gravemente a la población de *Tursiops truncatus* en Baleares, estimada en 700 ejemplares en primavera y 1,300 en otoño (Forcada *et al.*, 2004). El Reglamento (CE) 1626/94 del Consejo de 24 de junio por el que se dictan determinadas medidas técnicas para la protección de los recursos marinos en el Mediterráneo, obliga a los Estados miembros a velar por la conservación de los cetáceos.

En octubre de 2004, la Federación Balear de Cofradías de Pescadores, solicitó formalmente a la Direcció General de Pesca del Govern de les Illes Balears, que procediese a la elección y compra de “pingers” para la flota de artes menores de las Islas Baleares, ya que en el Reglamento (CE) 1421/2004 del Consejo de 19 de julio, en el apartado iv del artículo 1b) se contempla “la compra de dispositivos acústicos de disuasión de acuerdo al Reglamento (CE) 812/2004 del Consejo, de 26 de abril de 2004, por el que se establecen medidas relativas a las capturas accidentales de cetáceos en la pesca”.

Ante esta perspectiva, la Direcció General de Pesca, a través de fondos IFOP (Instrumento Financiero para la Orientación de la Pesca), desarrolló dos proyectos en 2005, uno en Gimnesias y otro en Pitiusas, para validar el uso de “pingers” en las interacciones entre la pesquería artesanal y el delfín mular, del que sólo se conoce un pequeño ensayo realizado en 2001 (Gazo *et al.*, 2001) y que no fue publicado hasta 2008 (Gazo *et al.*, 2008).

Los resultados obtenidos en ambos proyectos permitieron el desarrollo de la publicación que centra este capítulo.

4.2. Artículo.

Brotons, J. M., Munilla, Z., Grau, A. M. & Rendell, L., 2008. Do pingers reduce interactions between bottlenose dolphins and nets around the Balearic Islands? *Endang Species Res* 5: 1-8, 2008.

4.2.1. Abstract.

The artisanal gillnet fishery around the Balearic Islands is experiencing a growing problem with bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* depredating the bottom-set nets. The resulting catch loss engenders hostility from fishers, and interactions between dolphins and nets can result in bycatch mortality. One potential mitigation measure is the placement of acoustic alarms, or pingers, on the nets. However, as pingers have produced mixed results in studies of their effectiveness in other fisheries, direct evidence is needed on whether they will be effective in this fishery. We report on a large-scale experimental trial in which 59 different vessels from the artisanal fleet were each equipped with identical nets, and each vessel was assigned to 1 of 3 conditions: no pinger, inactive pinger or active pinger. Three brands of pinger were tested. During the trial, data on fishing operations were recorded by onboard observers. A total of 1193 fishing operations were observed. We analysed 2 response variables, the presence or absence of evidence that dolphins had interacted with the net, and standardized yields, using generalized linear mixed models. Overall net interaction rates were reduced by 49% with active pingers, but not all pinger brands were equally effective. Yields, measured as profit per unit effort, were increased by 9% in the active-pinger condition, but this was not statistically significant ($p = 0.592$). Our results suggest that pingers in the artisanal fisheries of the Balearic Islands reduced the rate of net interaction, but further study is required given dolphins' potential for habituation.

Key Words: Pingers · Gillnet · Bottlenose dolphin · Bycatch · Balearics

4.2.2. Introduction.

Mortality from bycatch is a serious problem for many marine mammal populations and substantial management effort is directed at mitigating this source of mortality. Gillnet fisheries are a major source of such mortality for small cetaceans (Perrin et al. 1994). Acoustic deterrent devices such as pingers have attracted much attention as a possible way to mitigate these problems, but data on their effectiveness is relatively sparse, despite their widespread use (Jefferson & Curry 1996). The last decade has seen an increased research effort on the effectiveness of pingers, and results suggest that effectiveness may vary widely between species, fishing areas and fisheries. Effort initially focussed on the harbour porpoise *Phocoena phocoena* and there is some good evidence that pingers may be effective for this species. Kraus et al. (1997) showed, using a powerful double-blind experimental design, that pingers reduced harbour porpoise bycatch in the USA Gulf of Maine gillnet fishery by an order of magnitude, leading to widespread use of pingers in fisheries with porpoise bycatch problems. More recently, Culik et al. (2001) showed experimentally that pingers can exclude harbour porpoises from the area around an experimental float line, increasing median approach distance from 150 to 530 m. Carlström et al. (2002) tested whether pingers reduced harbour porpoise bycatch in an active gillnet fishery in the Swedish Skagerrak Sea, comparing nets with inactivated (referred to henceforth as inactive) and activated (active) pingers attached. They observed no porpoise mortality in either active or inactive nets, when previous bycatch rates would have predicted at least 7 individuals. Either a multi-year study or control nets with no pingers attached would be needed to clarify whether pinger presence alone reduced bycatch, or whether the reduction in bycatch was mediated by inter-annual variation in porpoise density. Therefore, Carlström et al.'s (2002) results are equivocal, and the effectiveness of pingers in this fishery remains unknown.

Results are also varied for other small cetacean species. Experimental studies have shown that species vary in their response to the same stimuli. For example, captive striped dolphins *Stenella coeruleoalba* showed no reaction to pingers, while harbour porpoises produced strong behavioural responses in the

same conditions, despite the pingers being audible to both species (Kastelein et al. 2006). Field studies have produced mixed results. Cox et al. (2003) found no difference in the behaviour of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* around a pinger-equipped gill net whether the pingers were active or inactive, although they found a slight reduction in the likelihood of groups approaching to within 100 m of the centre of the net. Cox et al. (2004) concluded that pingers were ‘unlikely to reduce bycatch of bottlenose dolphins in gillnet fisheries.’ In contrast, Leeney et al. (2007) observed a marked drop in acoustic detections of bottlenose dolphins around statically moored pingers not associated with a net, although this result could equally represent a in dolphin numbers or in vocalisation rates. Finally, Monteiro-Neto et al. (2004) studied the presence of tucuxi *Sotalia fluviatilis* around experimental pingers deployed on floating lines, and found no clear reduction in animal presence associated with active pingers. It is possible that pinger studies that are not associated with fishing activity may not readily generalise to active fisheries because a major motivation factor leading animals to approach nets is missing—the presence of prey fish.

In contrast, some studies in active fisheries have provided evidence that pinger use does reduce cetacean bycatch. For example, Bordino et al. (2002) used a robust double-blind experimental protocol and demonstrated that pingers significantly reduced mortality of Franciscana dolphins *Pontoporia blainvillei* in a bottom-set gillnet fishery in Argentina. Similarly, Barlow & Cameron (2003) studied pingers experimentally in an active Californian drift gillnet fishery and showed that bycatch rates for common dolphin *Delphinus delphis* were reduced by 85% when pingers were used.

The main conclusion from these studies is that while there is good evidence that pingers can be effective in reducing bycatch for some cetaceans, there is no definitive answer as to whether pingers are an effective mitigation measure for all small cetacean bycatch; results depend on the species, area, and fishery in question (Dawson et al. 1998). A further issue is habituation— an initially aversive response to the sound of pingers may wear off over time (Jefferson & Curry 1996, Dawson et al. 1998, Cox et al. 2004). Even in harbour porpoises, effectiveness may decline rapidly with continued exposure (Cox et al. 2001). Pingers may even become positive stimuli, acting as a ‘dinner bell’ for the focal or other species (e.g. Bordino et al. 2002). There is, however, still very little information available on the importance of habituation effects with respect to bycatch mitigation by pingers. These considerations mean that fishery managers will require evidence of pinger effectiveness in their particular fishery when making decisions on bycatch mitigation policies.

In 2005, the Balearics artisanal fishing fleet comprised 296 small (5 to 9 m) vessels, directly employed ca. 500 people and landed a total catch valued at ca. € 3 371 000 (Brotons et al. 2007). The fishery is diverse, landing dozens of species, and using bottom-set trammel and gill nets. In recent years, this fishery has experienced problems relating to interactions between nets and dolphins in terms of fish loss, net damage and bycatch. We recently estimated that these interactions represented an economic cost, from fish loss and net damage, of 6.5% (95% CI: 1.6 to 12.3%) of the total landed catch value (Brotons et al. 2007). Although the loss is not large, the perception of it is large enough for some fishers to call for dolphins to be culled. Furthermore, bycatch mortality may reach between 30 and 60 dolphins annually, although there are no reliable current estimates (for more information see Brotons et al. 2007). In the present study we report the results of a large-scale experimental study of pinger effectiveness in this active fishery.

4.2.3. Material and methods.

The study was conducted in the coastal waters of the Balearic Islands, in depths of up to 60 m (Figura 4-1). The experiment used 59 different vessels from the artisanal fleet, each equipped for the study with identical experimental nets. Data on fishing activities were recorded by onboard observers, who rotated between vessels during the study period. Each time a net was hauled, observers used standardised forms to record the location, weather conditions, and details of the catch (the weight in kg of each species caught). We subsequently combined these data with local market prices, collated by the Office of Fisheries Management, to produce a measure of the yields, in this case gross profit per unit effort

(PPUE), expressed as Euros per 50 m net set (see Brotons et al. 2007). Observers also noted the presence or absence of evidence of dolphin interaction with the net; this could be either a visual sighting of dolphins around the net (within 500 m of the vessel), or the presence of characteristically damaged fish (for more details see Brotons et al. 2007). Vessels were assigned randomly to 1 of 3 experimental treatments experimental conditions: control (no pingers), inactive pingers (deployed on net but not transmitting) and active pingers (deployed and transmitting). The artisanal fleet is organised into local ‘cofradías’, or cooperatives, with responsibility for a certain geographic area surrounding a given port. Although vessels were assigned to treatments at random within cooperatives, treatments were distributed as equally as possible across localities to minimise the effect of geographic area, as we have previously found net interactions rates to vary considerably across areas (Brotons et al. 2007). When pingers were present, both observers and fishers were blind as to whether these were active or not, as the pingers were activated by saltwater switches once immersed. Three brands of pinger were used: Aquatec AQUAmark® 210 (wide-band, ‘extrarandom’ frequency modulation, 155 dB re 1 μ Pa at 1 m, 5 to 160 kHz), Dukane NetMark® 1000 (minimum source level 130 dB re 1 μ Pa at 1 m, broadband signal up to 10 kHz), and SaveWave® Dolphinsaver Highimpact (155 dB re 1 μ Pa at 1 m, frequency modulated sweeps with harmonics, 5 to 160 kHz). The acoustic properties reported are those given by the manufacturers and we made no attempt to verify their accuracy. Pingers were deployed on the nets in accordance with manufacturers’ recommendations.

Since interaction with the net through depredation is a prerequisite for entanglement in it, we used the frequency of net interaction as a measure of bycatch risk, so that our results were not dependent on actual mortality for interpretation. In fact, no dolphins were caught in any of the experimental nets during the study. Nonetheless, any observed reductions in depredation rates are of interest, since they may indicate both reduced economic losses and a lower risk of bycatch. We analysed the data using generalised linear mixed effects models (Pinheiro & Bates 2000, Faraway 2006), examining the effects of pinger treatment (absent, inactive or active) and pinger brand on 2 response variables: the presence or absence of evidence that dolphins had interacted with the net and the PPUE. The unit of analysis was the individual fishing operation, i.e. each time the net was set and recovered completely. We used mixed models after preliminary analysis revealed large variation in both response measures among vessels within treatments. We wanted to include this variation in our analyses because fishing sets by the same vessel could not be considered independent, and because we wanted our inference to be valid for vessels in general, rather than the specific ones chosen for the study as these represent less than one-quarter of the total fleet. Therefore, we included vessel as a random factor in all our models. Pinger treatment was entered as a treatment-coded categorical variable (Fox 2002) with the pinger-absent condition set as the baseline. We coded pinger brand along with pinger treatment as a separate categorical variable (again treatment-coded with pinger-absent as the baseline), combining treatment and type such that this variable had 7 levels: pinger-absent, Aquatec-inactive, Aquatec-active, Dukane-inactive, Dukane-active, SaveWave-inactive, SaveWave-active.

As previous work on this fishery has shown that there is a strong seasonal effect on both dolphin-net interaction rates and PPUE (Brotons et al. 2007), we also tested models including month as a categorical variable. In the case of the first response variable, the presence/ absence of dolphins interacting with the net, we used models of the binomial family with a logit link function. In the case of PPUE, we found that the variance of PPUE values increased with their mean across vessels, so we chose Gamma family models with a log link function. Models were estimated using the ‘glm’, ‘lmer’ and ‘glmmPQL’ functions in the software R (Fox 2002, R Development Core Team 2004, Faraway, 2006); details of the exact coding used to fit the models are given in Appendix 1.

4.2.4. Results.

A total of 1193 sets were observed between July and December of 2005 (Figura 4-1). Of these, 144 had no pingers, 306 had inactive pingers (118 Aquatec, 74 Dukane, and 114 SaveWave) and 743 had active pingers (260 Aquatec, 272 Dukane, and 211 SaveWave). Data on the number of sets, the number of

times net interaction was observed, and the average PPUE per vessel are listed in Tabla 4-1. The overall net interaction rate over the trial was 0.054, while the rate for the no-pinger control condition was 0.083. These figures are low compared with previous years; during observational studies in 2001 to 2003 the overall interaction rate for each year ranged from 0.09 to 0.28 (Brotons et al. 2007). Interaction rates for the inactive and active pinger conditions were 0.065 and 0.043, respectively (Figura 4-2).

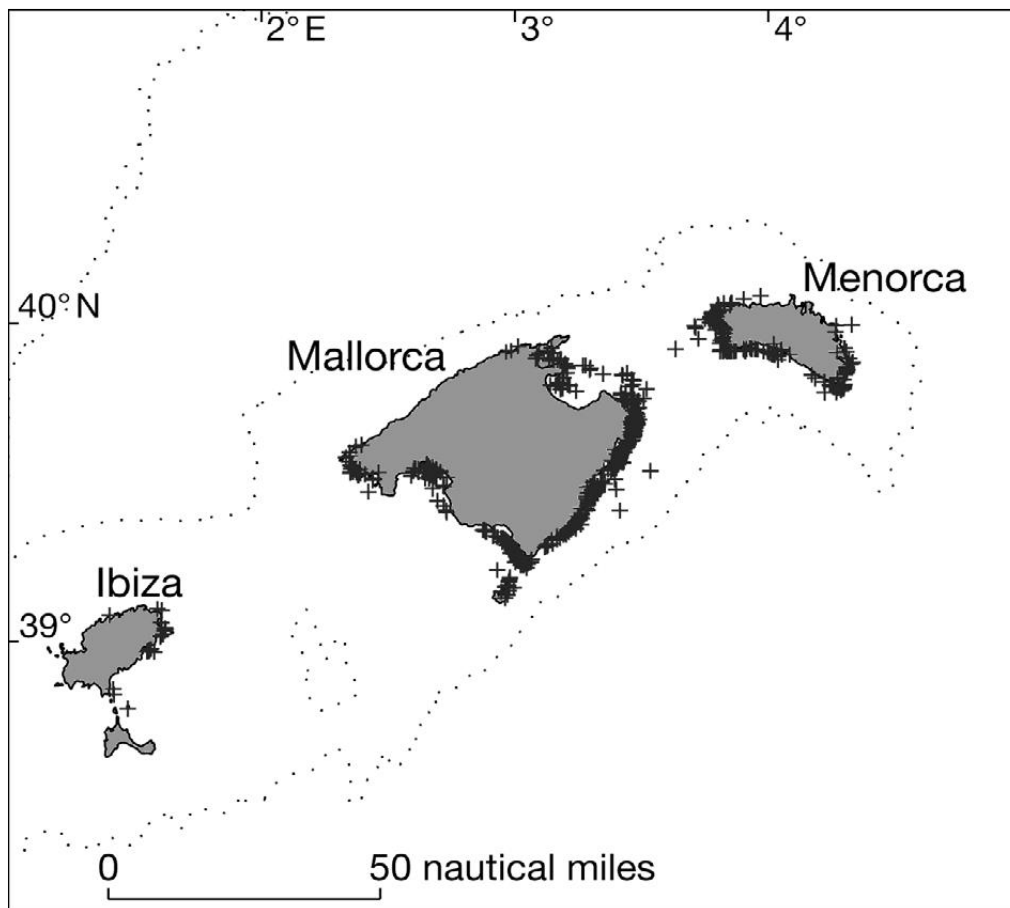


Figura 4-1. Locations of fishing operations in the Balearic Islands. Dotted lines show the 1000 m isobath.

Full outputs from the model fitting are given in Appendix 1. For both the presence/absence of net interaction and PPUE data, we found that including vessel as a random factor significantly improved model fit over models with only pinger condition as a predictor (Likelihood ratio tests: $\chi^2 = 27.0498$, $df = 1$ and $\chi^2 = 4181.8$, $df = 1$, for net interaction and PPUE respectively, $p < 0.00001$ in both cases; Appendix 1). Previous work showing seasonal effects on both interaction rate and PPUE (Brotons et al. 2007) was confirmed, since models including month as a fixed factor fit significantly better for both response variables than those with only vessel as a random factor and pinger condition as a fixed factor (likelihood ratio tests: $\chi^2 = 42.111$, $df = 5$, $p < 0.00001$ for net interaction and $\chi^2 = 11.248$, $df = 5$, $p = 0.047$ for PPUE, Appendix 1). Therefore, the final models reported here were all generalised linear mixed models containing month and pinger condition (or a combined condition and pinger brand factor) as fixed factors and vessel as a random factor.

Tabla 4-1. Data summary by vessel. For an explanation of “Condition” see “Materials and methods”. Values for profit per unit effort (PPUE) are mean (SD) na: not applicable.

Vessel code	Condition	Pinger make	Number of sets observed	Number of times evidence of dolphin-net interaction observed	Interaction rate (interaction observed / sets observed)	PPUE (gross)
						(€ / 50m net) mean (s.d.)
5	Absent	-	22	1	0.05	1.98 (1.07)
7	Absent	-	36	1	0.03	4.24 (2.14)
17	Absent	-	46	3	0.07	1.45 (0.98)
23	Absent	-	13	0	0.00	3.29 (2.30)
47	Absent	-	15	2	0.13	3.91 (1.71)
50	Absent	-	5	0	0.00	3.84 (2.00)
60	Absent	-	7	5	0.71	5.29 (2.93)
21	Inactive	Aquatec	88	2	0.02	1.86 (1.09)
36	Inactive	Aquatec	9	2	0.22	0.65 (0.57)
38	Inactive	Aquatec	2	0	0.00	3.00 (1.40)
54	Inactive	Aquatec	19	1	0.05	4.21 (2.88)
3	Inactive	Dukane	11	0	0.00	2.84 (1.02)
15	Inactive	Dukane	32	0	0.00	2.99 (1.82)
20	Inactive	Dukane	15	2	0.13	3.26 (2.62)
34	Inactive	Dukane	16	5	0.31	3.10 (2.10)
6	Inactive	SaveWave	64	3	0.05	4.82 (3.16)
16	Inactive	SaveWave	30	1	0.03	4.57 (2.55)
30	Inactive	SaveWave	20	4	0.20	4.56 (2.24)
8	Active	Aquatec	54	5	0.09	3.94 (2.42)
9	Active	Aquatec	27	0	0.00	1.81 (1.22)
10	Active	Aquatec	17	0	0.00	3.48 (2.20)
13	Active	Aquatec	11	0	0.00	5.14 (3.20)
14	Active	Aquatec	12	0	0.00	2.65 (1.40)
18	Active	Aquatec	10	0	0.00	3.13 (1.45)
22	Active	Aquatec	30	1	0.03	4.86 (3.01)
26	Active	Aquatec	16	0	0.00	5.53 (4.61)
32	Active	Aquatec	3	0	0.00	2.98 (0.90)
33	Active	Aquatec	35	0	0.00	4.42 (3.40)
40	Active	Aquatec	11	0	0.00	2.23 (1.07)
43	Active	Aquatec	28	0	0.00	2.69 (1.75)
52	Active	Aquatec	2	0	0.00	1.67 (0.44)
61	Active	Aquatec	4	0	0.00	NA
4	Active	Dukane	13	0	0.00	3.65 (1.23)
11	Active	Dukane	35	2	0.06	3.99 (2.96)
12	Active	Dukane	22	1	0.05	4.20 (2.05)
19	Active	Dukane	20	0	0.00	4.49 (2.43)
24	Active	Dukane	17	4	0.24	1.85 (1.12)
28	Active	Dukane	15	3	0.20	3.12 (2.08)
39	Active	Dukane	15	0	0.00	4.30 (2.38)
46	Active	Dukane	25	0	0.00	4.15 (1.92)
51	Active	Dukane	8	1	0.13	5.34 (2.50)
53	Active	Dukane	67	2	0.03	2.13 (1.19)
56	Active	Dukane	13	0	0.00	4.24 (3.44)
58	Active	Dukane	14	0	0.00	3.39 (1.52)
62	Active	Dukane	2	0	0.00	4.14 (0.70)
63	Active	Dukane	6	2	0.33	2.41 (0.97)
25	Active	SaveWave	19	1	0.05	3.78 (2.17)
27	Active	SaveWave	14	0	0.00	3.67 (1.75)
29	Active	SaveWave	10	2	0.20	2.03 (1.67)
31	Active	SaveWave	4	0	0.00	2.17 (1.26)
35	Active	SaveWave	44	0	0.00	3.38 (1.83)
37	Active	SaveWave	2	0	0.00	4.40 (4.44)
44	Active	SaveWave	17	5	0.29	6.63 (4.00)
45	Active	SaveWave	19	1	0.05	4.50 (3.35)
48	Active	SaveWave	8	0	0.00	1.31 (0.80)
49	Active	SaveWave	16	0	0.00	1.92 (0.53)
55	Active	SaveWave	3	0	0.00	1.86 (0.19)
59	Active	SaveWave	25	0	0.00	1.83 (0.58)
64	Active	SaveWave	19	2	0.11	NA
65	Active	SaveWave	10	0	0.00	2.39 (1.66)

The final models for the presence or absence of evidence of dolphin interaction with the nets showed that there was a significant overall reduction in rates of dolphin–net interactions in active pinger nets ($p = 0.0162$, Tabla 4-2), with interaction rates reduced by 49%. However, this reduction was not equal across brands (Figura 4-3). While all brands showed some reduction in the active condition compared to the no-pinger control, only the reduction for Aquatec pingers was significant ($p = 0.0064$, Tabla 4-3). These pingers reduced the net interaction rate by 70% in active nets.

There were no significant changes in CPUE across treatments, either for experimental conditions overall or when the data were broken down by pinger brand (Tabla 4-4 &

Tabla 3-3, Figura 4-4 & Figura 4-5). The presence of pingers, whether active or not, appeared to slightly increase CPUE (e.g. 18% for the active condition), but this increase was not statistically significant. The largest change relative to the control condition was for inactive SaveWave pingers (a 60% increase over the control condition), but this was also not statistically significant ($p = 0.06$).

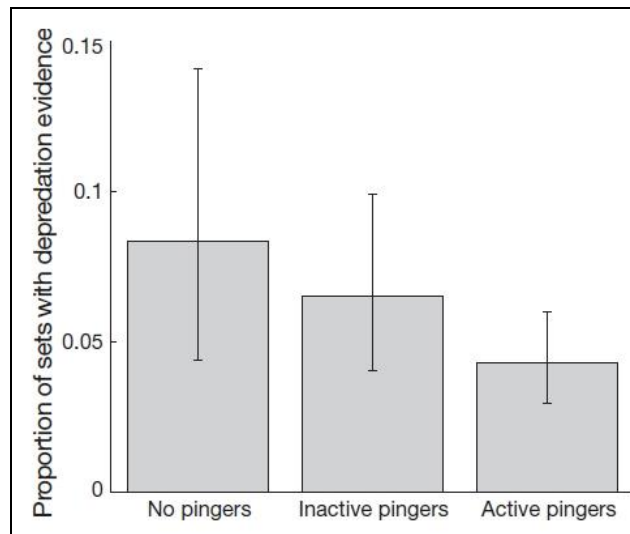


Figura 4-2. Net interaction rates for 3 experimental treatments. Error bars are 95% confidence intervals on the maximum likelihood estimates for the binomial probability of net interaction.

Tabla 4-2. Coefficients from final model of net interaction with overall pinger treatment. Here the intercept represents the rate of net interaction in MONTH 7 (July) for the no-pinger control condition. Significant pinger terms are highlighted in bold.

Term	Estimate	S.E.	z	p
Intercept	-4.803	1.264	-3.801	0.0001
MONTH 8	2.786	1.210	2.302	0.0214
MONTH 9	2.062	1.231	1.674	0.0941
MONTH 10	3.004	1.212	2.478	0.0132
MONTH 11	3.318	1.255	2.644	0.0082
MONTH 12	5.419	1.296	4.182	<0.0001
PINGER-INACTIVE	-0.583	0.804	-0.725	0.4682
PINGER-ACTIVE	-1.725	0.717	-2.405	0.0162

4.2.5. Discussion.

In the present study, the use of active pingers apparently discouraged dolphins from interacting with nets, dramatically so in the case of the Aquatec pingers. Therefore, there is an apparent case for the further consideration of pingers as a mitigation measure in this fishery. However, it should be noted that we did not document any effects on mortality itself, as we used the frequency of dolphins interacting with nets as a proxy for the risk of entanglement. Therefore, any widespread deployment of pingers in this fishery should be accompanied by careful monitoring of actual mortality levels. Nonetheless, our results suggest that pingers could be an effective way to reduce bycatch mortality for this fishery.

However, one issue we were not able to address is the possibility of habituation—that the dolphins may, over time, become used to the sounds of pingers once they are widely used (Jefferson & Curry 1996, Dawson et al. 1998, Cox et al. 2004). Our data come from a single year and only document the initial response to pingers in this fishery. Pingers represented a novel stimulus to the dolphins and we are unable to predict whether and how rapidly they may habituate to these sounds, especially under varying motivational conditions, such as increased hunger if fish stocks become further reduced. If

animals learn to associate the pinger sounds with the presence of fish, then the interaction may even be worsened by pinger use (e.g. Bordino et al. 2002). The cognitive abilities of bottlenose dolphins suggest that habituation may occur readily (Whitehead et al. 2004). Therefore, if pingers are to be introduced widely in this fishery, it is essential that their effectiveness be continually monitored.

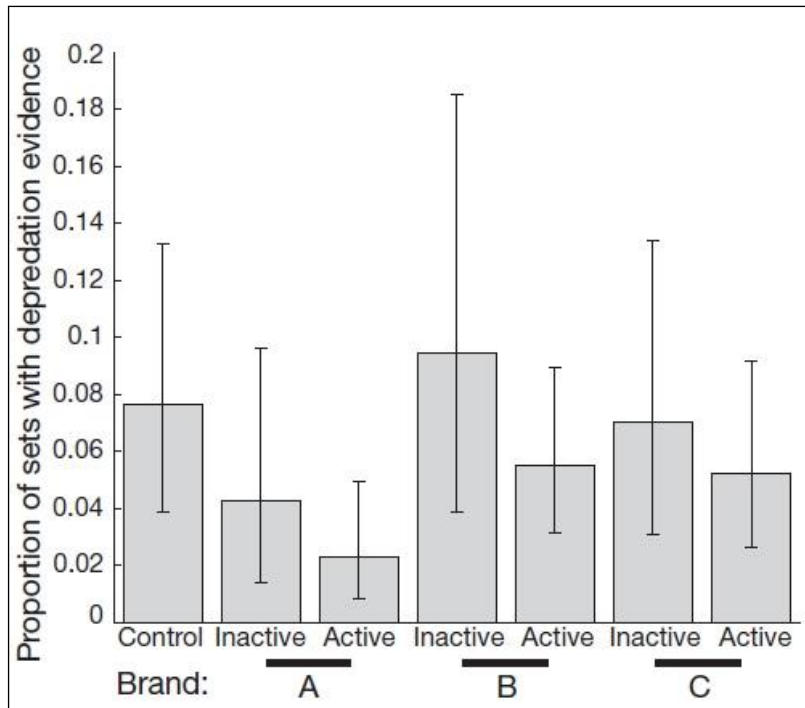


Figura 4-3. Interaction rates by treatment and pinger brand (A=Aquatec, B=Dukane, C=SaveWave). Error bars are 95% confidence intervals on the maximum likelihood estimates for the binomial probability of net interaction. Active, inactive: status of pingers.

Tabla 4-3. Coefficients from final model of net interaction with pinger treatment broken down by pinger brand. Here the intercept represents the rate of net interaction in MONTH 7 (July) for the no-pinger control condition. Significant pinger terms are highlighted in bold.

Term	Estimate	S.E.	\bar{z}	p
Intercept	-4.822	1.252	-3.853	0.0001
MONTH 8	2.809	1.210	2.322	0.0202
MONTH 9	2.090	1.227	1.703	0.0885
MONTH 10	3.047	1.210	2.517	0.0118
MONTH 11	3.339	1.255	2.661	0.0078
MONTH 12	5.465	1.294	4.225	<0.0001
AQUATEC-INACTIVE	-0.939	1.058	-0.889	0.3742
DUKANE-INACTIVE	0.034	1.004	0.034	0.9732
SAVEWAVE-INACTIVE	-0.881	1.018	-0.865	0.3869
AQUATEC-ACTIVE	-2.760	1.012	-2.728	0.0064
DUKANE-ACTIVE	-1.192	0.777	-1.534	0.1251
SAVEWAVE-ACTIVE	-1.535	0.795	-1.932	0.0533

Tabla 4-4. Coefficients from final model of CPUE for overall pinger treatment. Here the intercept represents the CPUE in month 7 (July) for the no-pinger control condition.

Term	Estimate	S.E.	<i>t</i>	<i>p</i>
Intercept	1.210	0.156	7.571	0.0000
MONTH 8	-0.099	0.069	-1.453	0.1466
MONTH 9	-0.066	0.072	-0.916	0.3597
MONTH 10	-0.140	0.073	-1.917	0.0555
MONTH 11	-0.274	0.085	-3.216	0.0013
MONTH 12	-0.602	0.131	-4.602	0.0000
PINGER-INACTIVE	-0.029	0.196	-0.149	0.8816
PINGER-ACTIVE	0.090	0.167	0.537	0.5912

Tabla 4-5. Coefficients from final model of CPUE with pinger treatment broken down by pinger brand. Here the intercept represents the CPUE in month 7 (July) for the no-pinger control condition.

Term	Estimate	S.E.	<i>t</i>	<i>p</i>
Intercept	1.195	0.147	8.109	0.0000
MONTH 8	-0.087	0.069	-1.270	0.2045
MONTH 9	-0.047	0.071	-0.656	0.5120
MONTH 10	-0.129	0.073	-1.776	0.0760
MONTH 11	-0.258	0.086	-3.008	0.0027
MONTH 12	-0.604	0.131	-4.621	0.0000
AQUATEC-INACTIVE	-0.404	0.242	-1.666	0.1016
DUKANE-INACTIVE	-0.087	0.227	-0.383	0.7016
SAVEWAVE-INACTIVE	0.472	0.247	1.911	0.0615
AQUATEC-ACTIVE	0.091	0.176	0.520	0.6050
DUKANE-ACTIVE	0.173	0.173	0.997	0.3235
SAVEWAVE-ACTIVE	0.007	0.178	0.041	0.9676

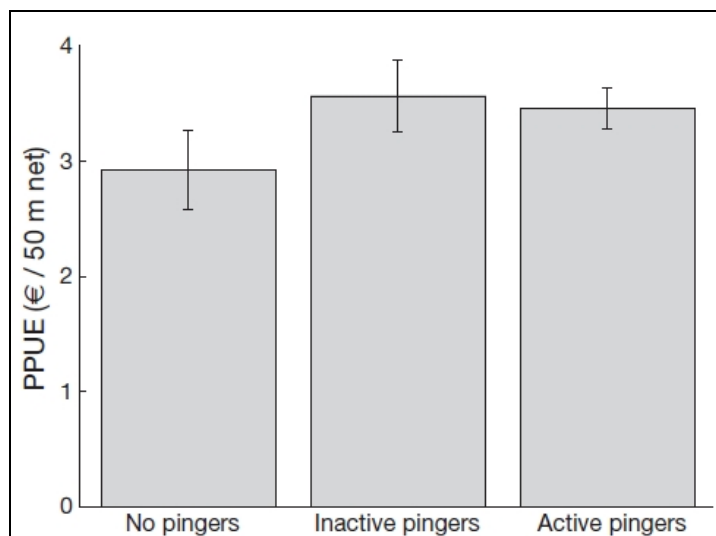


Figura 4-4. Profit per unit effort (PPUE) by pinger treatment. Error bars are 95% confidence intervals assuming normal error.

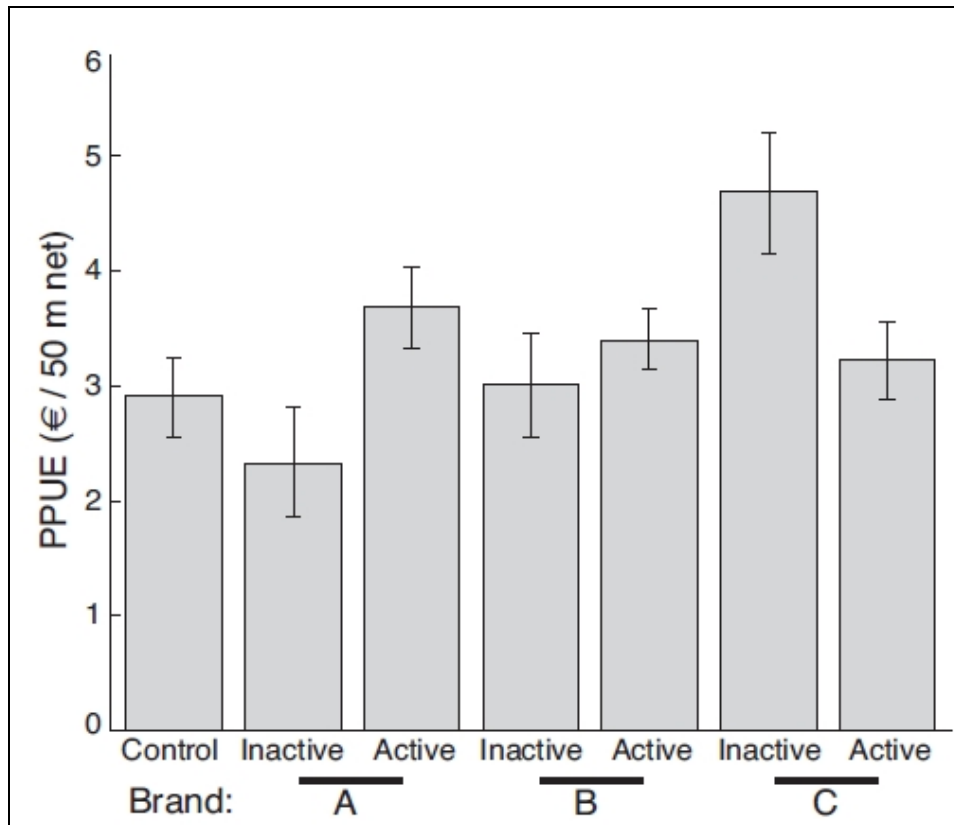


Figura 4-5. Profit per unit effort (PPUE) by pinger treatment and brand (A=Aquatec, B=Dukane, C=Savewave). Error bars are 95% confidence intervals assuming normal error.

There are no statistically detectable economic benefits from reduced catch loss and the largest increase in PPUE was seen in the conditions where pingers were inactive. High variability in PPUE within each individual condition effectively swamped any effects that pingers may have been having. The coefficient associated with the active pinger condition suggests that active pingers may increase PPUE by a factor of $e^{0.09}$, or 1.09—a 9% increase, or approximately € 300 000 on the 2005 total landed catch value. However, the standard error associated with this parameter (Tabla 4-4) suggests that the confidence interval around this estimate is wide. This result does provide perspective on potential benefits of deploying pingers across the whole fishery against the substantial cost of the pingers themselves.

It is also important to consider the issue of statistical power when interpreting our results. Based on previous research (Brotons et al. 2007), we expected to observe higher rates of dolphin–net interactions; our results here are based on 64 instances of observed evidence of dolphins interacting with nets, with an interaction rate in the absence of pingers of 8.3% vs. an observed rate of 13% in previous years. Nonetheless, our study is comparable with other pinger studies; for example Barlow & Cameron (2003) observed bycatch rates that were similar to the interaction rates in the present study. Furthermore, previous work on statistical power in bycatch mitigation trials suggests that even with reduced interaction rates our study still had reasonable power. Fig. 2 in Dawson et al. (1998) suggests that our sample size, in terms of the number of sets observed, should provide a reasonable power (0.8 to detect a 50% reduction) for the observed net interaction rate of 0.083 in the control sets, although it should be noted these power calculations assumed a balanced design, which was not the case in our study. However, the issue of detecting statistical significance is secondary to that of estimating the effect size itself, because in the case of bycatch mitigation, ‘the magnitude of the required reductions will be so large that simple statistical tests showing small, but significant, results will not be adequate’ (Jefferson & Curry 1996)—a sentiment with which we wholeheartedly agree. More attention needs to be paid to the magnitude of the observed reductions in net interaction rates than to the issue of statistical significance (Johnson 1999). Still, sample sizes must be adequate with respect to the natural

variability of the response measure, so we note that the variability inherent in both our response measures is such that future studies of pinger effectiveness will require substantial sampling effort, at least equivalent to that we report here. Of course, the observed effect size should be considered against observed bycatch rates and reduction targets, if they exist. Ideally, results from bycatch mitigation experiments would be compared to baseline bycatch data. Unfortunately, in the present case, there are no robust estimates of the underlying bycatch mortality. Accurate estimates of current mortality rates, along with population size estimates, must be a high priority for ongoing management.

The cost-benefit analysis as to whether pingers are a worthwhile measure for mitigating the interaction between nets and dolphins in these fisheries is an important management consideration. The use of pingers, outside of research such as the present study carried out through the Office of Fisheries Management, is currently prohibited in this fishery. We have shown that pingers may have potential as an effective mitigation measure, but our results are not conclusive and additional research must be conducted. If pingers are introduced, long-term study will be absolutely essential to monitor the impact of pingers on mortality levels and to monitor the possibility of habituation and/or sensitisation to the pinger stimuli. Furthermore, the widespread introduction of pingers into this fishery would significantly change the acoustic ecology of Balearic coastal waters, and monitoring the effects of this change on the dolphin population would be important. At this stage, our recommendation is that further trials be conducted to address the habituation issue and that more data be obtained on current bycatch mortality levels to assess how large an impact the artisanal fishery is having on the dolphin population in this area.

Acknowledgements. We thank the participating fishing cooperatives, the captains and crews of the participating vessels and the volunteer observers who collected the data onboard. We also thank W. Hoppit for statistical discussions. Funding for the project was provided by the Government of the Autonomous Community of the Balearics and the European Union (IFOP projects ES.R.BAL.5.1.21/ES.R.BAL.5.1.22). L.R. was supported by a NERC Post-doctoral Fellowship and a Wellcome Trust 'Value in People' award. We thank Simon Northridge and an anonymous reviewer for valuable comments on this manuscript.

4.2.6. Literature cited.

- Barlow J, Cameron GA (2003) Field experiments show that acoustic pingers reduce marine mammal bycatch in the California drift gill net fishery. *Mar Mamm Sci* 19:265–283
- Bordino P, Kraus S, Albareda D, Fazio A, Palmerio A, Mendez M, Botta S (2002) Reducing incidental mortality of Franciscana dolphin *Pontoporia blainvillei* with acoustic warning devices attached to fishing nets. *Mar Mamm Sci* 18: 833–842
- Brotons JM, Grau AM, Rendell L (2007) Estimating the impact of interactions between bottlenose dolphins and artisanal fisheries around the Balearic Islands. *Mar Mamm Sci* 24:112–127
- Carlström J, Berggren P, Dinnézt F, Börjesson P (2002) A field experiment using acoustic alarms (pingers) to reduce harbour porpoise bycatch in bottom-set gillnets. *ICES J Mar Sci* 59:816–824
- Cox TM, Read AJ, Solow A, Tregenza N (2001) Will harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) habituate to pingers? *J Cetacean Res Manag* 3:81–86
- Cox TM, Read AJ, Swanner D, Urian K, Waples D (2003) Behavioral responses of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, to gillnets and acoustic alarms. *Biol Conserv* 115:203–212
- Culik BM, Koschinski S, Tregenza N, Ellis GM (2001) Reactions to harbor porpoises *Phocoena phocoena* and herring *Clupea harengus* to acoustic alarms. *Mar Ecol Prog Ser* 211:255–260
- Dawson S, Read A, Slooten E (1998) Pingers, porpoises and power: uncertainties with using pingers to reduce bycatch of small cetaceans. *Biol Conserv* 84:141–146

- Faraway JH (2006) Extending the linear model with R: generalized linear, mixed effects and nonparametric regression Models. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton, FL
- Fox J (2002) An R and S-Plus Companion to Applied Regression. Sage Publications, Thousand Oaks, CA
- Jefferson TA, Curry BE (1996) Acoustic methods of reducing or eliminating marine mammal-fishery interactions: Do they work? *Ocean Coast Manag* 31:41–70
- Johnson DH (1999) The insignificance of statistical significance testing. *J Wildl Manag* 63:763–772
- Kastelein RA, Jennings N, Verboom WC, de Haan D, Schooneman NM (2006) Differences in the response of a striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) and a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) to an acoustic alarm. *Mar Environ Res* 61:363–378
- Kraus SD, Read AJ, Solow A, Baldwin K, Spradlin T, Anderson E, Williamson J (1997) Acoustic alarms reduce porpoise mortality. *Nature* 388:525
- Leeney RH, Berrow S, McGrath D, O'Brien J, Cosgrove R, Godley BJ (2007) Effects of pingers on the behaviour of bottlenose dolphins. *J Mar Biol Assoc UK* 87:129–133
- Monteiro-Neto C, Ávila FJC, Alves-Jr TT, Araújo DS and others (2004) Behavioral responses of *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae) to acoustic pingers, Fortaleza, Brazil. *Mar Mamm Sci* 20:145–151
- Perrin WF, Donovan GP, Barlow J (eds) (1994) Gillnets and cetaceans. *Rep Int Whaling Comm Spec Issue* 15
- Pinheiro JC, Bates DM (2000) Mixed-effects models in S and S-PLUS. Springer-Verlag, New York
- R Development Core Team (2004) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria
- Whitehead H, Rendell L, Osborne RW, Würsig B (2004) Culture and conservation of non-humans with reference to whales and dolphins: review and new directions. *Biol Conserv* 120:427–437

Editorial responsibility: Rebecca Lewison,
San Diego, California, USA

Submitted: December 13, 2007; Accepted: May 1, 2008

Proofs received from author(s): July 12, 2008

4.2.7. Appendix 1.

Electronic Supplementary Material for Brotons et al. “DO PINGERS REDUCE INTERACTIONS BETWEEN BOTTLENOSE DOLPHINS AND NETS? EXPERIMENTAL EVIDENCE FROM ARTISANAL FISHERIES AROUND THE BALEARIC ISLANDS.”, *Endangered Species Research*, Manuscript 200712004, Inter-Research reference N 104.

Statistical analysis: Model building and outputs

Presence/absence of evidence of dolphins interacting with net:

First, a simple model with just the experimental conditions (here I is the 1/0 response variable representing the presence (1) or absence (0) of evidence of dolphins interacting with the net):

```
>summary(mod)
```

Call:

```
glm(formula = I ~ factor(PINGER_TREATMENT_CODE), family = binomial)
```

Deviance Residuals:

```
  Min    1Q  Median    3Q   Max
-0.4172 -0.3880 -0.2967 -0.2967  2.5080
```

Coefficients:

```
              Estimate Std. Error z value Pr(> |z|)
(Intercept)      -2.3979    0.3015  -7.953 1.82e-15 ***
factor(PINGER_TREATMENT_CODE)2  -0.1507    0.3843  -0.392  0.6949
factor(PINGER_TREATMENT_CODE)3  -0.7030    0.3515  -2.000  0.0455 *
```

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)

Null deviance: 488.32 on 1148 degrees of freedom

Residual deviance: 482.78 on 1146 degrees of freedom

AIC: 488.78

Number of Fisher Scoring iterations: 5

But we notice large variation between vessels within treatments, so fit a model with a fixed vessel effect:

```
>mod2 <- glm(formula = I ~ factor(VESSEL) + factor(PINGER_TREATMENT_CODE), family = binomial)
```

We find that VESSEL is highly significant:

```
> anova(mod2,test='Chi')
```

Analysis of Deviance Table

Model: binomial, link: logit

Response: I

Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	P(> Chi)
NULL			1148	488.32	
factor(VESSEL)	59	126.58	1089	361.74	7.73e-07
factor(PINGER_TREATMENT_CODE)	1	0.72	1088	361.02	0.40

```
> extractAIC(mod2)
```

```
[1] 61.0000 483.0167
```

And that this model fits significantly better:

```
> anova(mod,mod2,test='Chi')
```

Analysis of Deviance Table

Model 1: I ~ factor(PINGER_TREATMENT_CODE)

Model 2: I ~ factor(VESSEL) + factor(PINGER_TREATMENT_CODE)

Resid. Df Resid. Dev Df Deviance P(> |Chi|)

1 1146 482.78
2 1088 361.02 58 121.77 1.986e-06

However, because we are interested in the effect of treatment across vessels *in general* then perhaps a mixed model would be better:

>summary(mod3)

Call:

lmer(I ~ factor(PINGER_TREATMENT_CODE) + (1 | VESSEL), family = binomial)

Generalized linear mixed model fit using Laplace

Formula: I ~ factor(PINGER_TREATMENT_CODE) + (1 | VESSEL)

Data: Pinger_month_edit

Family: binomial(logit link)

AIC BIC logLik deviance
463.7 483.9 -227.8 455.7

Random effects:

Groups Name Variance Std.Dev.

VESSEL (Intercept) 1.6799 1.2961

number of obs: 1148, groups: VESSEL, 60

Estimated scale (compare to 1) 0.834157

Fixed effects:

Estimate Std. Error z value Pr(> |z|)

(Intercept) -2.5755 0.6227 -4.136 3.54e-05 ***

factor(PINGER_TREATMENT_CODE)2 -0.1974 0.7930 -0.249 0.8034

factor(PINGER_TREATMENT_CODE)3 -1.1910 0.7019 -1.697 0.0897 .

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Correlation of Fixed Effects:

(Intr) f(PINGER_TREATMENT_CODE)2

f(PINGER_TREATMENT_CODE)2 -0.785

f(PINGER_TREATMENT_CODE)3 -0.887 0.700

This is a much better fit (AIC 463.7 vs 488.78) than first model, with no VESSEL term:

> logLik(mod3)

`log Lik.' -227.867 (df=4)

> logLik(mod)

`log Lik.' -241.3919 (df=3)


```
> 2*(-227.867-(-241.3919))
```

```
[1] 27.0498
```

```
> pchisq(27.0498,1,lower=FALSE)
```

```
[1] 1.982807e-07
```

Previous work has shown strong seasonal variation in depredation rates, so I introduce month as a factor:

```
> mod5 <- lmer(I ~ factor(MONTH) + factor(PINGER_TREATMENT_CODE) + (1 | VESSEL),
family = binomial)
```

```
> summary(mod5)
```

Generalized linear mixed model fit using Laplace

Formula: I ~ factor(MONTH) + factor(PINGER_TREATMENT_CODE) + (1 | VESSEL)

Data: Pinger

Family: binomial(logit link)

AIC BIC logLik deviance

431.6 477 -206.8 413.6

Random effects:

Groups Name Variance Std.Dev.

VESSEL (Intercept) 1.651 1.2849

number of obs: 1148, groups: VESSEL, 60

Estimated scale (compare to 1) 0.7858615

Fixed effects:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	-4.8030	1.2637	-3.801	0.000144 ***
factor(MONTH)8	2.7855	1.2102	2.302	0.021356 *
factor(MONTH)9	2.0615	1.2312	1.674	0.094051 .
factor(MONTH)10	3.0042	1.2123	2.478	0.013210 *
factor(MONTH)11	3.3178	1.2548	2.644	0.008193 **
factor(MONTH)12	5.4189	1.2956	4.182	2.88e-05 ***
factor(PINGER_TREATMENT_CODE)2	-0.5834	0.8044	-0.725	0.468242
factor(PINGER_TREATMENT_CODE)3	-1.7245	0.7171	-2.405	0.016181 *

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Correlation of Fixed Effects:

	(Intr)	f(MONTH)8	f(MONTH)9	f(MONTH)10	f(MONTH)11	f(MONTH)12
f(PINGER_TREATMENT_CODE)2						
fct(MONTH)8		-0.836				
fct(MONTH)9		-0.844	0.903			

```

fc(MONTH)10      -0.853 0.915  0.933
fc(MONTH)11      -0.820 0.890  0.896  0.915
fc(MONTH)12      -0.785 0.860  0.866  0.889  0.885
f(PINGER_TREATMENT_CODE)2 -0.320 -0.069  -0.067  -0.070  -0.075  -0.088
f(PINGER_TREATMENT_CODE)3 -0.352 -0.081  -0.076  -0.088  -0.115  -0.134  0.692

```

We find that MONTH is highly significant. Pinger treatment 3 (active pingers) is also significant. Model fit is significantly improved:

```
> anova(mod3,mod5)
```

Data: Pinger

Models:

```
mod3: I ~ factor(PINGER_TREATMENT_CODE) + (1 | VESSEL)
```

```
mod5: I ~ factor(MONTH) + factor(PINGER_TREATMENT_CODE) + (1 | VESSEL)
```

```

      Df   AIC   BIC logLik Chisq Chi Df Pr(>Chisq)
mod3  4 463.70 483.88 -227.85
mod5  9 431.59 477.00 -206.79 42.111    5 5.592e-08 ***

```

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Incorporating pinger make into the model (term labelled PINGER_COMBO) as well as treatment shows one make significant at treatment 3 (active pingers):

```
> mod6 <- lmer(I ~ factor(MONTH) + factor(PINGER_COMBO) + (1 | VESSEL), family = binomial, data=Pinger)
```

```
> summary(mod6)
```

Generalized linear mixed model fit using Laplace

Formula: I ~ factor(MONTH) + factor(PINGER_COMBO) + (1 | VESSEL)

Data: Pinger

Family: binomial(logit link)

AIC BIC logLik deviance

435.4 501 -204.7 409.4

Random effects:

Groups Name Variance Std.Dev.

VESSEL (Intercept) 1.4266 1.1944

number of obs: 1148, groups: VESSEL, 60

Estimated scale (compare to 1) 0.7956322

Fixed effects:

```

              Estimate Std. Error z value Pr(> |z|)
(Intercept)    -4.82230    1.25156  -3.853 0.000117 ***
factor(MONTH)8     2.80906    1.20956  2.322 0.020212 *

```

```

factor(MONTH)9      2.09007  1.22713  1.703 0.088528 .
factor(MONTH)10     3.04686  1.21046  2.517 0.011832 *
factor(MONTH)11     3.33970  1.25512  2.661 0.007794 **
factor(MONTH)12     5.46546  1.29364  4.225 2.39e-05 ***
factor(PINGER_COMBO)21 -0.93992  1.05770 -0.889 0.374194
factor(PINGER_COMBO)22 0.03378  1.00385  0.034 0.973155
factor(PINGER_COMBO)23 -0.88053  1.01762 -0.865 0.386880
factor(PINGER_COMBO)31 -2.75997  1.01163 -2.728 0.006367 **
factor(PINGER_COMBO)32 -1.19237  0.77748 -1.534 0.125123
factor(PINGER_COMBO)33 -1.53525  0.79452 -1.932 0.053324 .

```

Signif. codes: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

But doesn't improve fit over just treatment:

```
> anova(mod5,mod6)
```

Data: Pinger

Models:

```
mod5: I ~ factor(MONTH) + factor(PINGER_TREATMENT_CODE) + (1 | VESSEL)
```

```
mod6: I ~ factor(MONTH) + factor(PINGER_COMBO) + (1 | VESSEL)
```

	Df	AIC	BIC	logLik	Chisq	Chi Df	Pr(>Chisq)
mod5	9	431.59	477.00	-206.79			
mod6	13	435.38	500.98	-204.69	4.207	4	0.3787

Comparing these models to one with no pinger effects in:

```
> nullmod <- lmer(I ~ factor(MONTH) + (1 | VESSEL), family = binomial)
```

```
> summary(nullmod)
```

Generalized linear mixed model fit using Laplace

Formula: I ~ factor(MONTH) + (1 | VESSEL)

Data: Pinger_month_edit

Family: binomial(logit link)

AIC BIC logLik deviance

435 470.3 -210.5 421

Random effects:

Groups Name Variance Std.Dev.

VESSEL (Intercept) 1.9000 1.3784

number of obs: 1148, groups: VESSEL, 60

Estimated scale (compare to 1) 0.8092388

Fixed effects:

```

Estimate Std. Error z value Pr(> |z|)
(Intercept) -5.874 1.172 -5.012 5.39e-07 ***
factor(MONTH)8 2.638 1.205 2.190 0.0285 *
factor(MONTH)9 1.884 1.223 1.540 0.1235
factor(MONTH)10 2.811 1.205 2.332 0.0197 *
factor(MONTH)11 3.064 1.241 2.468 0.0136 *
factor(MONTH)12 5.118 1.279 4.001 6.31e-05 ***
---
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```

Correlation of Fixed Effects:

```

(Intr) f(MONTH)8 f(MONTH)9 f(MONTH)10 f(MONTH)11
fct(MONTH)8 -0.931
fct(MONTH)9 -0.940 0.900
fc(MONTH)10 -0.954 0.911 0.932
fc(MONTH)11 -0.929 0.889 0.897 0.915
fc(MONTH)12 -0.900 0.858 0.867 0.889 0.884

```

Only the model without make significantly improves fit:

```
> anova(nullmod,mod5)
```

Data: Pinger_month_edit

Models:

nullmod: I ~ factor(MONTH) + (1 | VESSEL)

mod5: I ~ factor(MONTH) + factor(PINGER_TREATMENT_CODE) + (1 | VESSEL)

```

Df AIC BIC logLik Chisq Chi Df Pr(>Chisq)
nullmod 7 435.02 470.34 -210.51
mod5 9 431.59 477.00 -206.79 7.4346 2 0.0243 *

```

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```
> anova(nullmod,mod6)
```

Data: Pinger_month_edit

Models:

nullmod: I ~ factor(MONTH) + (1 | VESSEL)

mod6: I ~ factor(MONTH) + factor(PINGER_COMBO) + (1 | VESSEL)

```

Df AIC BIC logLik Chisq Chi Df Pr(>Chisq)
nullmod 7 435.02 470.34 -210.51
mod6 13 435.38 500.98 -204.69 11.642 6 0.07046 .

```

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

CPUE:

We used generalized linear models with a gamma distributed error function, after noticing a strong relationship between the mean and the variance of residuals in a Gaussian family GLM. First, a simple model with just the experimental conditions; response variable CPUE is in Euros/50m net:

```
> summary(gmod0)
```

Call:

```
glm(formula = CPUE ~ factor(PINGER_TREATMENT_CODE), family = Gamma(link = "log"))
```

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.6461	-0.6021	-0.2198	0.2603	1.9235

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	1.07201	0.06021	17.803	< 2e-16 ***
factor(PINGER_TREATMENT_CODE)2	0.19889	0.07496	2.653	0.00808 **
factor(PINGER_TREATMENT_CODE)3	0.17719	0.06601	2.684	0.00738 **

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 0.5221027)

Null deviance: 579.82 on 1118 degrees of freedom

Residual deviance: 575.71 on 1116 degrees of freedom

AIC: 4715.4

Number of Fisher Scoring iterations: 5

As before, we fit a model with a fixed vessel effect:

```
gmod1 <- glm(CPUE ~ factor(VESSEL)+ factor(PINGER_TREATMENT_CODE), family = Gamma(link = "log"))
```

and we find VESSEL is highly significant:

```
> anova(gmod1,test='F')
```

Analysis of Deviance Table

Model: Gamma, link: log

Response: CPUE

Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	F	Pr(>F)
NULL			1118	579.82		
factor(VESSEL)	57	166.82	1061	413.00	8.0388	<2e-16 ***
factor(PINGER_TREATMENT_CODE)	1	0.33	1060	412.67	0.9063	0.3413

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

As before, because we are interested in the effect of treatment across vessels *in general*, then a mixed model would be better:

```
> gmod3lmer <- lmer(CPUE ~ factor(PINGER_TREATMENT_CODE) + (1|VESSEL), family =
Gamma(link="log"))
```

```
> summary(gmod3lmer)
```

Generalized linear mixed model fit using Laplace

Formula: CPUE ~ factor(PINGER_TREATMENT_CODE) + (1 | VESSEL)

Data: cpue.data.new

Family: Gamma(log link)

AIC BIC logLik deviance

533.6 553.7 -262.8 525.6

Random effects:

Groups Name Variance Std.Dev.

VESSEL (Intercept) 0.038368 0.19588

Residual 0.401486 0.63363

number of obs: 1119, groups: VESSEL, 58

Fixed effects:

Estimate Std. Error t value

(Intercept) 1.08868 0.09633 11.301

factor(PINGER_TREATMENT_CODE)2 0.05346 0.12207 0.438

factor(PINGER_TREATMENT_CODE)3 0.11045 0.10490 1.053

Correlation of Fixed Effects:

(Intr) f(PINGER_TREATMENT_CODE)2

f(PINGER_TREATMENT_CODE)2 -0.789

f(PINGER_TREATMENT_CODE)3 -0.918 0.726

And we see that the AIC for this model (533.6) is greatly reduced compared to that for the first model (4715.4), and the likelihood is greatly increased:

```
> logLik(gmod0)
```

```
'log Lik.' -2353.699 (df=3)
```

```
> logLik(gmod3lmer)
```

```
'log Lik.' -262.7992 (df=4)
```

```
> 2*(-262.7992-(-2353.699))
```

```
[1] 4181.8
```

```
> pchisq(4181.8,1,lower=FALSE)
```

```
[1] 0
```

Next, because CPUE is known to vary seasonally, we introduced MONTH as a factor:

```
> gmod4lmer <- lmer(CPUE ~ factor(MONTH) + factor(PINGER_TREATMENT_CODE) +
(1 | VESSEL), family = Gamma(link="log"))
```

```
> summary(gmod4lmer)
```

Generalized linear mixed model fit using Laplace

Formula: CPUE ~ factor(MONTH) + factor(PINGER_TREATMENT_CODE) + (1 | VESSEL)

Data: cpue.data.new

Family: Gamma(log link)

AIC BIC logLik deviance

532.3 577.5 -257.2 514.3

Random effects:

Groups Name Variance Std.Dev.

VESSEL (Intercept) 0.033657 0.18346

Residual 0.396901 0.63000

number of obs: 1119, groups: VESSEL, 58

Fixed effects:

Estimate Std. Error t value

(Intercept) 1.13720 0.10028 11.341

factor(MONTH)8 -0.06132 0.06860 -0.894

factor(MONTH)9 -0.01078 0.06713 -0.161

factor(MONTH)10 -0.10660 0.06873 -1.551

factor(MONTH)11 -0.28026 0.08035 -3.488

factor(MONTH)12 -0.56386 0.13015 -4.332

factor(PINGER_TREATMENT_CODE)2 0.09232 0.11715 0.788

factor(PINGER_TREATMENT_CODE)3 0.15198 0.10108 1.504

Correlation of Fixed Effects:

(Intr) f(MONTH)8 f(MONTH)9 f(MONTH)10 f(MONTH)11 f(MONTH)12
f(PINGER_TREATMENT_CODE)2

fct(MONTH)8 -0.289

fct(MONTH)9 -0.345 0.531

fc(MONTH)10 -0.346 0.506 0.655

fc(MONTH)11 -0.274 0.457 0.556 0.562

fc(MONTH)12 -0.152 0.267 0.330 0.344 0.340

f(PINGER_TREATMENT_CODE)2 -0.702 -0.060 -0.052 -0.038 -0.052 -0.050

f(PINGER_TREATMENT_CODE)3 -0.808 -0.042 -0.079 -0.064 -0.098 -0.067 0.726

We see that this results in a marginally significantly better fit (AIC 532.3 vs 533.6):

```

> anova(gmod3lmer, gmod4lmer)
Data: cpue.data.new
Models:
gmod3lmer: CPUE ~ factor(PINGER_TREATMENT_CODE) + (1 | VESSEL)
gmod4lmer: CPUE ~ factor(MONTH) + factor(PINGER_TREATMENT_CODE) + (1 | VESSEL)
      Df  AIC   BIC logLik Chisq Chi Df Pr(>Chisq)
gmod3lmer 4 533.60 553.68 -262.80
gmod4lmer 9 532.35 577.53 -257.17 11.248   5 0.04667 *
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
Using glmmPQL to estimate p-values we get:
> gmod2<-glmmPQL(fixed = CPUE ~ factor(MONTH) +
factor(PINGER_TREATMENT_CODE),
  random = ~1 | VESSEL, family = Gamma(link = "log"))
> summary(gmod2)
Linear mixed-effects model fit by maximum likelihood
Data: cpue.data.new
      AIC BIC logLik
      NA NA   NA
Random effects:
Formula: ~1 | VESSEL
      (Intercept) Residual
StdDev:  0.3698607 0.6024558
Variance function:
Structure: fixed weights
Formula: ~invwt
Fixed effects: CPUE ~ factor(MONTH) + factor(PINGER_TREATMENT_CODE)
      Value Std.Error  DF  t-value p-value
(Intercept)      1.2100510 0.15982885 1054  7.570917 0.0000
factor(MONTH)8      -0.0996513 0.06858839 1054 -1.452889 0.1466
factor(MONTH)9      -0.0655771 0.07156269 1054 -0.916359 0.3597
factor(MONTH)10     -0.1400352 0.07305222 1054 -1.916919 0.0555
factor(MONTH)11     -0.2738893 0.08515415 1054 -3.216394 0.0013
factor(MONTH)12     -0.6015509 0.13070233 1054 -4.602450 0.0000
factor(PINGER_TREATMENT_CODE)2 -0.0291238 0.19555400 1054 -0.148930 0.8816
factor(PINGER_TREATMENT_CODE)3  0.0899235 0.16739095 1054  0.537206 0.5912

```


Standardized Within-Group Residuals:

Min	Q1	Med	Q3	Max
-1.6073439	-0.7029667	-0.2271670	0.4828192	4.1703116

Number of Observations: 1119

Number of Groups: 58

And when we introduce pinger brand into the analysis, results are unchanged:

```
> gmod3<-glmmPQL(fixed = CPUE ~ factor(MONTH) + factor(PINGER_COMBO),
  random = ~1 | VESSEL, family = Gamma(link = "log"))
> summary(gmod3)
```

Linear mixed-effects model fit by maximum likelihood

Data: cpue.data.new

AIC BIC logLik

NA NA NA

Random effects:

Formula: ~1 | VESSEL

(Intercept) Residual

StdDev: 0.3320931 0.6031873

Variance function:

Structure: fixed weights

Formula: ~invwt

Fixed effects: CPUE ~ factor(MONTH) + factor(PINGER_COMBO)

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	1.1950746	0.14737097	1054	8.109295	0.0000
factor(MONTH)8	-0.0871869	0.06867368	1054	-1.269583	0.2045
factor(MONTH)9	-0.0467440	0.07126024	1054	-0.655962	0.5120
factor(MONTH)10	-0.1293046	0.07279448	1054	-1.776297	0.0760
factor(MONTH)11	-0.2575059	0.08561832	1054	-3.007602	0.0027
factor(MONTH)12	-0.6044117	0.13078522	1054	-4.621406	0.0000
factor(PINGER_COMBO)21	-0.4038418	0.24238080	53	-1.666146	0.1016
factor(PINGER_COMBO)22	-0.0870602	0.22718936	1054	-0.383205	0.7016
factor(PINGER_COMBO)23	0.4724499	0.24728832	53	1.910523	0.0615
factor(PINGER_COMBO)31	0.0914042	0.17568949	53	0.520260	0.6050
factor(PINGER_COMBO)32	0.1725901	0.17317246	53	0.996637	0.3235
factor(PINGER_COMBO)33	0.0072308	0.17813492	1054	0.040592	0.9676

Standardized Within-Group Residuals:

Min	Q1	Med	Q3	Max
-----	----	-----	----	-----

-1.6053023 -0.7059294 -0.2381456 0.4823398 4.2799457

Number of Observations: 1119

Number of Groups: 58

So there are no significant effects for pinger treatment or make; omitting the MONTH term does not alter this conclusion. We confirm this by using the likelihoods from lmer models also fitted using PQL; we see that neither pinger treatment or make significantly improve the model fit or even reduce the AIC over a mixed model with month as a fixed factor and vessel as a random factor:

```
> gmodl <- lmer(CPUE ~ factor(MONTH) + (1|VESSEL), family = Gamma(link="log"),
method='PQL')
```

```
> gmodl2 <- lmer(CPUE ~ factor(MONTH) + factor(PINGER_TREATMENT_CODE) +
(1|VESSEL), family = Gamma(link="log"), method='PQL')
```

```
> gmodl3 <- lmer(CPUE ~ factor(MONTH) + factor(PINGER_COMBO) + (1|VESSEL), family =
Gamma(link="log"), method='PQL')
```

```
> anova(gmodl,gmodl2)
```

Data: cpue.data.new

Models:

gmodl: CPUE ~ factor(MONTH) + (1 | VESSEL)

gmodl2: CPUE ~ factor(MONTH) + factor(PINGER_TREATMENT_CODE) + (1 | VESSEL)

	Df	AIC	BIC	logLik	Chisq	Chi	Df	Pr(>Chisq)
gmodl	7	551.29	586.43	-268.64				
gmodl2	9	554.60	599.79	-268.30	0.6831	2		0.7107

```
> anova(gmodl,gmodl3)
```

Data: cpue.data.new

Models:

gmodl: CPUE ~ factor(MONTH) + (1 | VESSEL)

gmodl3: CPUE ~ factor(MONTH) + factor(PINGER_COMBO) + (1 | VESSEL)

	Df	AIC	BIC	logLik	Chisq	Chi	Df	Pr(>Chisq)
gmodl	7	551.29	586.43	-268.64				
gmodl3	13	552.47	617.73	-263.24	10.815	6		0.09426 .

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

4.3. Discusión general.

Con posterioridad al estudio que desembocó en el artículo de este capítulo, y anteriormente a la publicación del mismo, aparece en el BOIB num. 194 de 29 de diciembre de 2005, la Resolución de la Consellera de Agricultura y Pesca de 20 diciembre de 2005 por la cual se prohíbe el uso de disuasores acústicos de cetáceos (pingers) en la pesca en las aguas interiores de las Islas Baleares.

Dicha resolución fue adoptada a merced de los datos obtenidos con la prueba masiva de “pingers” realizada para Brotons *et al.*, 2008b. Si en dicho estudio, estadísticamente se muestra cómo ciertos disuasores acústicos habían disminuido significativamente la tasa de interacción, ¿por qué se prohíben en Baleares?

Si bien el uso de emisores acústicos parece desalentar a los delfines en su aproximación a las redes, de forma más evidente en el caso de AQUAmark 210, su consideración posterior como medida de mitigación pasa por documentar su efecto sobre el by-catch. Al trabajar los “pingers” en la misma frecuencia que la ecolocalización de los delfines, existe el riesgo de enmalle, por lo que cualquier despliegue masivo debe ir acompañado de una continua supervisión de las capturas accidentales, aunque a priori, los resultados parezcan prometedores. Ante la incapacidad del Gobierno Autónomo de procurar tal seguimiento, como medida de precaución, se decidió prohibir su uso hasta que se demuestre fehacientemente su eficacia en la disminución del “by-catch”.

Otra razón para promover el no uso de los “pingers” fue la ausencia de ventajas económicas observables. La alta variabilidad en los rendimientos en todos los casos (con pingers activos e inactivos, y sin pingers), enmascara la eficacia que pudieran tener cualquiera de los disuasores probados. Si se añade el coste de compra, no queda claro que económicamente, los “pingers” sean positivos para el pescador. Por lo tanto, y para evitar que los pescadores, o la administración a través de subvenciones, realizaran inversiones importantes sin garantías de funcionamiento, se decidió la prohibición del uso de los disuasores acústicos en las aguas interiores de las Islas Baleares.

Los datos recogidos en Brotons *et al.*, 2008b, comprenden un breve periodo de tiempo, entre junio y diciembre de 2005, es decir, 7 meses. En tan breve lapso sólo se observa la respuesta inicial de los delfines ante el nuevo estímulo que suponen los “pingers”, pero no puede analizarse en profundidad la posible habituación de los animales. De hecho, esta habituación ya ha sido descrita en marsopas (Dawson *et al.*, 1998).

Aunque la duración del estudio de 2005, no permite una aproximación robusta al fenómeno de la habituación, un análisis pormenorizado de dichos datos muestra indicios que apuntan a este hecho. Si se observa la evolución por meses de las tasas de ataque (número de ataques/número de calas totales) por tipo de “pinger”, con “pingers” placebo y en las redes sin “pingers”, (Figura 4-6), se observa cómo en dos tipos de disuasores acústicos (AQ y NM), dicha tasa se eleva hacia el final del periodo de muestreo. Curiosamente, AQ, es el “pinger” que en su globalidad, muestra una tasa más baja de interacción.

Si se analizan las medias de las tasas de ataque por tipo de “pingers” de cada barca en julio y noviembre, se descartan junio y diciembre por ser los meses de inicio y final del estudio y tener un número desigual de lances por tipo de disuasor, se comprueba, tan sólo visualmente, como el comportamiento de los delfines ha variado en sus interacciones con las redes (Figura 4-7 y Figura 4-8). Así, el mes de julio, tan sólo presentan interacciones las redes control, es decir, sin pinger alguno, con lo que la diferencia en las tasas de interacción es notable. Sin embargo, la tasa de las redes de control es producto de un único encuentro, por lo que tal diferencia, deja de tener valor. En el mes de noviembre, la tasa para las redes control sigue siendo más alta, aunque en este caso, el resto de clases, ya presentan valores superiores al cero. Aunque de nuevo, esta tasa, es resultado de una única interacción, por ello el S.E. es 0. El resto de clases muestra comportamientos similares.

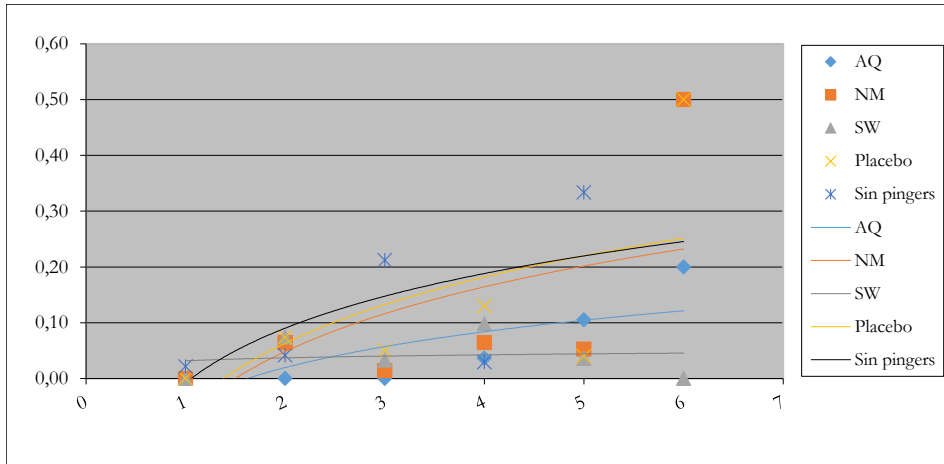


Figura 4-6. Evolución de la tasa de interacción (nº de interacciones/nº calados) por tipo de pinger, placebo y sin pingers.

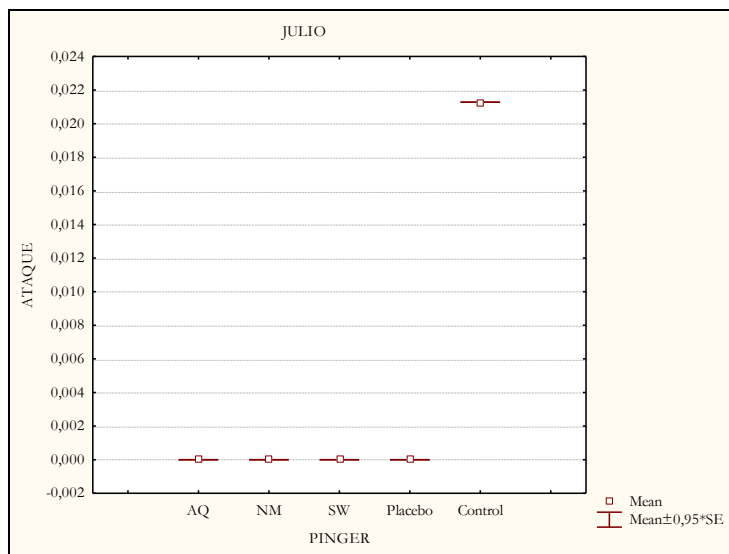


Figura 4-7. Medias de la tasas de interacción (nº de interacciones/nº calados) por tipo de pinger, placebo y sin pingers en Julio.

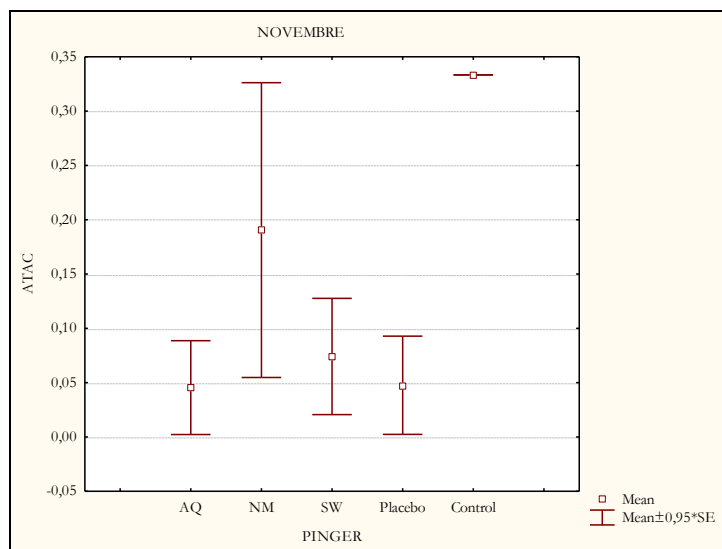


Figura 4-8. Medias de la tasas de interacción (nº de interacciones/nº calados) por tipo de pinger, placebo y sin pingers en Noviembre.

Si bien estos análisis no permiten conclusiones robustas por falta de poder estadístico, sí que generan las suficientes dudas sobre la efectividad de los “pingers”, como para evitar su uso indiscriminado.

Así, la Resolución de la consellera de Agricultura y Pesca de 20 diciembre de 2005 por la cual se prohíbe el uso de disuasores acústicos de cetáceos (pingers) en la pesca en las aguas interiores de las Islas Baleares, BOIB num. 194 de 29 de diciembre de 2005, actúa sobre el principio de precaución, protegiendo tanto la actividad pesquera artesanal como a la población de delfín mular en las Islas Baleares.

4.4. Bibliografía.

- Au, W. W. L. 1994. Sonar detection of gillnets by dolphins: theoretical predictions. *Rep. Int. Whal. Comm. (Spec. Issue)*, 15:565-571.
- Brotons, J.M, Grau, A. M. & Rendell, L., 2008a. Estimating the impact of interactions between bottlenose dolphins and artisanal fisheries around the Balearic Islands. *Marine Mammal Science*, 24(1): 112–127.
- Brotons, J. M., Munilla, Z., Grau, A. M. & Rendell, L., 2008b. Do pingers reduce interactions between bottlenose dolphins and nets around the Balearic Islands?. *Endang Species Res* 5: 1-8, 2008.
- Dawson, S. M. 1994. The potential for reducing entanglement of dolphin and porpoises with acoustic modifications to gillnets. *Rep. Int. Whal. Comm. (Spec. Issue)* 15:573-578.
- Dawson, S. M., Read, A. y Sooten, E. 1997. Pingers, porpoises and power: can use acoustics to reduce entanglement? *European Research on Cetaceans. Proceedings of the Eleventh Annual Conference of the European Cetacean Society*. 11.
- Dawson, S. M., Read, A., y Sooten, E., 1998. Pingers, porpoises and power: uncertainties with use pingers to reduce bycatch of small cetaceans. *Biological Conservation*, 84: 141-146.
- Di Natale, A. 1992. Impact of fisheries on cetaceans in the Mediterranean Sea. *Proc. Sixth Annual Conf. E.C.S.*, 18.
- Forcada, J., Gazo, M., Aguilar, A., Gonzalvo, J. y Fernández-Contreras, M., 2004. Bottlenose dolphin abundante in the NW Mediterranean: addressing heterogeneity in distribution. *Mar Ecol Prog Ser*, Vol. 275: 275-287.
- Gazo, M., Fernández-Contreras, M. M., Brotons, J. M., y Aguilar, A., 2001. Interactions between Bottlenose Dolphins and artisanal fisheries in the Balearic Islands: may acoustic devices be a solution to the problem? *Proc. 15th Annual Conf. E.C.S.*, 156-159.
- Gazo, M., Gonzalvo, J. y Aguilar, A., 2008. Pingers as deterrents of bottlenose dolphins interacting with trammel nets. *Fisheries Research* 92, 70-75.
- Goodson, A. D. y Mayo, R. H., 1995. Interactions between free-ranging dolphins and passive acoustic gillnet deterrent devices. Pp. 365-379. In *Sensory Systems of Aquatic Mammals* (Eds. R. A. Kastelein, J.A. Thomas & P.E. Nachtigall). De Spil Publishers, Woerden, The Netherlands.
- Goodson, A. D., 1997. Improving acoustic deterrents to protect harbour porpoises from set gillnets. *European Research on Cetaceans. Proceedings of the Eleventh Annual Conference of the European Cetacean Society*. 11.
- GRUMM y FDS 2001. Evaluación de la eficacia de sistemas de mitigación de la interacción de los delfines mulares con los artes de pesca artesanal. Memoria final de Resultados. Grup d'Estudi i Conservació de Mamífers Marins, Fundació pel Desenvolupament sostenible, Direcció General de Pesca, Conselleria d'Agricultura i Pesca, Govern de les Illes Balears, 12 pp
- Kraus, S., Read, A., Anderson, E., Baldwin, K., Solow, A., Spadlin, T. y Williamson, J. 1996. A field test to use acoustic alarms to reduce incidental mortality of harbour porpoises in gill nets. Paper SC/47/SM 17. Submitted to the International Whaling Commission.
- Kraus, S., Read, A., Anderson, E., Baldwin, K., Solow, A., Spradlin, T. y Williamson, J., 1997. Acoustic alarms reduce incidental mortality of porpoise in gill nets. *Nature*, 388:525.
- Pence, E. A. 1986. Monofilament gill net acoustic study. Applied Physics Laboratory, University of Whashington, Seattle, WA, 98105. *Report APL UW* 2-86, 13 pp

Read, A. J., Drinker, P. y Northridge S. 2003. By-catches of marine mammal in U.S. fisheries and a first attempt to estimate the magnitude of global marine mammal by-catch. IWC paper number SC/55/BC. 12 pp. International Whaling Commission.

5. Dinámica espacial del delfín mular en el Mar Balear.

Sus encantos eran como los del delfín,
enseñaban su espalda por encima
del elemento en el que vivían
Shakespeare: *Antonio y Cleopatra*, Acto V, Escena 2ª

5.1. Preámbulo.

Las interacciones entre el delfín mular y las pesquerías artesanales en Baleares, ha quedado demostrado, son un problema común, generalizado e importante. Un hecho llamativo de los resultados obtenidos en Brotons *et al.*, 2008 (Capítulo 3) es la desigual distribución y frecuencia de las interacciones a lo largo del litoral Balear. Existen varias explicaciones, como la disminución local de los recursos, aumento en el área de animales especializados en depredar sobre redes, quizá debido a un aprendizaje social (Whitehead *et al.*, 2004) o al uso diferencial del medio.

Para responder a estas cuestiones, es indispensable el estudio de los movimientos y la dinámica de la población del delfín mular en el mar Balear. Sólo el conocimiento de esta dinámica, la fidelidad geográfica de los grupos, la magnitud de la población... puede señalar el camino a actuaciones que minimicen las interacciones delfines/pesquerías artesanales e indique la vulnerabilidad de la población ante la actividad pesquera.

Con el objetivo de obtener los datos necesarios para responder a todas estas preguntas, se inician en 2003 diferentes trabajos que desembocan en numerosas ponencias en congresos:

Brotons, J.M., Yuste, L. & Grau, A.M. 2011. Bottlenose dolphins movements in relations with anthropic activities in Majorca (Balearic Islands). Proceedings of 25nd Annual Conference of the European Cetacean Society, 21-23 Marzo, Cadiz, Spain 2011. Poster.

Brotons, J.M., Yuste, L. & Grau, A.M. 2009. Analysis using GIS of home range, habitat use and relationships with fisheries by bottlenose dolphins in Port d'Andratx. Proceedings of 23nd Annual Conference of the European Cetacean Society, 2-4 Marzo, Istanbul, Turkey 2009. Poster.

Brotons, J.M., Munilla, Z. & Grau, A.M. 2008. Local fisheries interactions with bottlenose dolphins in the Balearic Islands: a case of dolphin "cultural" differences?. Proceedings of 22nd Annual Conference of the European Cetacean Society, 10-12 Marzo, Egmond aan Zee, Holanda 2008. Poster.

Brotons, J.M., Munilla, Z. & Grau, A.M. 2008. Interaccions dofins mulars/pesqueres artesanals a Balears: diferències "dofins-culturals". V Jornades de Medi Ambient de les Illes Balears. Palma, España (Febrero de 2008).

Brotons, J.M. & Grau, A. M. 2004 Study of the possible specialization of herds of *T. truncatus* in the predation of different fisheries. Proceedings of 18nd Annual Conference of the European Cetacean Society, Kolmarden 2004-Posters.

y que, actualmente, en su transposición como artículo, conforman este capítulo.

5.2. Introducción.

El reconocimiento de cetáceos en libertad puede ser empleado para el estudio de una gran variedad de aspectos de su biología. Probablemente el uso más común de esta técnica ha sido la evaluación de la fidelidad de los diferentes individuos hacia su grupo, la composición del mismo, su estabilidad, las posibles relaciones con otras manadas, tanto de la misma como de diferente especie (Würsig, 1977; Shane, 1990a; Dos Santos y Lacerda, 1987) y efectuar una estima de la abundancia (Gunnlaugsson y Sigurjónsson, 1990; Weigle, 1990; Wells y Scott, 1990). Los animales reconocidos permiten el seguimiento de los ciclos de respiración en la superficie (Jones, 1990) y la correlación con el ritmo paterno. Se pueden conocer los descansos, viajes, alimentación (Tayler y Saayman, 1972; Würsig, 1978), sistema social-sexual de las poblaciones (Wells *et al.*, 1980), evolución de la cicatrización de las heridas (Lockyer, 1990), reproducción (Barlow, 1990), así como otros muchos aspectos como la interacción entre los cetáceos y las actividades pesqueras (Zannetti y Di Marco, 2002).

El criterio más difícil de establecer es el grado de marcaje y su evaluación. No todas las marcas que pueden presentar los cetáceos son perdurables indefinidamente, algunas se pierden en poco tiempo. Por eso, el uso de la fotoidentificación cobra una mayor relevancia, ya que permite la creación de catálogos fotográficos donde reconocer y realizar el seguimiento de la evolución de cada uno de los individuos que forman una población (Defran *et al.*, 1990). La identificación de cetáceos mediante fotografía es una potente técnica en constante evolución, que, actualmente es la más eficaz en obtener información sobre los mismos (Würsig y Jefferson, 1990; Yuanyu *et al.*, 1990).

Se han llevado a cabo diversos estudios empleando distintos métodos de aproximación a los animales como el uso de aeroplanos o diferentes tipos de embarcaciones. Otro sistema utilizado en especies de costumbres costeras es su identificación mediante potentes teleobjetivos desde estaciones en tierra.

En cualquier caso, el que permite una mayor aproximación y por tanto una mayor resolución en las imágenes obtenidas, es el basado en el uso de pequeñas y medianas embarcaciones rápidas y de poco calado que facilitan una gran movilidad en la búsqueda de las manadas. De esta forma los animales pueden buscarse, encontrarse y fotografiarse desde muy cerca con la posibilidad de estudiar su comportamiento natural.

Los mamíferos marinos no son fáciles de estudiar. Su, a veces, baja abundancia, su distribución en grandes extensiones donde ambientes heterogéneos los determinan de formas poco comprendidas y sus complejas estrategias de vida, requieren métodos diferentes para responder a preguntas de carácter biológico y ecológico.

La evaluación de poblaciones requiere conocimientos previos sobre su estatus y hacer predicciones sobre lo que es posible que ocurra con éstas en el futuro.

En general los cetáceos se ven sólo cuando salen a respirar a la superficie. Así, sólo se puede avistar una parte de la población de estudio. Si la proporción de animales que no se pueden ver no es convenientemente evaluada, sólo se puede calcular un índice de abundancia relativa (Heide-Jorgensen y Härkönen, 1988; Olesiuk, *et al.*, 1990), cuyos valores, a no ser que se demuestre que están relacionados con la abundancia absoluta no tienen relevancia alguna. Por otra parte, la consistencia de las proporciones sólo puede asegurarse cuando diseño, condiciones de estudio y técnicas lo son (Hammond *et al.*, 1995).

Para estimar la abundancia de un mamífero marino en una extensa área de mar, el método más adecuado es el muestreo por transecto lineal (Buckland *et al.*, 1993). Normalmente se utiliza para la evaluación de la abundancia en poblaciones de cetáceos y ha sido estandarizado en los últimos años de tal forma que puede ser aplicada directamente a estimas de muchas especies.

El transecto lineal puede no ser el método más apropiado para estimar la abundancia, especialmente en pequeñas poblaciones repartidas en áreas de distribución discretas, si estas poblaciones son costeras, el

comportamiento de los animales está relacionado frecuentemente con la topografía y los ámbitos distribucionales no son conocidos.

Un método frecuentemente utilizado para estimar la abundancia de cetáceos es el muestreo por captura-recaptura. Este método emplea los datos obtenidos con un número marcado de una muestra y las proporciones en que son vistos en muestras subsiguientes (Seber, 1982).

La captura-recaptura podrá ser utilizada en estimas de abundancia de una forma apurada siempre que los supuestos asociados se consideren escrupulosamente. En general, los individuos son reconocidos mediante marcas artificiales de diferentes tipos después de la captura del animal (Laws, 1993). Este sistema no es apropiado para especies en peligro o sensibles a la captura y la manipulación. En esta situación, la existencia de marcas naturales suficientemente permanentes que puedan permitir la identificación de individuos a largo plazo, son un excelente substitutivo del marcaje artificial. En caso de animales móviles y que sólo pueden ser observados desde cierta distancia, las técnicas fotográficas son particularmente útiles.

A partir de datos derivados de la fotoidentificación se pueden realizar estimas de abundancia como sólo un subproducto de un estudio diseñado con propósitos más amplios, así, la debilidad del diseño provoca estimas desviadas (Hammond, 1990). Por esto, es muy importante asegurar que el diseño experimental sea el adecuado. Un método de captura-recaptura cuidadosamente planificado puede producir datos que sirvan, al margen de otros objetivos, para una evaluación de población exhaustiva.

Las investigaciones que procuran aclarar y estudiar episodios del comportamiento y ecología de los cetáceos se han visto beneficiadas por la capacidad de reconocer individualmente a los componentes de un grupo o población. El uso de distintivos naturales y sus variaciones de aspecto entre individuos de una misma población ha podido combinarse perfectamente con las técnicas de fotoidentificación.

El delfín mular (*Tursiops truncatus*) es una de las especies más favorecidas en la aplicación y proceso de la fotoidentificación. El borde posterior delgado de la aleta dorsal se mutila con las interacciones entre individuos de la misma especie, predadores y humanos y frecuentemente resulta ser un modelo de cicatrices fáciles de reconocer. Estos modelos, análogos a las huellas digitales de las personas, son únicos para cada individuo. Los mapas o diseños de las dorsales una vez adquiridos por un delfín son, por regla general, permanentes y sus variaciones temporales son mínimas.

Ponderando todas las virtudes de la fotoidentificación vinculada al delfín mular en concreto, y su combinación con análisis mediante herramientas GIS (Geographic Information System), dicha técnica permite el desarrollo de estudios sobre dinámica poblacional, uso del medio, relación con las actividades antrópicas... indispensables para el conocimiento global de la ecología del delfín mular en el mar Balear y, que fueron llevados a cabo entre 2004 y 2010.

5.3. Material y métodos.

5.3.1. Zona de estudio.

El delfín mular presenta tendencia a agregarse en entradas de estuarios, albuferas y bahías (Würsig, 1978, dos Santos y Lacerda, 1987, Fertl, 1994, Balance, 1992, Wilson *et al.*, 1997), además muestra un uso preferencial del hábitat (Ingram y Rogan, 2002, Wilson *et al.*, 1997), al igual que lo observado en otras especies de cetáceos (Baumgarther, 1997). Los cambios bruscos de topografía ayudan a la concentración de las presas y facilitan la captura para la que el *T. truncatus*, emplea una gran variedad de técnicas (Leatherwood, 1975, dos Santos y Lacerda, 1987, Shane, 1990b). Su dieta está compuesta de una gran variedad de peces, cefalópodos y crustáceos (Cokroft y Ross, 1990, Barros y Odell, 1990).

Se han definido dos zonas de estudio. Una, alrededor del puerto de Andratx, en la que se ha realizado, entre 2003 y 2010, el seguimiento de la población local de *T. truncatus* y sus interacciones con las pesquerías, teniendo en cuenta todos los aspectos etológicos antes expuestos. Así, se procuró englobar en el área definida, variaciones suficientes de las variables que pudiesen afectar a la distribución de los grupos de delfines, para comprobar, robustamente, su influencia. Además, con la vista puesta en el estudio de las relaciones e interacciones entre delfines y pescadores, debía garantizarse que en la zona de trabajo, se incluían todas las variables a este respecto que se pretendían analizar.

Entre 2007-2008, con el objetivo de comprobar la movilidad de los delfines se continuó con el esfuerzo en el área de Andratx, de la que ya se tenía una serie histórica, y se seleccionó una zona alejada para comprobar el intercambio de individuos. Dentro del ámbito geográfico de la misma isla, la zona más alejada del puerto de Andratx es el puerto de Cala Rajada.

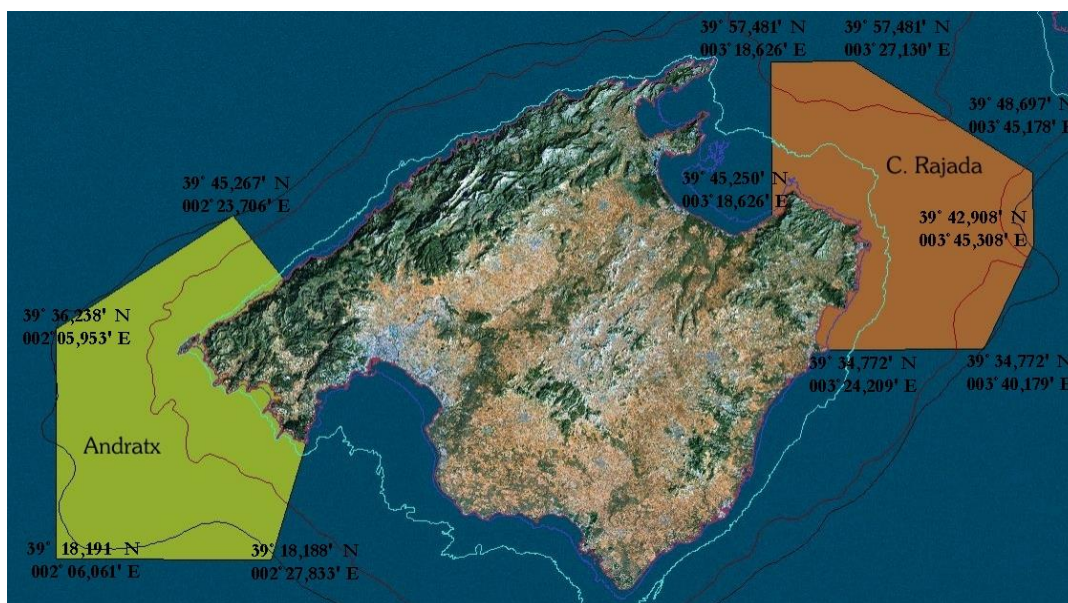


Figura 5-1. Límites de las áreas de estudio de Andratx y Cala Rajada (Mallorca).

I. Andratx

Situada al SW de la isla de Mallorca en su extremo más occidental, la cofradía de Port d'Andratx presenta una actividad pesquera importante. A un número no demasiado elevado de embarcaciones de artes menores, arrastre y palangre adscritas (Tabla 5-1), se le añaden un número variable de barcos que se desplazan a sus aguas en épocas concretas. La explotación pesquera presenta una periodicidad acusada tanto de aparejos como de intensidad. Conserva, todavía, un uso frecuente de artes de parada artesanales.

La presencia de delfines y la existencia de interacciones de éstos y la actividad pesquera, tanto artesanal como de arrastre y cerco, ha sido contrastada y se ha valorado como frecuente (Soler, 98).

Tabla 5-1. Embarcaciones por cofradía y modalidad en las Islas Baleares en 2009 (Fuente: Direcció General de Pesca).

	ARRASTRE DE FONDO	ARTES MENORES	CERCO	PALANGRE	PALANGRE DE SUP.	NO ASIGNADO	Total
ALCÚDIA	3	28		2	2	2	37
ANDRATX	8	9					17
CALA RAJADA	2	28					30
CIUTADELLA	4	23					27
COLONIA SANT JORDI		37					37
FORMENTERA	2	26					28
FORNELLS		15		1			16
EIVISSA	7	42					49
MAÒ	3	45	2				50
PALMA	10	27	7		2	4	50
POLLENÇA	1	16		3			20
PORTO COLOM	1	16					17
PORTO CRISTO		13		3			16
SANT ANTONI	2	22					24
SANTANYÍ	5	8					13
SÓLLER	5	6		1			12
Total general	53	361	9	10	4	6	443

Tanto pescadores como personal de la cofradía han demostrado un gran interés por el estudio y han brindado desinteresadamente, todo tipo de facilidades.

Se definió una zona de estudio de alrededor de 1.298 Km² y un perímetro de 244 Km con el puerto de Andratx (Figura 5-1) en la zona central de costa incluida. Dicha área de estudio es la comprendida por el polígono formado por la línea de costa entre la punta de Son Serralta al N y el cabo de Cala Figuera al E y los puntos 39° 18,188' N 002° 27,833' E al SE, 39° 18,191 N 002° 06,061' E al SW, 39° 36,238' N 002° 05,953' E al W y 39° 45,267' N 002° 23,706' E al NW.

II. Cala Rajada.

Situada al NE de la isla de Mallorca, en su extremo más oriental, opuesta geográficamente a la cofradía del Port d'Andratx, la cofradía de Cala Rajada presenta, al igual que la primera, una actividad pesquera importante. Sin embargo, la distribución del esfuerzo pesquero es diferente (Figura 5-1). Si bien en Cala Rajada existen censadas, aproximadamente, el doble de embarcaciones pesqueras que en Andratx, en éste último puerto, el número de barcos de arrastre de fondo es 4 veces el número de estas mismas embarcaciones en Cala Rajada. Además, existe un número menor de pesqueros de otras zonas que utilizan sus caladeros.

Se definió una zona de estudio (Figura 5-1) de alrededor de 1.115 Km² y 195 Km de perímetro, estrictamente comparable con las dimensiones de muestreo de Andratx, y que englobaba, al igual que aquella, variaciones suficientes de los diferentes parámetros que pudiesen afectar a la distribución de los grupos de delfines como para ser representativa. Dicha área de estudio es la comprendida entre la costa y la línea definida por los puntos: 39° 45,250' N 003° 18,626' E, 39° 57,481' N 003° 18,626' E, 39° 57,481' N 003° 27,130' E, 39° 48,697' N 003° 45,178' E, 39° 42,908' N 003° 45,308' E, 39° 34,772' N 003° 40,179' E y 39° 34,772' N 003° 24,209' E.

5.3.2. Trabajo de campo.

I. Embarcación.

Para los estudios englobados en este capítulo se han empleado 2 embarcaciones diferentes.

Entre 2003 y 2009, para las salidas al mar en Andratx y Cala Rajada, se empleó una COPINO Morruda 500, de 4,98 metros de eslora, 1,90 de manga y 1,92 T.R.B., homologada para dos plazas y motorizada con dos fuerabordas Mariner de 30 H.P., 4 tiempos EFI.

A partir de diciembre de 2009, se utiliza una CAPELLI Cap 27 Open de 7,51 metros de eslora, 2,60 de manga y 5,65 T.R.B., homologada para navegación de pequeña altura para 4 personas y motorizada con dos fuerabordas Suzuki de 150 H.P. de 4 tiempos.

En todos los casos, el diseño "wall-around" y su pequeño/mediano tamaño, han permitido la búsqueda, localización y seguimiento de los grupos de delfines, así como la utilización de los diferentes instrumentos y el desarrollo de las técnicas fotográficas eficientemente.

II. GPS

En los trabajos en el mar en embarcaciones pequeñas, el diseño de la toma de datos es muy importante. Y uno de los elementos imprescindibles es el G.P.S. Durante todas las campañas se ha utilizado un GPSMAP 76S de Garmin, un GPS portátil, resistente al agua, con flotabilidad positiva y de fácil y cómodo uso. Con cable de alimentación de 12 V ha permitido el registro automático de la posición cada minuto al mismo tiempo que su "display" proporcionaba lecturas claras de los datos y mapas de navegación. La conectividad para la descarga de la información se ha realizado vía NMEA.

Para trabajar sobre mapas, diseñar itinerarios y gestionar la descarga de los datos desde el GPS, se ha empleado el software de Garmin, MapSource, una herramienta completa para controlar el GpsMap 76S que proporciona datos geográficos adicionales al mapa base a partir de la cartografía digital Bluechart.

III. Toma de datos.

La metodología empleada ha exigido que los embarques los hayan realizado un mínimo de dos personas: una responsabilizada de la navegación (técnico I), y otra responsable del registro de datos de actividad pesquera y de uso del medio (técnico II). La distribución de tareas se mantiene de esta forma hasta el avistamiento de un grupo de cetáceos. En este momento, el técnico I deja la navegación y se dedica únicamente a obtener muestras fotográficas y el técnico II registra, además de los datos de actividad pesquera y de uso del medio, el comportamiento de la manada de delfines y se encarga del manejo de la embarcación.

Durante la navegación, a una velocidad aproximada de 10 nudos, ambos comparten la tarea de búsqueda repartiéndose el horizonte en 90° a estribor y babor de la línea de crujía según su posición en la embarcación (Bearzi *et al.*, 1997, 1999).

Las diferentes zonas se han muestreado mediante navegación *ad libitum* y ha podido variar según las condiciones meteorológicas y del mar. El objetivo era distribuir el esfuerzo de forma homogénea en toda la zona de estudio.

En navegación, el técnico II toma nota mediante grabadora de la presencia de artes, barcos de pesca, barcos de recreo, boyas... y cualquier tipo de uso del medio (Tabla 5-2) y la hora de GPS de la observación. Estos datos, junto con los que se vuelcan desde el GPS sobre navegación, serán introducidos a posteriori en una hoja de cálculo (Excel) para interrelacionarlos y crear una tabla general de la salida donde se incluyen los datos ambientales (registrados también por el técnico II).

Las labores de búsqueda se prolongan mientras las condiciones ambientales permiten el desarrollo normal del trabajo, hasta el avistamiento de un grupo, o hasta el agotamiento del combustible.

Para aliviar el cansancio e intentar que el esfuerzo fuera equitativo a lo largo de las horas de navegación, se han programado descansos de 5 minutos por cada hora de navegación. Estos descansos no se realizan en presencia de delfines.

En caso de avistamiento, se anotan posición y hora, y se abandona automáticamente el transecto para seguir al grupo, fotointentificarlo y registrar su comportamiento. Durante este periodo el observador sigue tomando todos los datos sobre uso del medio, a los que se les añaden los datos de comportamiento de la manada (Tabla 5-3). Éstos también se introducirán en la hoja de cálculo y después, conjuntamente, serán debidamente exportados a una base de datos (Microsoft Access).

En la aproximación a los animales para conseguir las mejores exposiciones se procura posicionar la embarcación entre el grupo y el sol y navegar de forma paralela a su dirección de natación y a una distancia perpendicular de entre 3 y 50 metros. Esta situación, permite al fotógrafo, realizar

exposiciones idóneas de la zona dorsal de los ejemplares cuando salen a respirar que han permitido, posteriormente, su identificación mediante el análisis del borde posterior de la aleta y de marcas y patrones pigmentarios de la misma o zonas adyacentes (Figura 5-2).

Tabla 5-2. Datos ambientales y de uso del medio.

Nubosidad	de 0% a 100%	Se indica el porcentaje de cielo cubierto.
	Calma	Mar perfectamente lisa. Sin olas.
Estado del mar	Rizada	Cuando se empiezan a formar pequeñas olas que no llegan a romper. Olas de 0 a 0,10 metros.
	Marejadilla	Cuando se empieza a pronunciar el oleaje que apenas rompe, molestando poco a las embarcaciones menores sin cubierta. Olas de 0,10 a 0,5 metros.
	Marejada	Si el oleaje aumenta en términos de ser de algún cuidado el manejo de embarcaciones menores sin cubierta. Olas de 0,5 a 1,25 metros.
		Más allá de estas condiciones se abandona.
Barcos	Arrastrero	Barco pesquero dedicado al arrastre de fondo.
	Artesanal	Barco pesquero de artes menores.
	Barco de línea grande	Barco comercial de pasaje de grandes dimensiones (transmediterránea, Flebasa...). Se incluyen los cruceros.
	Barco de línea pequeño	Barco comercial de pasaje de pequeñas dimensiones (barcos de enlace entre Dragonera y San Telmo o Andratx, Sóller-Andratx...).
	Carguero	Barco comercial de carga.
	Cerco	Barco pesquero dedicado al cerco.
	Deportivo	Embarcación de uso deportivo, no incluida en ninguna otra clase especial.
	Golondrina	Embarcación de paseo para turistas.
	Industrial	Barco pesquero industrial (atunero)
	Lancha	Embarcación de uso deportivo rápida.
	Limpieza	Embarcación de limpieza litoral.
	Palangrero de superficie	Barco pesquero dedicado al palangre de superficie.
	Piragua	Piragua
	Rápido	Barco de línea de pasaje, carga o mixto de alta velocidad.
Velero	Embarcación propulsada a vela.	
Yate	Barco deportivo de grandes dimensiones	
Aparejos de pesca	Arrastre	Arrastre de fondo. Siempre asociada a embarcación.
	Arte fijo	Arte de pesca que se cala de forma fija durante un periodo más o menos largo.
	Atunero	Arte industrial de cerco para la pesca de túnidos
	Costa	Pescador deportivo desde costa
	Currican	Línea con cebo o señuelo que se arrastra por la popa de una embarcación en movimiento para la pesca de atunes y especies afines.
	Jonquillera	Arte de cerco para la pesca del jonquillo
	Llampuga	Fondeo para la llampuga o el propio arte
	Palangre de fondo	Serie de anzuelos unidos a una línea madre que se calan en el fondo.
	Palangrero de superficie	Idem en superficie.
	Submarina	Caza submarina.
	Trasmallo	También incluye redes de una sola tela. Se calan en el fondo
Volantí	Arte de pesca deportivo especialmente.	

Tabla 5-3. Clasificación del comportamiento.

COMPORTAMIENTO		
Natación	Lenta	Grupo en natación direccional clara, con apneas breves y velocidad baja a moderada.
	Rápida	Grupo en natación direccional clara, con apneas breves y velocidad moderada a rápida.
Alimentación	Natural	Grupo en actividad directamente vinculada a la obtención de alimento. Incluye apneas profundas y prolongadas y el tiempo de recuperación de las mismas, los desplazamientos lentos adireccionales y direccionales de búsqueda, ...
	Trasmallo	Grupo en alimentación sobre redes de trasmallo, agalleras o similar.
	Arrastre	Grupo en alimentación sobre arrastreros.
	Fijo	Grupo en alimentación sobre artes fijas.
	Otros	Grupo en alimentación en comportamiento no incluido en las categorías anteriores.
Descanso	Verdadero o falso	Grupo en descanso. Sin desplazamiento apreciable y baja actividad.
Socialización	Verdadero o falso	Grupo en actividad social, sexual intra e interespecífica.
SC	Verdadero o falso	Actividad del grupo desconocida o sin catalogar.

Hasta hace relativamente poco tiempo, los estudios sobre cetáceos dirigidos a la identificación de individuos mediante fotografía, se han desarrollado empleando técnicas fotográficas convencionales. Éstas se basan en el uso de diferentes tipos de películas (blanco y negro, diapositiva color...), escogidas según sea el posterior tratamiento de las imágenes, de las especies estudiadas y del método seguido para identificar a los individuos.

IV. Técnicas fotográficas.

Los resultados obtenidos en los estudios basados en el uso de películas han sido satisfactorios, pero el avance de la tecnología en fotografía digital ofrece unas posibilidades en la adquisición de la imagen, su ordenación, tratado y almacenaje que acarrearán una amplia lista de ventajas. Desde inicios de siglo, la existencia de cámaras réflex con respaldo digital y prestaciones suficientes para su uso en trabajos de foto-identificación a unos precios razonables, ha hecho que numerosos equipos de investigación las hayan adoptado como herramienta y analizado y comparado en diferentes publicaciones (Mazoil *et al.*, 2004; Markowitz *et al.*, 2003). Actualmente, las ventajas de la tecnología digital sobre la analógica, hacen que, prácticamente, todos los estudios de cetáceos basados en técnicas fotográficas se realicen mediante fotografía digital. Entre las ventajas que presenta dicha tecnología sobre la convencional se pueden citar:

1. Posibilidad de escoger la sensibilidad ISO/ASA foto a foto.
2. Capacidad de revisión, eliminación de imágenes no deseadas y etiquetado de las restantes en el campo.
3. Posibilidad de grabar audio y asociarlo a las imágenes.
4. Descarga directa en el ordenador para la ordenación, identificación y catalogación definitiva.
5. Descenso de los costes al eliminar la compra y revelado de películas.



Figura 5-2. Foto tipo de identificación.

Para este proyecto se ha empleado una cámara digital Canon eos D-10, adquirida en 2004. A pesar de que en el mercado actual existen cámaras con prestaciones netamente superiores, la Canon eos D-10, aúna los requisitos mínimos indispensables para un proyecto de este tipo y ha demostrado en el campo

robustez y fiabilidad. Razones que, juntamente con el pertinente ahorro de costes, han aconsejado mantenerla durante la totalidad del proyecto.

La elección de las ópticas depende de la capacidad de aproximación a los animales en el instante de la toma de muestras fotográficas y de cómo se realiza esta aproximación. En este estudio se ha empleado una embarcación rápida por lo que se pueden realizar las fotografías desde muy cerca.

Para la foto-identificación del delfín mular se emplean las marcas y cicatrices de la aleta dorsal, así como su forma y los patrones de pigmentación del dorso (Würsig y Würsig, 1977, Würsig, 1978, Wells *et al.*, 1980, 1987, Wells, 1986, Irvine *et al.*, 1981...).

La combinación entre las características de la foto-identificación de la especie y la técnica de aproximación aconseja el uso de objetivos zoom de entre 80-300 mm. Objetivos más potentes no son aconsejables por las dificultades que entraña inmovilizar la máquina fotográfica en un barco en movimiento. Así mismo, el uso de ópticas con auto-estabilizador mejora el resultado final al minimizar el movimiento del fotógrafo.

Para este proyecto se han empleado dos zooms: (1) **Canon 75-300/4,0-5,6 EF IS USM** y (2) **Canon 70-200/4,0 EF-L USM**.

La tarjeta de memoria es el soporte digital donde la máquina almacena la información de las imágenes registradas. Su elección es muy importante porque de su tamaño depende el total de fotografías que se pueden tomar sin cambiar de tarjeta, y su velocidad de grabación, limita el número de exposiciones por segundo y el total de fotogramas continuados que la máquina podrá realizar.

La Canon eos D-10 soporta dos tipos de tarjeta de memoria: Compact Flash tipo 1 y 2 y IBM Microdrive. El Microdrive funciona como un disco duro estándar. Su sistema de escritura lo hace más inestable bajo condiciones de uso adversas. Por ello, para el desarrollo de este proyecto de foto-identificación se han utilizado dos tarjetas CF ultra II de 1Gb de capacidad. La velocidad de escritura se sitúa entre 9 y 10 Mb/segundo. La velocidad de lectura entre 13 y 15 Mb/segundo. Soportan temperaturas desde -25°C hasta +85°C. A alta resolución y con una baja compresión en formato JPEG cada tarjeta permite la grabación de alrededor de entre 400-500 imágenes.

Estas características permiten exprimir al máximo las capacidades de la cámara en cuanto a velocidad de obturación, de enfoque y número máximo de fotogramas por segundo.

A pesar de existir en el mercado tarjetas con una capacidad mayor, se ha evitado su uso con el objetivo de proteger la información en caso de accidente. Al trabajar en un medio hostil, la posibilidad de mal funcionamiento es un factor a tener en cuenta. A mayor tamaño de tarjeta, mayor pérdida de información si ésta sufre algún tipo de percance. Por ello, al fragmentar en varios soportes las fotografías, se minimizan los efectos de cualquier tipo de contratiempo.

La velocidad de obturación mínima a partir de la cual se obtienen imágenes de calidad de los animales en movimiento es de 1/250 sg., y óptimas desde 1/500 sg, dependiendo siempre del comportamiento de los animales. Si las condiciones lumínicas lo permiten, a partir de estas velocidades, debe darse prioridad al diafragma para reducir así su abertura y aumentar la profundidad de campo. Con ello se consigue una mayor definición de los objetos y una mayor velocidad y calidad de enfoque.

La capacidad de modificar la sensibilidad ISO foto a foto, también permite mejorar el control de exposición. Así, en los días soleados se pueden realizar fotografías óptimas a velocidades elevadas (+1/500) y con una abertura mínima de diafragma con una sensibilidad ASA 100. Tenemos así, tomas fotográficas de una alta calidad y de gran definición. Cuando las condiciones lumínicas empeoran, la posibilidad de aumentar el ASA hasta 400, e incluso 800, permite seguir el muestreo fotográfico a alta velocidad y apertura mínima de diafragma a costa de perder definición, aunque no la suficiente como para no obtener fotografías de calidad para fotoidentificación.

El planteamiento fotográfico descrito ha obligado a usar la Canon Eos D-10 únicamente con el programa de prioridad a la velocidad. El fotógrafo ha escogido velocidad de exposición e ISO, y ha dejado a la máquina seleccionar la mínima abertura de diafragma. Así, en la toma de muestras, se ha podido combinar todas las variables anteriormente descritas para obtener la máxima calidad en las fotografías según las condiciones ambientales.

Las características de uso del auto-foco dependen del programa escogido. Para las condiciones exigentes de la foto-identificación de delfines en el mar desde pequeñas embarcaciones, se recomienda el uso de “Alservo” de auto-foco predictivo (Mazoil *et al.*, 2004; Galbraith, 1999).

El desarrollo vertiginoso de la fotografía digital en la última década hace que, actualmente, cualquier equipo de media gama del mercado, presente unas prestaciones más elevadas que las utilizadas para el estudio. La detallada descripción anterior sólo pretende indicar unos mínimos, a partir de los cuales obtener fotografías idóneas para el trabajo de identificación de ejemplares de delfín mular en libertad.

5.3.3. Sistema de archivo y análisis de datos.

I. Volcado de datos de navegación, registro de usos y comportamiento.

Desde el G.P.S. y empleando el programa MapSource, se han volcado los datos de navegación al ordenador. Con origen en los datos contenidos en este archivo, se crea una hoja de cálculo Excel (Tabla 5-4) en la que se añaden los registros de parámetros ambientales y usos del medio marino registrados mediante grabación según se ha estandarizado en las tablas: Tabla 5-2 y Tabla 5-3.

El archivo Mapsource se almacena por fecha y se mantiene como auxilio en caso de errores en el traspaso de datos a la base definitiva. La tabla Excel, se reserva hasta la revisión de las muestras fotográficas. Una vez realizada ésta, se añaden a la columna reservada para los individuos, el número de los ejemplares identificados en el avistamiento, más un 000, si algún ejemplar no ha podido ser identificado y un 999 para crías sin marcas.

II. Descarga, ordenación y análisis de las imágenes.

Para la visualización desde la tarjeta de memoria y la descarga de las imágenes se ha escogido el navegador ZoomBrowser EX de Canon. Diseñado por Canon, se ha estructurado especialmente para el uso de cámaras digitales. La facilidad, adaptabilidad y velocidad de la descarga de los archivos desde la misma cámara o un lector de tarjetas compact flash, producto de su diseño específico para este tipo de trabajo, facilitan el trámite de la transmisión de datos. ZoomBrowser EX es una herramienta que permite importar, orientar y organizar las imágenes de forma casi automática.

La descarga de las imágenes se ha realizado a través de un lector de tarjetas de sobremesa, evitando en lo posible hacerlo directamente desde la cámara fotográfica. Aunque ello es posible, la descarga directa es más lenta y provoca una aceleración del deterioro de los componentes de la cámara. Actuando así, se prolonga la vida útil de la cámara.

Con las imágenes ya almacenadas en el ordenador en carpetas por avistamientos, se han realizado copias de seguridad de todas las descargas originales, para su uso en caso de fallos o errores en el tratamiento posterior. A partir de este punto, el primer paso ha sido siempre la eliminación de todas las fotografías desenfocadas, mal encuadradas, sin objeto... inútiles para la identificación de los animales. Para este trabajo se ha empleado el Navegador de imágenes de Windows. Con el navegador en “vistas en miniatura”, se tiene una visión rápida de las imágenes de una carpeta. Las miniaturas son copias muy pequeñas de las imágenes a las que representan. De este modo se pueden presentar y explorar un gran número de imágenes al mismo tiempo. Para ver una imagen en concreto, basta hacer doble clic en su miniatura. Su eliminación es también extremadamente sencilla, con tan sólo la tecla “SUPR”. De esta forma, se ha realizado una primera limpieza de imágenes de las carpetas de avistamientos.

Finalizada esta primera criba, se ha procedido al análisis foto a foto, para identificar a los animales presentes en cada avistamiento. Para ello se han empleado simultáneamente el programa de retoque digital fotográfico Corel Photo-Paint 10 y el Navegador de Windows. Con el primero, se han mejorado las imágenes que así lo precisaron, aumentando contraste, mejorando iluminación, balance de color... para asegurar la correcta visualización de las aletas. Una vez conseguida la optimización de la fotografía, se ha comparado con el catálogo abierto simultáneamente con el Navegador de Windows.

Tabla 5-4. Hoja Excel de datos de navegación, uso del medio y comportamiento.

ID.	Tempo	Tran	Long	Lat	Avistament	Espècie	Ind	Calves	Ships	F. gearz	Fotoid	Nub	Mar	Nata.	Aliment.	Descans	Socio	SC	X	Y	Individus
305	10:25:16	11.0	2,296033333	39,57176667								10	Malla						439536	4380466	
306	10:25:35	10.7	2,295166667	39,57108333								10	Malla						439460	4380390	
307	10:25:55	9.2	2,294383333	39,57028333								10	Malla						439393	4380303	
308	10:25:56	8.9	2,294366667	39,57025								10	Malla						439391	4380299	
309	10:26:06	9.5	2,2945	39,56985								10	Malla						439402	4380255	
310	10:26:27	9.2	2,29525	39,56915								10	Malla						439466	4380176	
311	10:26:28	9.8	2,295266667	39,5691								10	Malla						439468	4380171	
312	10:26:36	9.8	2,295266667	39,56875								10	Malla						439476	4380132	
313	10:26:43	10.0	2,2954	39,56843333								10	Malla						439478	4380097	
314	10:27:01	8.8	2,295366667	39,5676	107	TT	4					10	Malla	R		FALSO	FALSO	FALSO	439475	4380004	007, 011, 013, 015
315	10:27:12	13.1	2,295466667	39,56716667	107	TT	4					10	Malla	R		FALSO	FALSO	FALSO	439483	4379955	007, 011, 013, 015
316	10:27:17	19.3	2,29585	39,56706667	107	TT	4					10	Malla	R		FALSO	FALSO	FALSO	439515	4379945	007, 011, 013, 015
317	10:27:18	20.3	2,295966667	39,56708333	107	TT	4					10	Malla	R		FALSO	FALSO	FALSO	439525	4379946	007, 011, 013, 015
318	10:27:19	22.5	2,296083333	39,5671	107	TT	4					10	Malla	R		FALSO	FALSO	FALSO	439536	4379948	007, 011, 013, 015
319	10:27:36	21.9	2,298316667	39,56748333	107	TT	4					10	Malla	R		FALSO	FALSO	FALSO	439728	4379989	007, 011, 013, 015
320	10:27:50	21.5	2,30015	39,56745	107	TT	4					10	Malla	R		FALSO	FALSO	FALSO	439886	4379984	007, 011, 013, 015
321	10:28:04	18.7	2,301916667	39,56715	107	TT	4					10	Malla	R		FALSO	FALSO	FALSO	440037	4379950	007, 011, 013, 015
322	10:28:11	14.7	2,30265	39,56693333	107	TT	4					10	Malla	R		FALSO	FALSO	FALSO	440099	4379925	007, 011, 013, 015
323	10:28:24	11.8	2,303566667	39,5664	107	TT	4					10	Malla	R		FALSO	FALSO	FALSO	440178	4379866	007, 011, 013, 015
324	10:28:28	10.2	2,303733333	39,56623333	107	TT	4					10	Malla	R		FALSO	FALSO	FALSO	440192	4379847	007, 011, 013, 015
325	10:28:39	11.9	2,303716667	39,56571667	107	TT	4					10	Malla	R		FALSO	FALSO	FALSO	440191	4379789	007, 011, 013, 015
326	10:28:50	12.4	2,30325	39,56523333	107	TT	4					10	Malla	R		FALSO	FALSO	FALSO	440150	4379735	007, 011, 013, 015
327	10:29:07	11.8	2,302416667	39,5645	107	TT	4					10	Malla	R		FALSO	FALSO	FALSO	440077	4379655	007, 011, 013, 015
328	10:29:22	11.5	2,301633333	39,56395	107	TT	4					10	Malla	R		FALSO	FALSO	FALSO	440009	4379594	007, 011, 013, 015
329	10:29:38	12.0	2,300766667	39,56341667	107	TT	4					10	Malla	R		FALSO	FALSO	FALSO	439935	4379536	007, 011, 013, 015
330	10:29:39	12.6	2,300716667	39,56336667	107	TT	4					10	Malla	R		FALSO	FALSO	FALSO	439931	4379531	007, 011, 013, 015
331	10:29:53	7.6	2,300033333	39,56275	107	TT	4					10	Malla	R		FALSO	FALSO	FALSO	439872	4379463	007, 011, 013, 015
332	10:30:03	9.9	2,29965	39,56258333	107	TT	4					10	Malla	L		FALSO	FALSO	FALSO	439838	4379444	007, 011, 013, 015
333	10:30:16	12.7	2,298916667	39,56238333	107	TT	4					10	Malla	L		FALSO	FALSO	FALSO	439775	4379423	007, 011, 013, 015
334	10:30:31	4.9	2,297866667	39,56203333	107	TT	4					10	Malla	L		FALSO	FALSO	FALSO	439685	4379385	007, 011, 013, 015
335	10:30:42	2.3	2,297566667	39,56195	107	TT	4					10	Malla	L		FALSO	FALSO	FALSO	439659	4379375	007, 011, 013, 015
336	10:30:58	1.9	2,297416667	39,56181667	107	TT	4					10	Malla	L		FALSO	FALSO	FALSO	439646	4379362	007, 011, 013, 015
337	10:31:04	2.0	2,2974	39,56178333	107	TT	4					10	Malla	L		FALSO	FALSO	FALSO	439645	4379356	007, 011, 013, 015
338	10:31:11	2.7	2,2974	39,56171667	107	TT	4					10	Malla	L		FALSO	FALSO	FALSO	439645	4379349	007, 011, 013, 015
339	10:31:18	4.0	2,297483333	39,56165	107	TT	4					10	Malla	L		FALSO	FALSO	FALSO	439651	4379342	007, 011, 013, 015
340	10:31:35	5.7	2,297866667	39,56175	107	TT	4					10	Malla	L		FALSO	FALSO	FALSO	439685	4379352	007, 011, 013, 015
341	10:31:42	6.2	2,2981	39,56181667	107	TT	4					10	Malla	L		FALSO	FALSO	FALSO	439704	4379359	007, 011, 013, 015

III. Numeración de las imágenes.

Una vez analizada y comparada cada imagen con el catálogo, ésta ha sido exportada en formato JPG y ha sido renombrada con un código formado por letras y números siguiendo el esquema:

DGP-TT-(2009-01-01)-61-1-4-L-M-001-“individuo”

Donde:

DGP: es el organismo que ha realizado las fotografías, en este ejemplo, la Direcció General de Pesca.

TT: iniciales del nombre científico de la especie. En la mayoría de ocasiones para este estudio, TT, es decir *Tursiops truncatus*.

(2009-01-01): fecha de realización de la fotografía. En el ejemplo, 1 de enero de 2009.

61: número de avistamiento. Los avistamientos se han numerado de forma consecutiva y conjuntamente con los realizados en diferentes proyectos entre 2004 y 2010.

1: Número de foto del avistamiento.

4: Calidad de la fotografía. La calidad de las muestras se ha valorado del 1 al 4 (Figura 5-3). La valoración de la calidad de las fotografías tiene una gran importancia en el tratamiento estadístico de los datos derivados de las capturas/recaptura, y es básica, para una estima y dinámica poblacional robusta.

L: costado del individuo fotografiado. L (left), izquierdo o R (right), derecho.

M: sexo del individuo. M (male), macho, F (female), hembra o SI, desconocido.

001: número de identificación del individuo. A medida que se han foto-identificado animales, estos se han numerado por riguroso orden de aparición. Como en este estudio se han añadido individuos de diferentes zonas, los fotografiados por primera vez en Cala Rajada se han indexado a partir del número 500. De esta forma, sólo por el número de identificación, puede conocerse el origen de la primera captura del animal.

“individuo”: nombre del individuo. Se ha procurado asignar a los animales identificados nombres cortos y que hacen referencia a características propias del ejemplar que facilitan su memorización visual en el campo.

En el caso de que el animal no se hubiese encontrado en el catálogo o supusiera un cambio de perfil de un individuo ya identificado, la nueva aleta se ha recortado de la imagen original y se ha guardado con su número y nombre correspondiente.

IV. Gestión de la información. Base de datos.

Los datos obtenidos en formato MapSource y Excel y las fotos en JPG renombradas, se han archivado en dichos formatos para, en caso necesario, tener acceso a la información original. Sin embargo, para su uso estadístico y su consulta, dichos datos se almacenaron en una base de datos (**Microsoft Acces 97**) diseñada para tal efecto.



Figura 5-3. Calidad fotográfica (desde esquina superior izquierda, y en sentido horario): 4, 3, 2, 1.

La base se estructuró en 7 tablas interrelacionadas (“Individus”, “Campanyes”, “Vaixells”, “Zones”, “Sortides”, “Navegació”, y “Associacions”) a las que se accede a través de un formulario de entrada.

En cada una de ellas se almacenó la siguiente información:

“Individus”: Nombre y código de cada uno de los individuos de catálogo.

“Campanyes”: Nombre de las diferentes campañas de muestreo.

“Vaixells”: Donde se registraron las diferentes embarcaciones usadas en el estudio.

“Zones”: Código de las diferentes zonas del área de estudio.

“Sortides”: Información relativa a las salidas de muestreo: fecha, tripulación, millas recorridas, tiempo total...

“Navegació”: descarga del G.P.S. junto a los datos de uso del medio, y parámetros ambientales.

“Associacions”: individuos identificados por punto de registro de navegación.

Al tener todas y cada una de las tablas interrelacionadas entre sí, la base de datos ha permitido realizar todo tipo de consultas y extraer la información necesaria para los cálculos estadísticos efectuados.

V. G.I.S.

Un “Sistema de Información Geográfica” (SIG o GIS en inglés) es un sistema de información en el que la base de datos consiste en observaciones y características espaciales, actividades o eventos que pueden ser definidos en el espacio a través de puntos, líneas o áreas. El GIS manipula esos puntos, líneas y áreas para devolver los datos en base a consultas y análisis. Los GIS tienen en común muchas características con otros sistemas informativos (CAD, sistemas de cartografía digital, sistemas de gestión de bases de datos, DBMS...) pero se distingue de ellos por la capacidad de analizar datos espaciales que se traduce en términos funcionales como la capacidad de búsqueda espacial y superposición de capas informativas. En términos científicos trabajar con GIS permite tener una visión más amplia y a la vez más precisa de la situación de un lugar de interés; además, la capacidad de modelar la realidad y por tanto de prever de alguna forma su evolución, permite considerar el GIS como una poderosa herramienta predictiva.

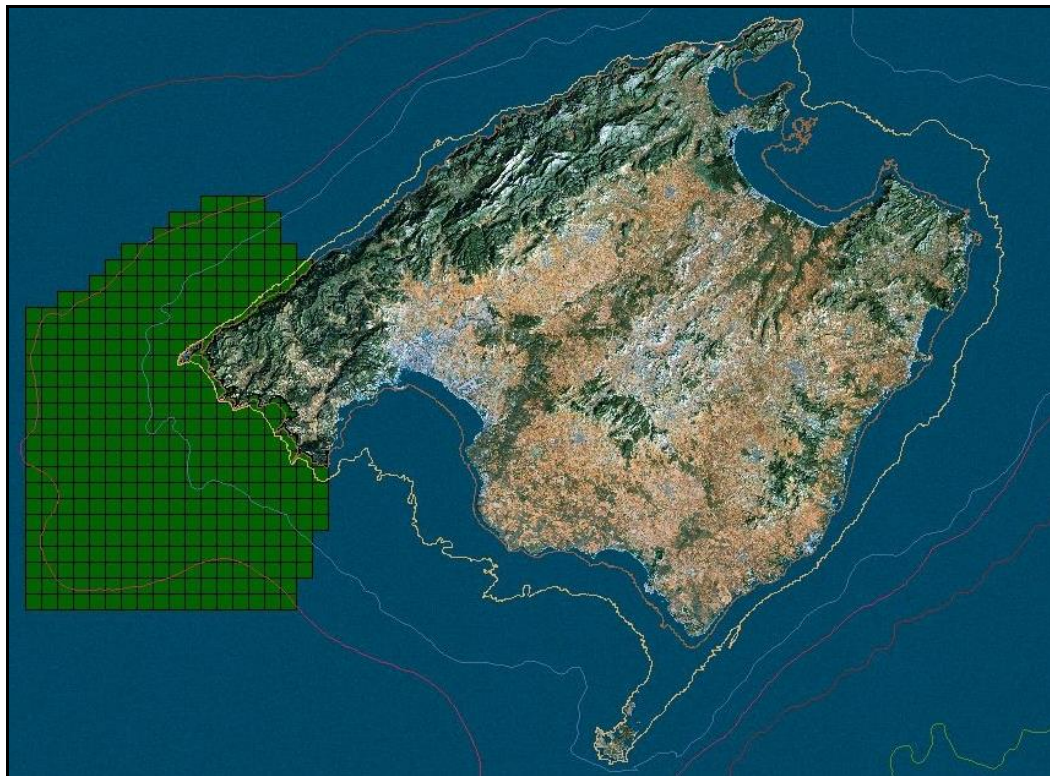


Figura 5-4. Zona de estudio de Andratx subdividida en casillas de 2x2 Km.

Para diferentes análisis de este capítulo se ha utilizado el GIS **Arcview 3.2** de ESRI Arcview que es capaz de visualizar y desplegar información raster y vectorial proveniente de diferentes formatos estándar, generar mapas con diferentes tipos de datos, clasificar y organizar la información mediante diferentes métodos en base a los atributos de los elementos de las diferentes capas, realizar operaciones de análisis espacial entre capas de información...

Diferentes instituciones de investigación han desarrollado parches específicos para tareas concretas a nivel ecológico. Para las diferentes consultas se han utilizado las extensiones Animal Movement, Home Range y X-Tools.

Para añadir capas de información a los puntos obtenidos en los muestreos, se ha dividido la zona de estudio de Andratx en 390 casillas de 2x2 km (Figura 5-4). C Rajada se ha visto excluida en este análisis ya que el muestreo en el área no es suficientemente extenso para ser considerado representativo en este aspecto. A cada casilla se le ha asignado una profundidad y una pendiente media. De esta forma, cada punto de muestreo, por el hecho de estar incluido en una u otra casilla, incorpora los datos asociados a la misma. El hecho de distribuir los datos de puntos de forma discreta por casillas, permite hacer recuentos por zonas y analizar el uso espacial.

El área de campeo “home range” se define como la superficie total donde se desenvuelve un individuo en sus actividades de búsqueda de alimento, de pareja, descanso y de cuidado parental (Burt, 1943). Se ha limitado la extensión de la misma según la probabilidad de uso del área Kernel (Worton, 1989).

El estimador Kernel es un método estadístico no paramétrico para estimar la probabilidad de uso, a partir de un conjunto de localizaciones, de un área. Aporta la superficie mínima que con mayor probabilidad acoge un determinado porcentaje de puntos, lo que permite conocer la intensidad de uso. Refleja las zonas de máxima utilización y la existencia de varios centros de actividad, si existen. Es un método que no requiere la independencia de las observaciones (De Solla *et al.*, 1999). Para su elaboración se requiere escoger el método de cálculo y definir el factor H de ancho de banda. Se ha escogido un método adaptativo, que utiliza un factor de suavizado diferente en cada parte del área utilizada, según la densidad. Para el cálculo del factor H se utilizó el método de validación cruzada por mínimos cuadrados (“least-squares cross validation” LSCV) (Seaman y Powell, 1996) que permite un equilibrio entre el infra y el sobresuavizado y elimina las discrepancias entre las densidades reales y estimadas. Se han calculado las isopleas de probabilidades 95% y 50%.

Para determinar la existencia de diferencias significativas se ha empleado el análisis de la varianza (ANOVA, Analysis Of Variance) o en su contraposición, en caso de no existir normalidad en los datos, el test de Kruskal-Wallis, método no paramétrico.

5.4. Resultados.

En los 164 muestreos estandarizados (Figura 5-5), se han navegado un total de 5,381 millas náuticas en 559 horas de permanencia en la mar, que equivalen a un global de 109,252 "puntos de control" (posiciones registradas en el muestreo asociadas a las variables incluidas en el estudio). Se han identificado 3 especies diferentes de cetáceos (*Balaenoptera physalus*, *Stenella coeruleoalba* y *Tursiops truncatus*) en un total de 125 avistamientos (Figura 5-6). Dado la especie objetivo del estudio, tan sólo se han analizado los datos derivados de los avistamientos de *T. truncatus* (121).

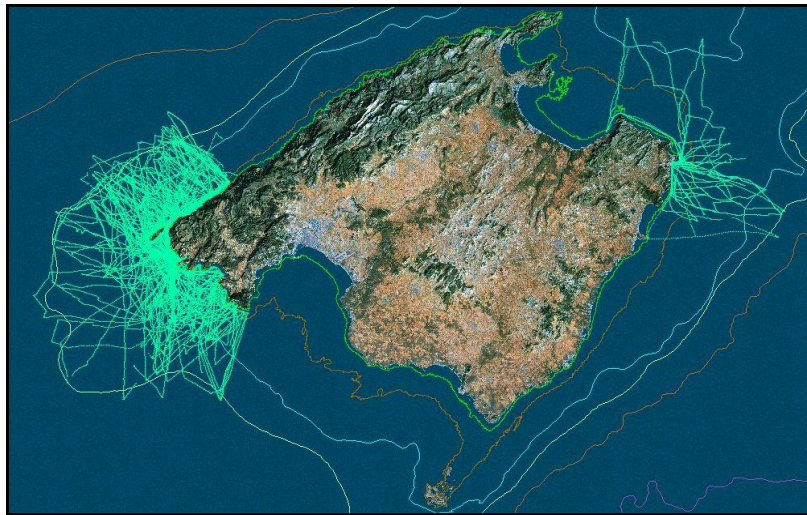


Figura 5-5. Navegación de muestreo (líneas verde) en Andratx i C. Rajada.

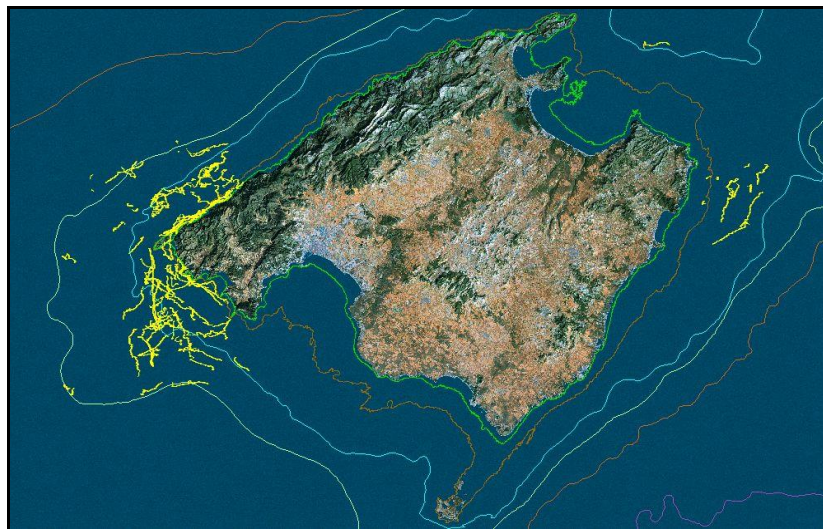


Figura 5-6. Navegación de seguimiento (líneas amarillas) de cetáceos.

Ya que el esfuerzo entre ambas áreas es diferente, tanto por razones meteorológicas como por el número de años muestreado en cada una, el tratamiento de los datos se hará independientemente y, para las comparaciones, se ponderarán los resultados según el método más adecuado para cada caso.

Entre las dos áreas de estudio se han realizado más de 7,200 fotografías para identificar un total de 183 individuos. De éstos, únicamente dos, han sido identificados en ambas zonas, mostrando la especie, una fidelidad geográfica muy acusada (Figura 5-7, Figura 5-8).

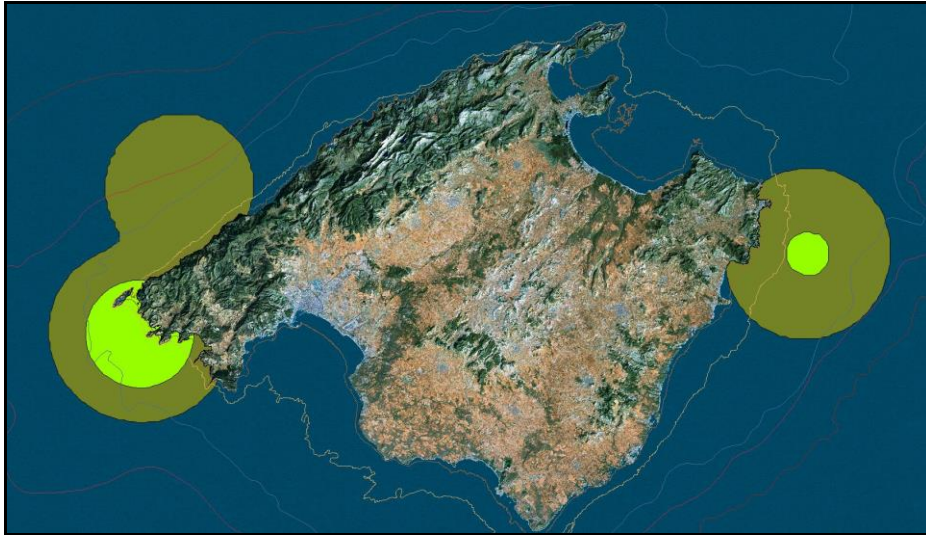


Figura 5-7. Kernel Home Range (50% verde claro-95% verde oliva) del individuo 010.



Figura 5-8. Kernel Home Range (50% verde claro-95% verde oliva) del individuo 519.

Los avistamientos de *T. truncatus* se distribuyen de forma continua en la línea temporal, lo que implica su presencia permanente en las aguas de Baleares. Únicamente en 4 meses, de los 58 con muestreo, no se ha producido encuentro alguno (Figura 5-9). La tasa de avistamiento por mes (nº avistamiento por mes/salidas) presenta una media de 0.644286, con un mínimo de 0 y un máximo de 1. La falta de diferencias significativas en la comparación de las tasas de avistamiento por meses (Anova, $F(11, 38)=0.94494$, $p=0.51012$) confirma la presencia permanente del delfín mular en las zonas de estudio, y en consecuencia, en el archipiélago. Estos datos corroboran la existencia de una población estable de *T. truncatus* en Baleares (Brotons, 1996).

Podría discutirse este hecho, si comparamos la tasa de avistamiento por milla recorrida. Su media es de 0.0255 (avistamientos/milla navegada en búsqueda), con un mínimo de 0 y un máximo de 0.0862. En este caso, sí que existen diferencias significativas entre meses (Kruskal-Wallis test, $H(11, n=59)=0.022$, $p=0.0233$). Sin embargo este dato, según la tipología del muestreo, no indica diferencias en la ausencia/presencia de animales en la zona de estudio, si no cambios en su distribución, que se detallarán más adelante. Para que la tasa de avistamientos por milla recorrida supusiera un indicador de presencia/ausencia, el muestreo debería haber sido continuado y no detenerse al realizar un avistamiento para la fotoidentificación del grupo.

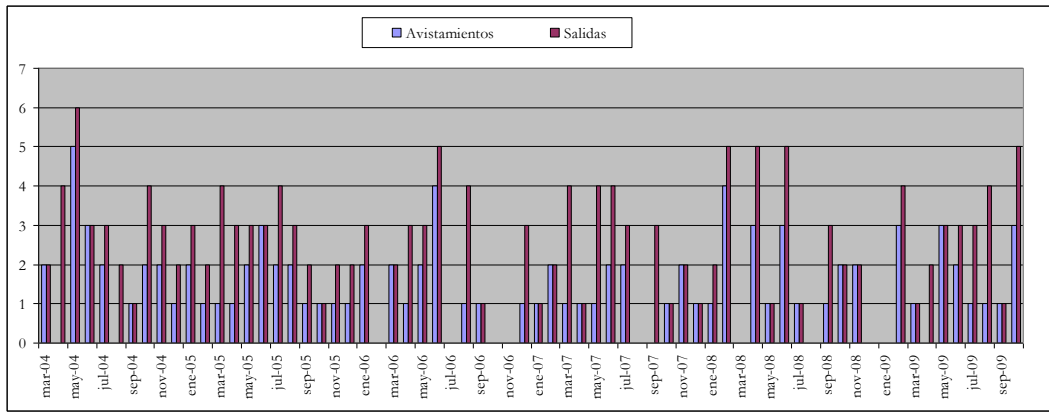


Figura 5-9. N° salidas y encuentros por meses.

El delfín mular es el cetáceo más costero del Mediterráneo, por eso, los datos procedentes de avistamientos en la mar, son más numerosos que los de otras especies. Sin embargo, esta frecuencia no es sinónimo de una población numerosa ya que, normalmente, se encuentra formando pequeños grupos (Duguy *et al.*, 1983, Duguy *et al.*, 1988, Duguy, 1989).

Para calcular el tamaño medio de grupo, el primer paso ha sido calcular el tamaño medio de grupo por avistamiento. De esta forma se pondera el peso estadístico de los grupos grandes que necesitan un mayor tiempo de seguimiento. Al aumentar el tiempo de seguimiento, los puntos de control son más abundantes, y por tanto, provocan un desvío en positivo de la media si ésta se calcula directamente a partir de los puntos de control. De esta forma se consigue un cálculo más ajustado, teniendo en cuenta las fluctuaciones de los grupos en los avistamientos.

De esta forma se obtiene una media del tamaño de grupo de 5.2940 (I.C. 95% 4.36-6.22) con un mínimo de 1 y un máximo de 30. Este media es ligeramente inferior a la obtenida por Forcada *et al.*, 2004 que calculó un tamaño de 6.90 (I.C. 95% 5.11-9.37) para las aguas exteriores de la mar Balear y de 6.36 (I.C. 95% 4.14-9.11) para las aguas interiores (Figura 5-10) y Gonzalvo *et al.*, 2014, 6.65 +/- 5.27. En ambos casos, la incertidumbre es mayor.

La influencia de los cambios estacionales sobre los movimientos y el uso del hábitat de las poblaciones de mamíferos, está muy bien documentada. Los patrones de movimiento y migración de los animales pueden responder a cambios en la disponibilidad de los recursos en áreas específicas de su zona de campeo (Begon *et al.*, 1996) o por cambios estacionales en la ecología de las especies que marcan temporalmente las estaciones de alimentación, reproducción... (Jarman, 1974, Bonner, 1981, Cantonni y Vogel, 1989).

El amplio rango de selección de hábitat del delfín mular se refleja en numerosos aspectos de su ecología, selección de presas, patrones de movimiento e, incluso, en su morfología (Wells y Scott, 1999). Las poblaciones de *T. truncatus* que habitan zonas costeras son, potencialmente, las más sensibles a sufrir el impacto de las acciones antropogénicas y a la destrucción del hábitat (Moscrop, 1993).

Tanto Andratx como C. Rajada presentan un marcado uso antropogénico estacional del medio. Estas diferencias estacionales son debidas, especialmente, a las actividades de las embarcaciones de recreo que, en los meses de verano, aumentan notablemente su actividad. Este hecho se repite en, prácticamente, todo el litoral Balear. La explotación pesquera, tanto industrial como artesanal, a pesar de variar sus características sobre especies objetivo y aparejo, es más constante temporalmente.

Si se analizan el total de embarcaciones censadas en los muestreos según localización (Figura 5-11), se puede comprobar como la densidad de las mismas es mayor en las zonas costeras y proximales de los puertos.

El sumatorio total del número de embarcaciones de recreo registradas por mes (Figura 5-12) muestra un claro aumento en verano, y en los meses, anterior y posteriormente, próximos.

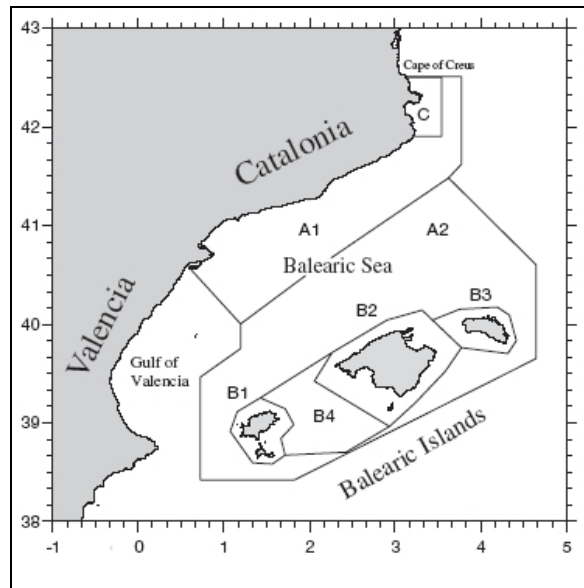


Figura 5-10. Área de estudio estratificada por Forcada *et al.*, 2004. B1-B3 aguas interiores, B4 y A2 aguas exteriores.

Si se analizan los meses separados por anualidades, se observan diferencias significativas en las medias de barcos de recreo contabilizados por mes (Kruskal-Wallis test $H(11, N=97)$, $p=0.0008$, Figura 5-12). Estas diferencias son más evidentes si se agrupan los datos en dos estaciones: verano (abril a septiembre) e invierno (octubre a marzo) (Mann-Whitney U-test $z=-4.39547$, $p=0.000014$).

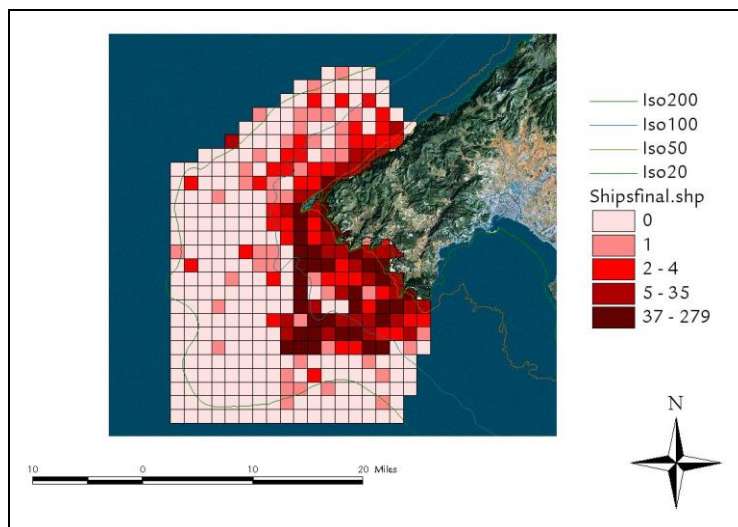


Figura 5-11. Número total de embarcaciones por casilla.

Visualmente, esta diferencia estacional en la presencia de barcos de recreo es muy clara si se observan las densidades por casilla en verano e invierno (Figura 5-13).

Así mismo, se puede observar también, como al margen de la densidad, la distribución espacial de las embarcaciones es diferente entre estaciones, siendo el porcentaje de barcos costeros mayor en invierno que en verano.

Si se calculan las distancias a costa de las embarcaciones de recreo encontradas y se agrupan por meses, las medias resultantes presentan diferencias significativas (Kruskal-Wallis test $H(11, N=1070)=55.79657$; $p=0.0000$). Si, como en el cálculo de las densidades por mes, se agrupan los datos por estación, las diferencias continúan siendo significativas (Mann-Whitney U-test $Z=-4.49614$, $p=0.01256$, Figura 5-14).

Para comprobar si este desarrollo estacional de la actividad náutica deportiva influye, de alguna manera, en la ecología del delfín mular, se han analizado diferentes pautas de comportamiento como localizaciones preferenciales, distancia a costa, medida de grupo...

Si se representan los puntos de control con presencia de delfines agrupados por estaciones y se realiza un mapa de casillas por densidades, se observa, al igual que para los barcos de recreo, indicios de cierto patrón estacional (Figura 5-15).

Visualmente, los delfines parecen seguir el mismo patrón de las embarcaciones analizadas: más dispersos, abundantes y alejados de costa en verano, y más costeros y menos abundantes en invierno.

El hecho de que, en la distribución por casillas, parece que los delfines son más abundantes en verano, se contradice con la tasa de avistamiento, que se mantiene, de cierta forma, contante todo el año. Para comprobar este posible cambio estacional de abundancia, se ha definido el **índice de avistamiento** como 1,000 veces el número de avistamientos por unidad temporal (n_i) dividido por el número de puntos de control (c_i) en la misma unidad ($1,000 * n_i / c_i$) y de esta forma, se han procesado las diferencias entre los índices por meses y estaciones.

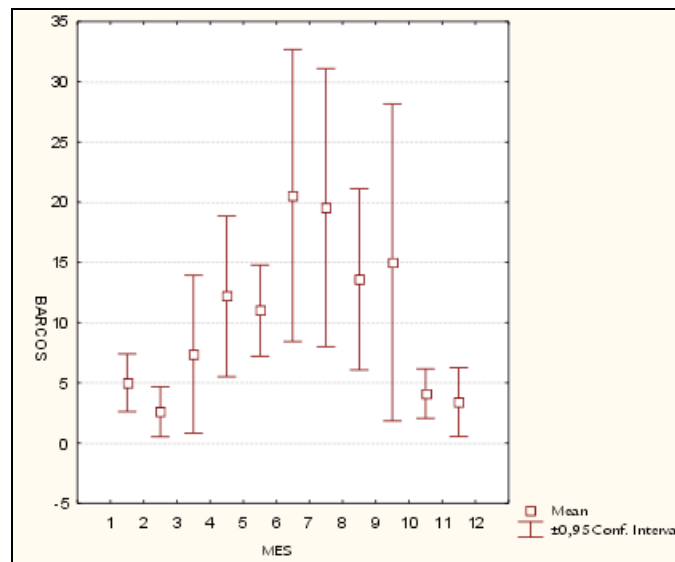


Figura 5-12. Medias e intervalos de confianza por mes del total de embarcaciones de recreo.

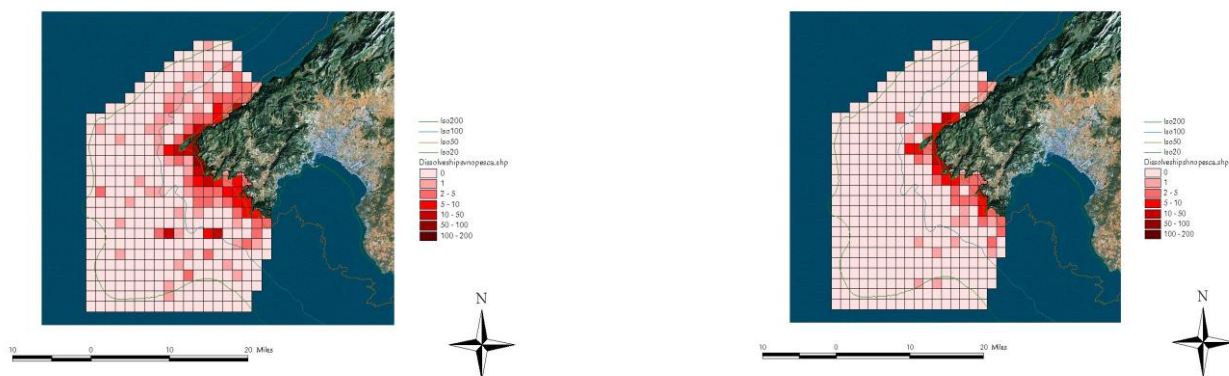


Figura 5-13. Densidad de embarcaciones de recreo, izquierda verano, derecha invierno.

Los índices de avistamientos por meses no presentan diferencias significativas (Kruskal-Wallis test $H(11, N=44)=13.33002$; $p=0.2723$, Figura 5-16). Tampoco se encuentran diferencias si se comparan por estaciones (t-test $T=-1.60085$; $p=0.140494$). Parece, por lo tanto, que el número de delfines en la

zona de estudio no presenta variaciones importantes y que no existen cambios estacionales en su abundancia que puedan ser valorados con un indicador indirecto como éste.

El número de puntos de control por avistamiento es directamente proporcional al tiempo de permanencia con los animales. Este tiempo de permanencia es, simultáneamente, directamente proporcional al tamaño del grupo, ya que, a mayor número de animales, más tiempo se debe trabajar para obtener fotografías para la total identificación de los individuos del grupo. De esta forma, el número de puntos de control por avistamiento, se encuentra relacionado con la medida del grupo. Por lo tanto, para evitar el desvío estadístico que este hecho puede provocar, para analizar el comportamiento en relación a la distancia a costa, se han calculado las medias de distancia a costa por avistamiento.

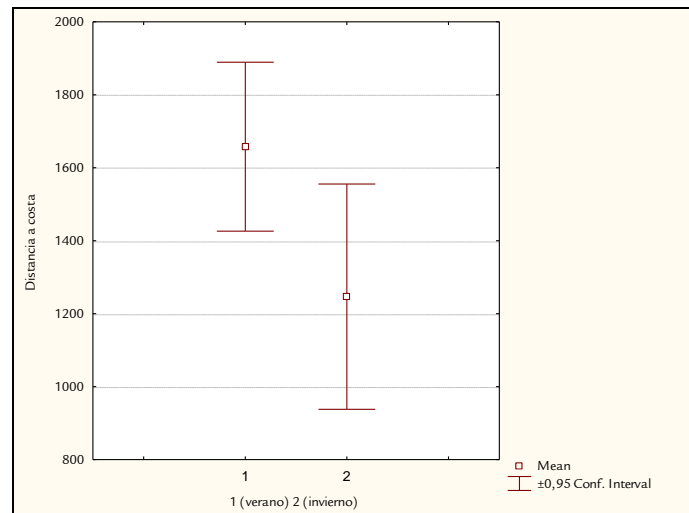


Figura 5-14. Medias e intervalos de confianza de las distancias a costa (en metros) de las embarcaciones de recreo contabilizadas por estación.

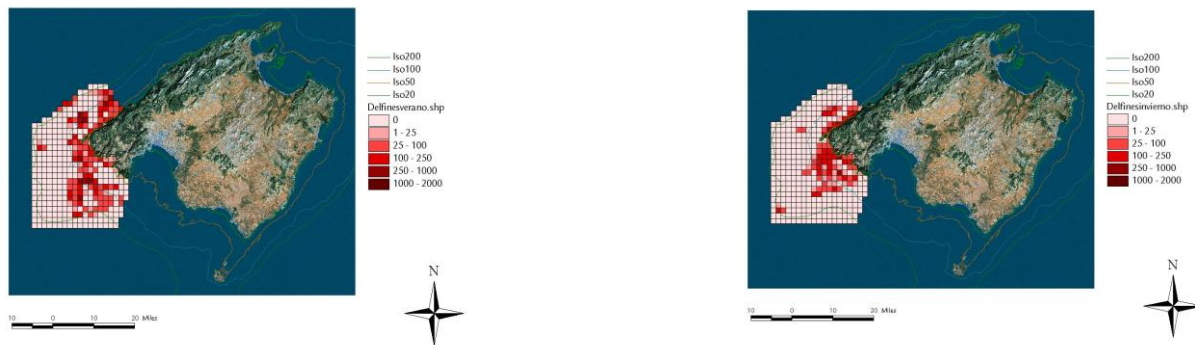


Figura 5-15. Densidades puntos de control con presencia de delfines, izquierda verano, derecha invierno.

La distribución temporal de la población de delfines en el área, según las distancias a costa medias para cada avistamiento, en verano e invierno, presentan una distribución de frecuencias claramente diferentes (Figura 5-17).

Matemáticamente, estas diferencias son significativas: Mann-Whitney U-test $Z=2.842861$, $p=0.004474$, con una media de 7,244.822 m (I.C. 95% 5,921.040-8,568.603) en verano y de 5,183.356 m (I.C. 95% 2,920.596-7,446.116) en invierno.

Los delfines, por lo tanto, parecen mostrar cambios estacionales en sus localizaciones preferenciales, de forma análoga a la actividad antrópica: más lejos de costa en verano y más próximos en invierno. Conclusiones paralelas ha sido descritas en otros trabajos (Gonzalvo *et al.*, 2014).

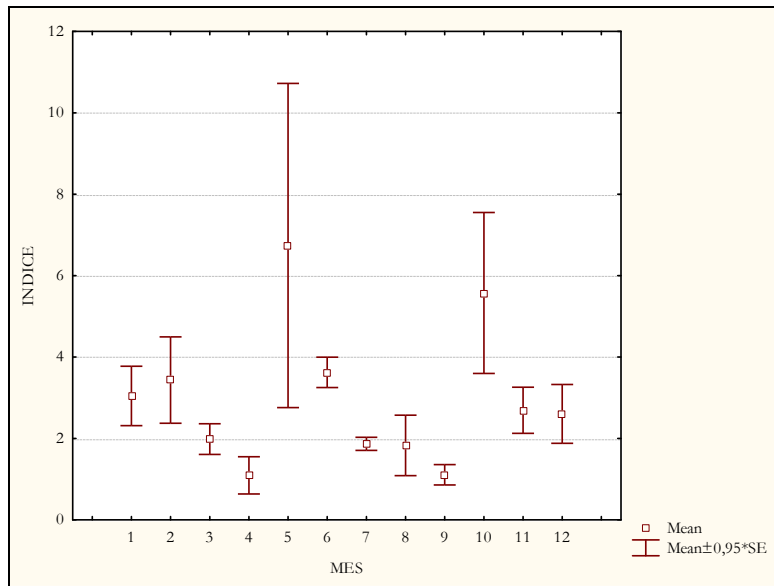


Figura 5-16. Medias y error estándar de los índices de avistamientos por meses (1-enero; 12-diciembre).

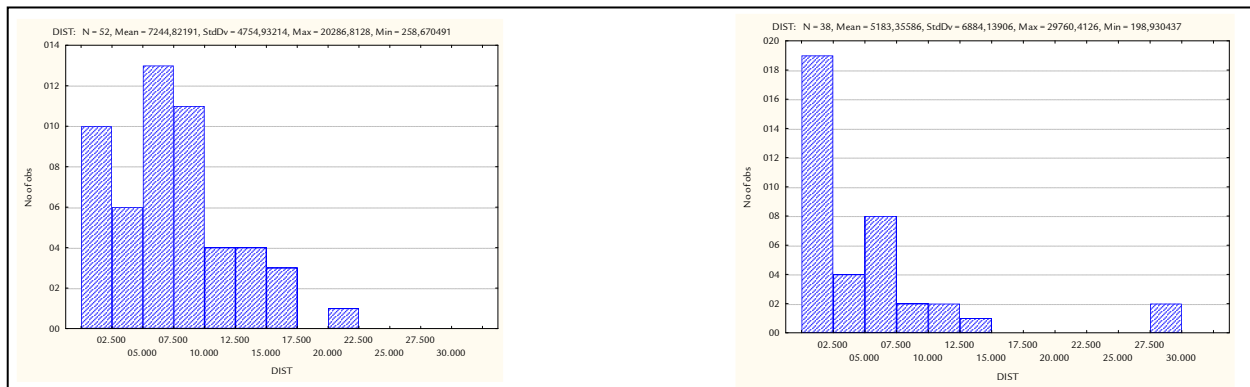


Figura 5-17. Distribución de los avistamientos por su distancia a costa (metros), izquierda verano, derecha invierno.

Para responder si este patrón de movimiento estacional está ligado a cierta disponibilidad de presas, variables oceanográficas o impacto antropogénico, es necesario la obtención de datos sobre la dieta de *T. truncatus* en Baleares. El delfín mular explota diferentes fuentes de alimento según las zonas geográficas en respuesta a la disponibilidad de las presas. Así, según Blanco *et al.*, 2001, que analizó contenidos estomacales de delfines mulares encallados en las costas peninsulares españolas mediterráneas (entre 40°25'N 00°32'W i 37°35'N 00°45'E), la dieta se compone de pescado, especialmente *Merluccius merluccius*. Los cefalópodos representan un peso específico mucho menor. La dieta del pescado en la dieta de *T. truncatus* viene avalada por datos de otras áreas en las que, incluso, es el único componente (Kenney *et al.*, 1997; Barros y Wells, 1998). Sin embargo, aunque los resultados de Blanco *et al.*, 2001 concuerdan con datos previos en la Mediterránea (Voliani y Volpi, 1990, Miokovic *et al.*, 1997), contrastan con la gran importancia de la familia Gadidae (Santos *et al.*, 1994) y Scianidae (Barros, 1992) en el Atlántico Este y Sparidae (Barros y Wells, 1998) en el Atlántico Oeste. Este comportamiento diferencial según la zona y la falta de información al respecto en Baleares, imposibilitan el análisis de patrones de movimiento según la disponibilidad de presas. Se ha de considerar también, que el mayor número de datos antes citados, provienen de animales encallados que, pueden, no ser representativos.

Tampoco se debe descartar que esta diferencia estacional en la distribución de los delfines esté relacionada con la actividad antropogénica. Las distancias medias de los avistamientos entre estaciones se sitúan siempre por encima de las distancias que engloban el 90% de las embarcaciones en las mismas

estaciones. Hay que considerar que la diferencia en la distancia a costa entre una y otra estación es de, únicamente, unos 2,000 metros. Distancia demasiado pequeña para encontrar diferencias en los recursos pero que coincide, con la diferencia en la distancia que engloba el 90% de las embarcaciones de recreo en verano e invierno.

Si se analizan las medias de grupo por avistamiento y mes (Figura 5-18) se observa que no existen diferencias significativas (Kruskal-Wallis test $H(11, N=90)=10.96268, p=0.44643$). Igual que en el análisis sobre las distancias a costa, para calcular las medias por avistamiento se han analizado las medias de grupo por posición. De esta forma no se han sobrevalorado las medias de los grupos con avistamientos temporalmente más largos.

Para poder observar los cambios estacionales, los datos se han dividido también en dos estaciones, verano e invierno.

A pesar que la media de verano es ligeramente superior, la variabilidad es muy alta y no se hallan diferencias significativas entre el tamaño de grupo por avistamiento entre verano e invierno (Mann-Whitney U-test $Z=-0.224651, p=0.82988$).

Para comprobar si la distribución de los avistamientos depende de ciertas variables del espacio, como podrían ser la pendiente del fondo y la profundidad, se han analizado con detenimiento las relaciones entre éstas y la presencia de animales. Para ello, a cada una de las casillas en las que se ha dividido la zona de estudio, se le ha asignado una profundidad y una pendiente media. Como profundidad media por casilla se ha tomado el valor de la isobata media de la casilla. El valor de la pendiente se ha considerado como el número de isobatas que engloba una misma casilla. Así, una casilla de profundidad 220 y pendiente 11, presenta como isobata media de todas las que engloba la asignada a 220 e incluye 11 líneas isobáticas, o lo que es lo mismo, que la diferencia máxima de profundidad es de 110 metros (las isobatas se han marcado cada 10 metros).

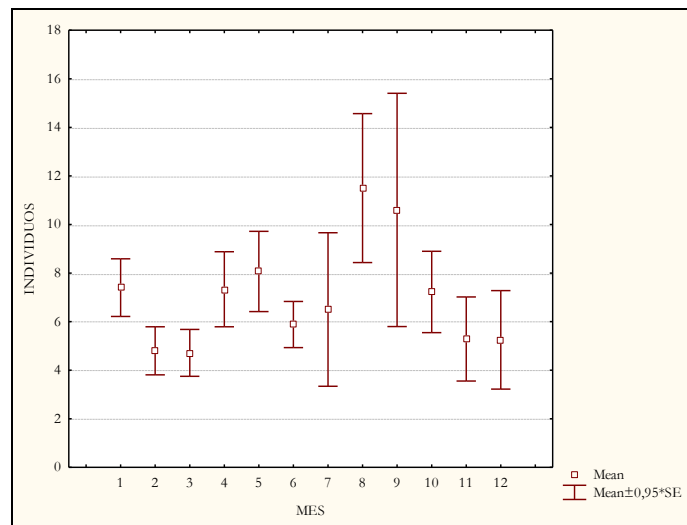


Figura 5-18. Medias de grupo por meses (1-enero; 12-diciembre).

La preferencia de los delfines por casillas se ha calculado ponderando su presencia representada por el número de puntos de control con presencia, para la frecuencia, y puntos de control con presencia de delfines multiplicados por su número, para la abundancia, divididos por el número total de puntos de control por casillas (Figura 5-19).

Tanto en los mapas de frecuencia como de abundancia ponderados por el esfuerzo se pueden observar "hot spots" en la distribución de los delfines. A pesar de que, la corrección del esfuerzo debe revisarse incluyendo factores como el estado del mar, comportamiento de los animales en el momento del encuentro, nubosidad... y que, por lo tanto, pueden existir pequeñas variaciones, la existencia de estas zonas preferenciales parece clara.

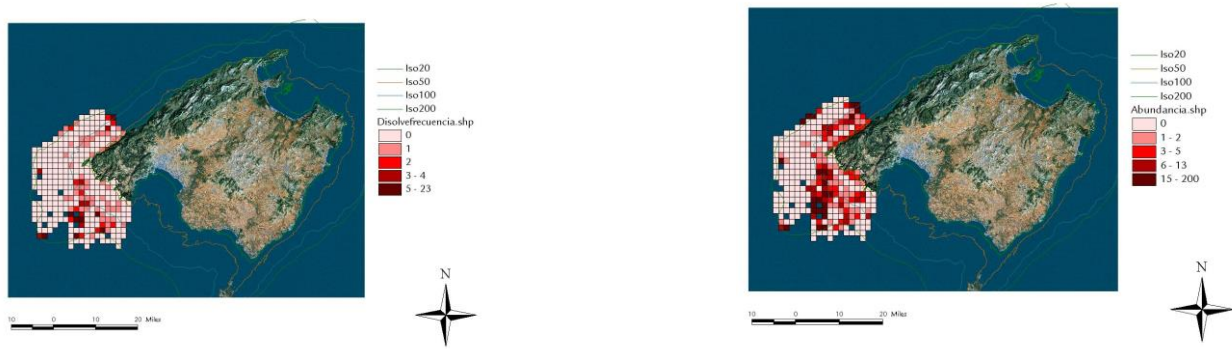


Figura 5-19. Frecuencia relativa de los avistamientos por casilla (nº puntos de control con presencia/nº puntos de control en ausencia) izquierda, abundancia relativa (nº puntos de control con presencia por nº de individuos/nº puntos de control en ausencia) derecha.

Numéricamente, si se agrupan las casillas en grupos discretos según la profundidad y la pendiente, y se comparan las medias de frecuencia y abundancia relativa (Figuras 5-20 y 5-21) se encuentran diferencias significativas:

1. Entre frecuencias en relación con la profundidad (Kruskal-Wallis test: $H(26, N=343)=52.74224$, $p=0.0015$)
2. Entre abundancias relativas en relación a la profundidad (Kruskal-Wallis test $H(26, N=343)=74.21230$, $p=0.0000$) y a la pendiente (Kruskal-Wallis test $H(11, N=343)=27.54659$, $p=0.0038$).

A pesar que estadísticamente existen diferencias significativas según la profundidad, tanto en frecuencia como en abundancia relativa, no se puede observar en estas diferencias ningún tipo de patrón (Figura 5-20). Si se catalogan las casillas por profundidad de forma discreta cada 10 metros, resultan 26 clases diferentes, algunas con pocas muestras, lo que genera mucho ruido estadístico. Para evitar este problema, se han agrupado las casillas según profundidad en 5 clases discretas: $x < 50$, 51-100, 101-150, 151-200 i $200 < x$.

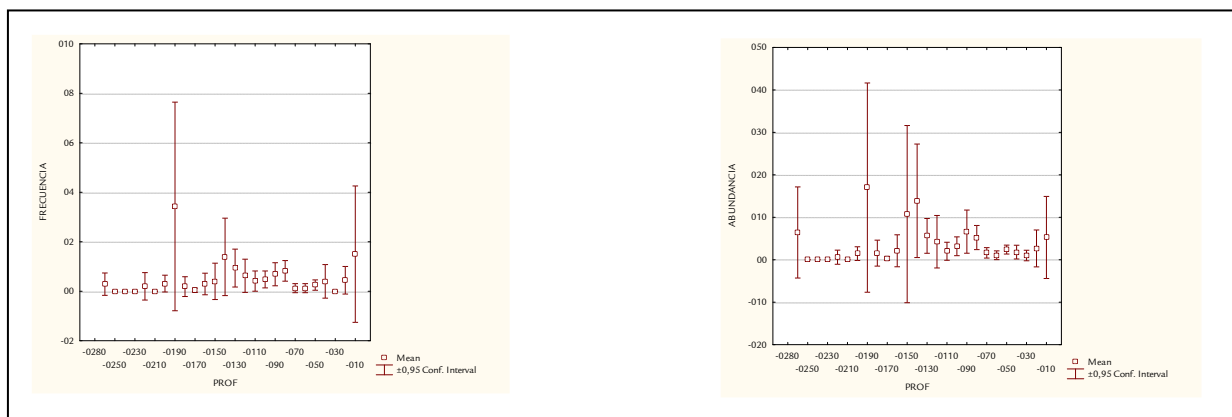


Figura 5-20. Medias de frecuencia (izquierda) y abundancia (derecha) e intervalos de confianza por profundidad.

Si se realizan de nuevo los cálculos de las medias con estas nuevas clases discretas de profundidad, y se comparan, las diferencias continúan siendo significativas:

1. Frecuencia, KW-H (4,343)=19,759993 $p=0,0006$
2. Abundancia relativa, KW-H (4,343)=48,5669925 $p < 0,0001$

Además, esta clasificación, permite observar ciertas localizaciones preferenciales de los delfines, así como, comportamientos diferenciales según el tamaño del grupo (Figura 5-22). Así, parece, que la presencia de delfines es más frecuente en el rango batimétrico 100-200. Por debajo de 50, los grupos son más discretos, ya que observando la abundancia relativa, ésta baja al nivel de los rangos 50-100 y más de 200, que presentan frecuencias más bajas.

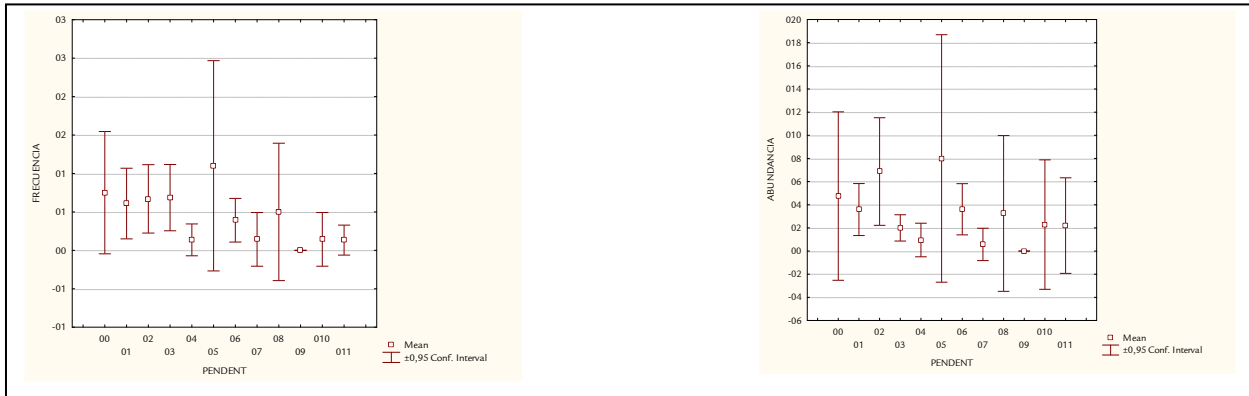


Figura 5-21. Medias de frecuencia (izquierda) y abundancia (derecha) e intervalos de confianza por pendiente.

Si bien se observa que la profundidad desempeña un papel importante en la distribución local de *T. truncatus*, no parece tan clara la relación de la pendiente. Si se agrupan las casillas de forma discreta en tres intervalos de pendiente: $x < 4$, $5 < x < 8$ y $9 < x$, y se calculan las medias de frecuencia y abundancia relativa, no existen diferencias significativas en el primer caso; KW-H (2, 343)=4,07625387 $p=0,1303$, y significativa, pero muy próxima al nivel de significancia la segunda, KW-H (2, 343)=7,52342889 $p=0,0232$. La representación gráfica de dichas medias (Figura 5-23), parece mostrar una relación inversamente proporcional entre pendiente y frecuencia y abundancia, aunque no se observe matemáticamente.

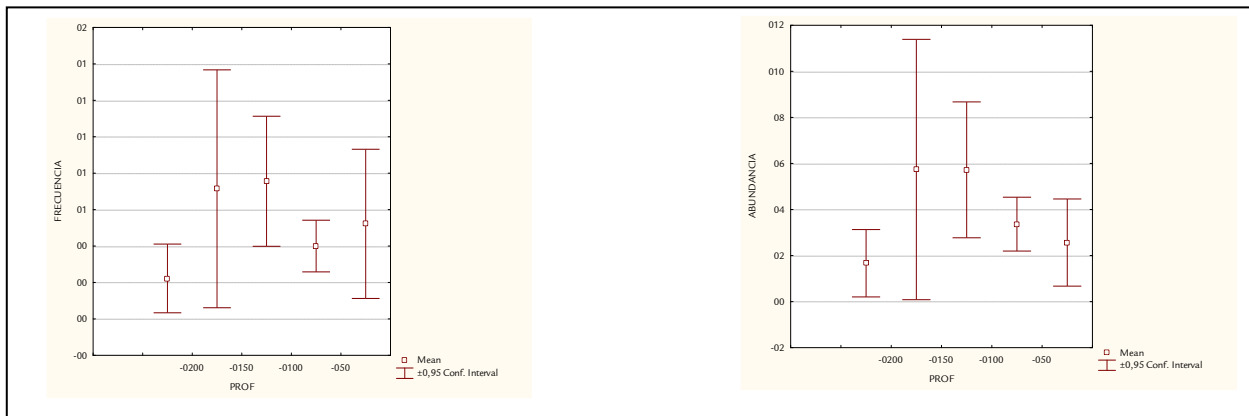


Figura 5-22. Medias de frecuencia (izquierda) y abundancia (derecha) e intervalos de confianza por profundidad discreta.

Del total de 141 individuos catalogados en el Puerto de Andratx, 69 (48%) se han identificado en una sola ocasión. El número máximo de recapturas es de 10 (Figura 5-24). Para analizar posibles movimientos de migración entre zonas, se han clasificado a todos los animales en tres clases: "once", animales observados entre 1 y 2 ocasiones, "rare", animales identificados entre 2 y 5 ocasiones y "common", clase que incluye a los ejemplares observados en más de 5 avistamientos.

Si se distribuye el porcentaje de cada una de las clases por mes, es complejo observar ninguna tendencia temporal en la composición de los grupos por tipología de los animales según su carácter "once-rare-common" (Figura 5-25).

Matemáticamente, si se analiza la distribución mensual de las diferentes clases de frecuencia, no se observan diferencias significativas para ninguna de las clases: “Common”, Anova $f=0,99123$ $f=0,494514$; “Rare”, Anova $f=0,64495$ $f=0,772123$ y “Once”, Kruskal-Wallis $H(11, n=34)=12,27643$ $p=0,3432$.

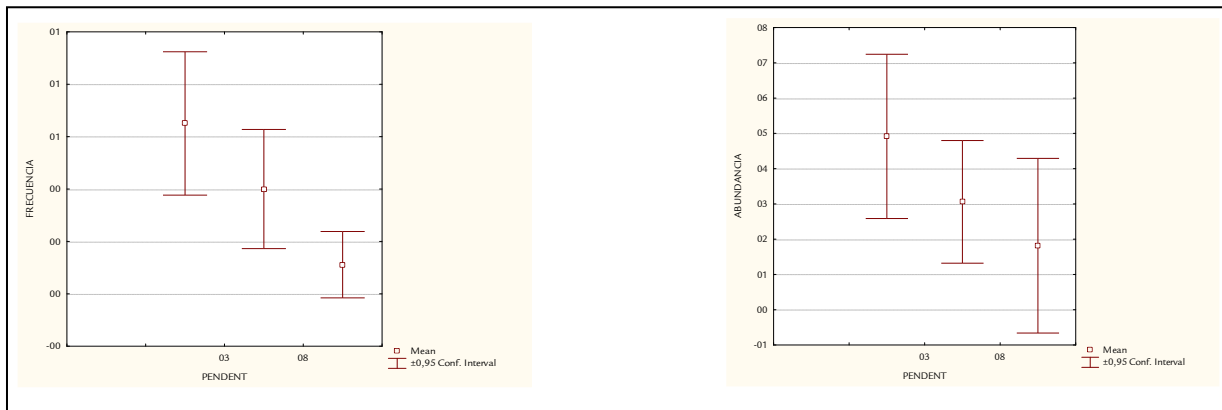


Figura 5-23. Medias de frecuencia (izquierda) y abundancia (derecha) e intervalos de confianza por pendiente discreta.

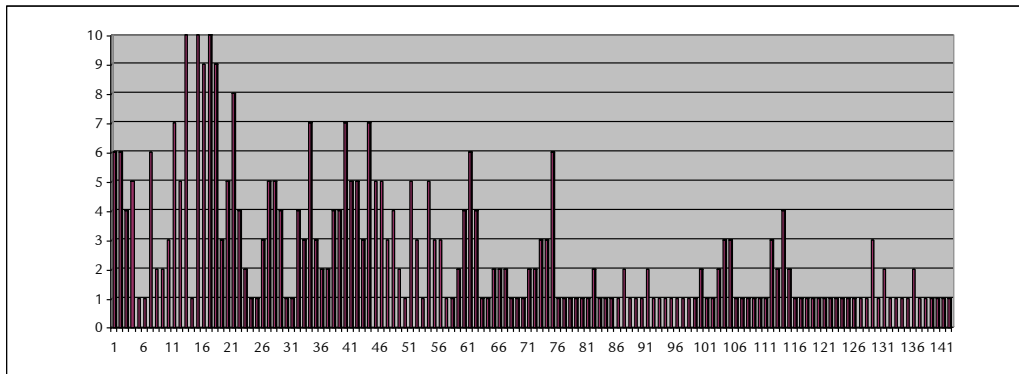


Figura 5-24. Número de recapturas por individuo.

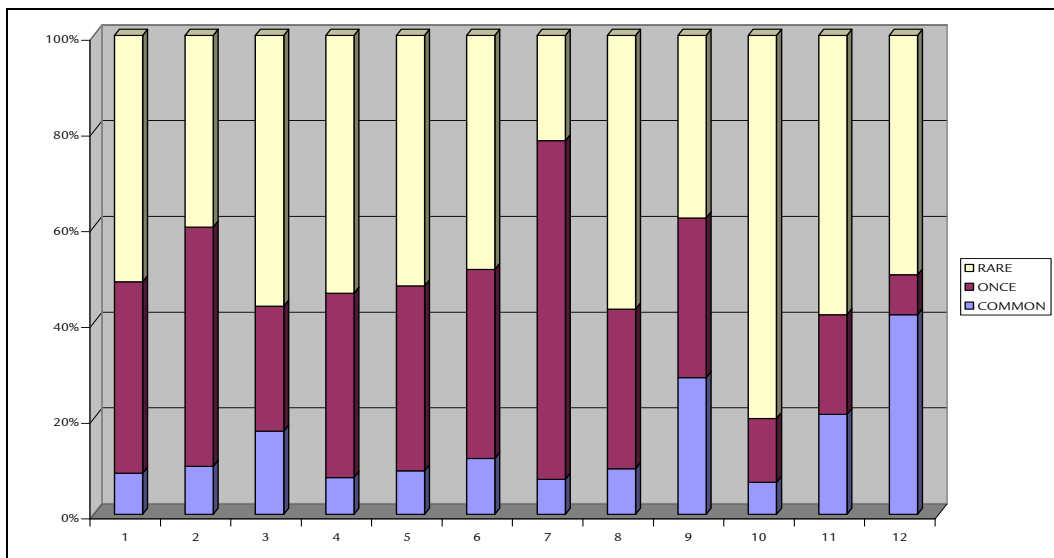


Figura 5-25. Porcentaje por mes de los individuos por clases de frecuencia (1-enero; 12-diciembre).

Matemáticamente, si se analiza la distribución mensual de las diferentes clases de frecuencia, no se observan diferencias significativas para ninguna de las clases: “Common”, Anova $f=0,99123$

$f=0,494514$; “Rare”, Anova $f=0,64495$ $f=0,772123$ y “Once”, Kruskal-Wallis $H(11, n=34)=12,27643$ $p=0,3432$.

Tampoco se observan diferencias significativas entre las diferentes clases de frecuencia agrupadas por estación: “Common”, $t\text{-student}=-0,923186$ $p=0,365099$; “Rare”, $t\text{-student}=-0,484615$ $p=0,631251$ y “Once”, $t\text{-student}=-1,78284$ $p=0,084102$, si bien, la clase "once", se encuentra a un nivel muy próximo de la significancia.

A partir de estos análisis, podemos considerar la existencia de una clase ("common") de clara presencia permanente y estable en la zona, mientras que otra, "once", podría presentar un comportamiento estacional. La clase "rare", al poder incluir en sus límites superior e inferior parte de las otras clases, funciona como tampón, y se excluirá, para evitar errores, de la discusión.

Si se combina la presencia por clases de frecuencia con la localización preferencial en relación a la costa, se observa que, en invierno, la población se encuentra compuesta en una mayor proporción por residentes y que, éstos, presentan una localización preferencial más cercana a costa. Sin embargo en verano, aumenta el número de animales transeúntes y la distancia media a costa.

Este cambio de distribución de clases por estación coincide con el aumento poblacional observado por Forcada *et al.*, 2004, entre otoño y primavera, aunque, no se ve reflejado ni en la tasa (pag. 107) ni en el índice (pag. 111) de avistamiento.

Una respuesta plausible es la movilidad de un número discreto de animales residentes que se convertirán en transeúntes en otras zonas, por lo que el tamaño poblacional no sufriría variación alguna y si se observaría el cambio de clases de frecuencia. Este hecho, de gran importancia para la correcta gestión de las amenazas sobre la especie, requiere del desarrollo de estudios específicos para su respuesta.

Si se analiza la distribución de los distintos animales según su clasificación por clases de frecuencias (“common” y “once”) y se trazan los contornos de sus áreas de campeo según el método “Kernel-Home Range”, se pueden observar diferencias obvias (Figura 5-26).

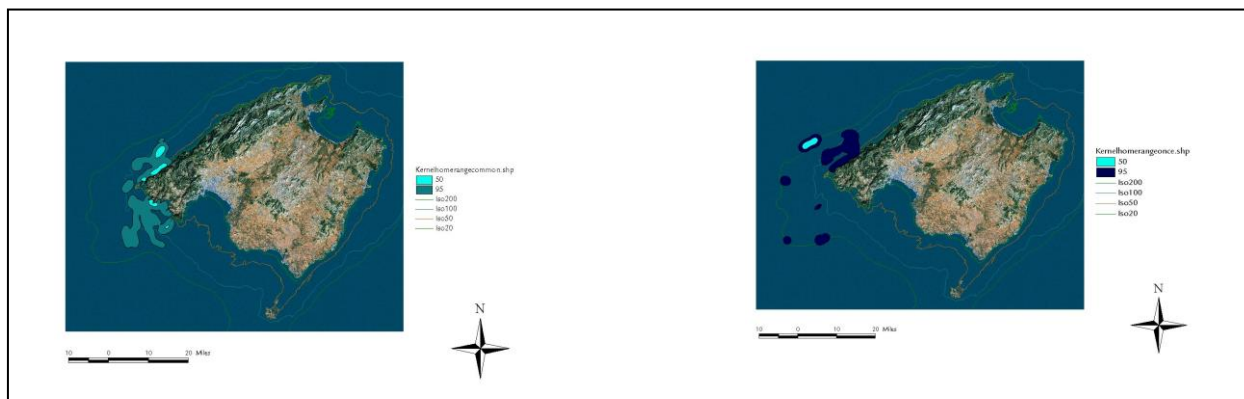


Figura 5-26. Distribución “Kernel-Home Range” 50% y 95% de las clases de frecuencia "COMMON" izquierda, y "ONCE", derecha.

La diferencia entra las medias de la distancia a costa de las clases de frecuencia es, matemáticamente, significativa: Mann-Whitney U-test $z=83.19526$ $p=0.00$, con los animales "once", localizados claramente más alejados de costa que los animales "common".

Así, el área central "core" (50%) de la clase "common", prácticamente dobla en superficie al área "core" de la clase "once" ($33.793.982,738$ m² por $17.227.032,710$ m²) cuando esta última engloba a muchos más animales, 64% del total "once" y 19% "common". Además, es obvio, el cambio de localización entre uno y otro grupo, siendo los animales "common" más costeros. Para comprobar si esta distinción visual se ratifica numéricamente, se han calculado las distancias a costa de los puntos de control de los distintos individuos y se han agrupado por clase de frecuencia (Figura 5-27).

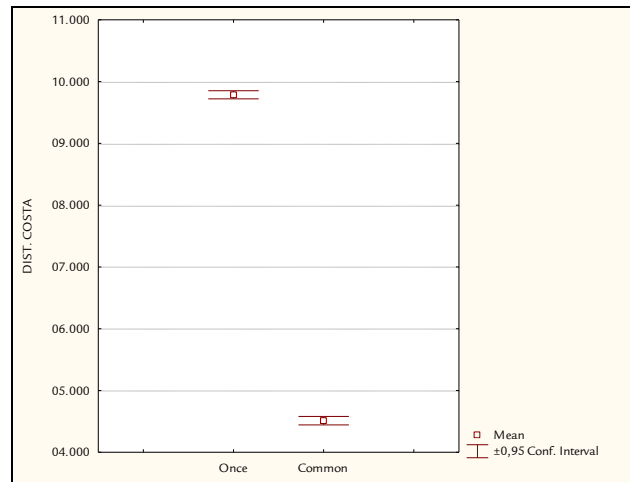


Figura 5-27. Distancia (metros) a costa de la distribución “Kernel-Home Range” 50% y 95% de las clases de frecuencia "COMMON" izquierda, y "ONCE", derecha.

Resumiendo, según los resultados obtenidos de la clasificación de los individuos por clases de frecuencia, los delfines "common", residentes, se distribuyen de forma más costera que la clase "once", posible itinerante

Para el estudio de la composición de grupos, su distribución y estacionalidad, en la zona de Andratx, se ha partido de los datos obtenidos en 4,800 millas de navegación de investigación. En la zona de C. Rajada sólo se disponen de datos de alrededor de 580 millas. De los 125 avistamientos realizados, 102 fueron en el área de Andratx y únicamente 23 en C. Rajada. Los individuos identificados, 171 y 55 respectivamente. A todo ello, hay que añadir que temporalmente, los datos de C. Rajada se circunscriben a algo más de 2 años. La falta de prolongación temporal, el bajo número de individuos identificados y la baja tasa de recaptura impiden el análisis de la composición de grupos, distribución y estacionalidad en C. Rajada.

Sin embargo, y a pesar de la diferencia en el balance de datos entre una localización y otra, para el estudio del "home-range" de los animales, es imprescindible considerar las recapturas de individuos entre las dos zonas. Uno de los objetivos al diseñar las áreas de estudio era, comprobar el grado de fidelidad geográfica de los animales, el posible intercambio poblacional entre una y otra zona y, de cierta manera, el "home-range" de los individuos.

Con un catálogo generado para Andratx desde 2003 a 2010 con 171 individuos, y otro para C. Rajada en 2007 y 2008 con 55 ejemplares, tan sólo dos unidades se han recapturado entre zonas diferentes (Figura 5-7 y Figura 5-8). Tan bajo número de recapturas hacen pensar en una muy alta fidelidad geográfica y en un probable grado de aislamiento en el mismo seno de los animales que frecuentan las Baleares. Hecho ya constatado en otros estudios (Gonzalvo *et al.*, 2014).

En referencia al comportamiento de los ejemplares avistados, del total del tiempo de observación de los diferentes grupos de delfines, el 53.16% lo emplearon en alimentarse o en actividades directamente relacionadas con la búsqueda u obtención del alimento. Este tiempo incluye las posibles interferencias con los diferentes aparejos de pesca. El resto del tiempo, 46.84%, se distribuyó en movimientos direccionales, socialización, descanso y otras actividades no identificadas o no definidas según se ha descrito en 1.1.1.III.

Si se separan los datos de comportamiento según grupos de frecuencia "common" y "once", se observan claramente diferencias de distribución del uso del tiempo. Si se corrigen los porcentajes de cada tipo de alimentación por el tiempo total dedicado a la misma sobre el resto de actividades y, se representan los porcentajes en un histograma bivariable según las clases de frecuencia (Figura 5-28), se puede comparar la distribución del uso de tiempo entre los dos grupos, “once” y “common”.

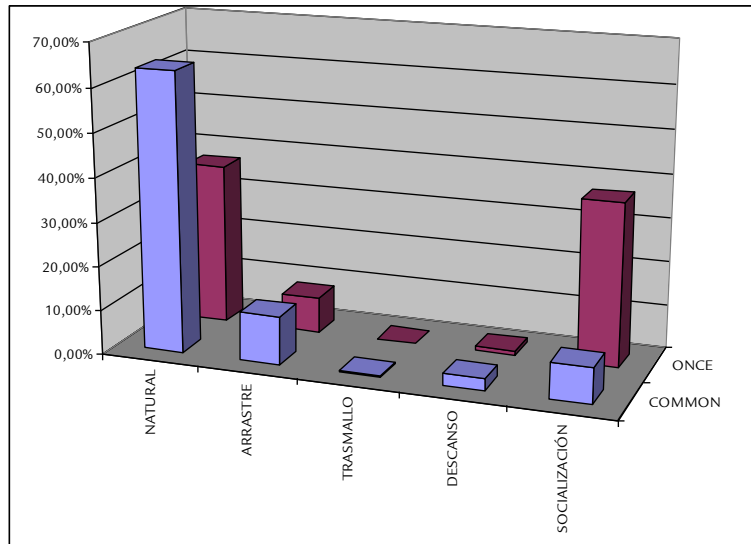


Figura 5-28. Histograma bivariante, distribución de las actividades de *T. truncatus* por clases de frecuencia.

La clase "common" se ha observado en un mayor número de ocasiones en actividad de "alimentación" que la clase "once". Además, el porcentaje de observaciones de alimentación sobre artes de pesca, también es mayor en "common" y, aunque sea con una muy baja frecuencia (0.31%), los animales residentes son los únicos que se han observado depredando sobre redes de trasmallo.

De esta forma se puede, prácticamente, descartar que el aumento de efectivos de delfines o de la movilidad, sea causado por actividades referentes a la alimentación ya que no existen diferencias significativas entre los tiempos dedicados a ella entre los grupos (Kruskal-Wallis test, $H(11, n=1235)=0.022, p=0.0233$).

El porcentaje de tiempo dedicado a la socialización es relativamente bajo para ambas clases de frecuencia, sin embargo, es mucho más habitual en los individuos "once", hasta el punto que, prácticamente, invierten el mismo tiempo socializando que alimentándose.

En "socialización" se incluyen las actividades de interrelación derivadas de los diferentes comportamientos de origen reproductivo. Se ha observado en otros estudios que este aspecto del comportamiento es más frecuente en los meses de verano (Ingram, S., 2001). Así, podría considerarse, que los movimientos estacionales migratorios podrían tener su origen en comportamientos ligados a la reproducción, ya que coinciden temporalmente el aumento de individuos "once" y el aumento del porcentaje del tiempo dedicado a la socialización.

Para conocer el radio de acción de estos movimientos y cuál es el impacto sobre la genética de la población es necesario el desarrollo de estudios basados en la obtención de muestras remotas para la obtención de DNA.

Como especie costera relativamente accesible, el delfín mular se ha estudiado con detalle en varias localizaciones del todo el mundo. La estructura social descrita de forma más generalizada en los estudios sobre población de *T. truncatus* salvajes es el rápido y constante flujo de individuos en la composición de las manadas (Würsig, 1978; Wells *et al.*, 1987; Smolker *et al.*, 1992; Bräger *et al.*, 1994; Wilson, 1995; Bearzi *et al.*, 1997). Estudios a largo plazo de poblaciones residentes en Saratoga Bay, Florida (Wells *et al.*, 1987) y Shark Bay, Oeste de Australia (Smolker *et al.*, 1992), indican la existencia de alianzas macho-macho y un alto grado de segregación por sexo dentro de los grupos sociales. Otros estudios han desvelado alianzas y asociaciones a largo plazo (más de 10 años) y una alta complejidad social. En contraste, en Moray Firth, Escocia, la única asociación con fuerza era la existente entre madre y cría (Wilson, 1995). Como en otras especies de mamíferos, el comportamiento social de *T. truncatus* parece diferir entre localizaciones, debido a presiones ambientales, disponibilidad de recursos, presión de los depredadores y los fenotipos de los miembros de la población.

Estudiar la estructura poblacional del delfín mular en las Islas Baleares, supone todo un reto ante el desconocimiento de numerosas de las pautas y factores que condicionan su comportamiento.

Un factor limitante en el estudio de las interacciones sociales es el número de animales recapturados. El número de recapturas de ejemplares identificados, con una media de 2.59, un máximo de 10 y un 48% del total identificado con sólo una observación (Figura 5-29), limita las posibilidades de análisis (por ejemplo, Ingram, 2001, en el estuario del Shannon, en dos años de estudio, obtuvo una recaptura máxima de 37, y de 137 animales identificados, sólo 28 se observaron una sola vez).

Otro factor limitante en el caso de Baleares, derivado del bajo nombre de recapturas y el poco tiempo de observación de actividades sociales, es la baja tasa de animales sexados, lo que imposibilita realizar análisis sobre la composición de los grupos y la existencia o no de disgregación sexual. El bajo conocimiento sobre particularidades morfológicas de la población balear de *T. truncatus*, imposibilita también la segregación con garantías de animales adultos y subadultos.

Si se calcula un "cluster" a partir de la matriz de similitud por distancias euclídeas con los datos del total de individuos avistados ajustados por presencia/ausencia, se observa la existencia de una serie de grupos diferenciados (Figura 5-30). Esta existencia es contraria a la descripción habitual sobre poblaciones de delfines mulares, donde el sistema social típico, se define como de fusión-fisión (Würsig, 1978; Wells *et al.*, 1987; Smolker *et al.*, 1992; Bräger *et al.*, 1994; Wilson, 1995; Bearzi *et al.*, 1997).

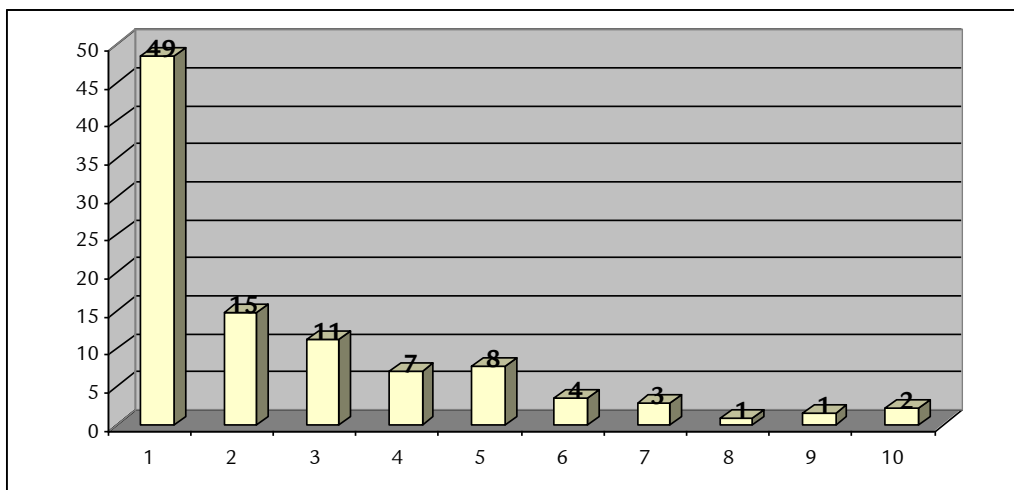


Figura 5-29. Porcentajes de recapturas.

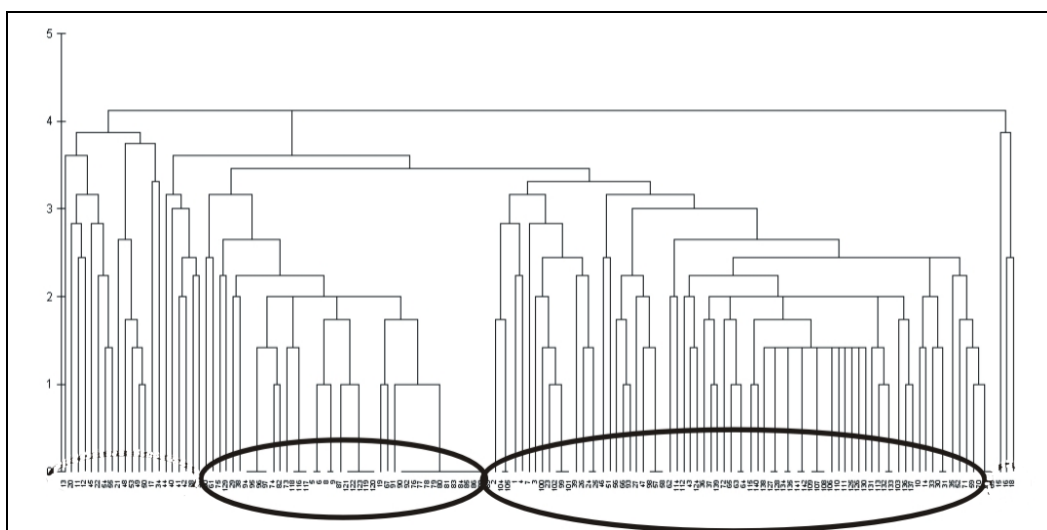


Figura 5-30. "Cluster" entre individuos por avistamientos.

5.5. Discusión.

El delfín mular es, probablemente, uno de los cetáceos más estudiados del mundo. Y también es, probablemente, uno de los cetáceos con mayor capacidad adaptativa al medio. Por ello, existen grandes diferencias de comportamiento entre localidades. Así, todo el conocimiento bibliográfico existente, no puede aplicarse sin reservas a un caso concreto.

Esta gran capacidad adaptativa, su población discreta y la posibilidad de encontrar diferencias de orden cultural, hacen que el estudio de la dinámica poblacional del delfín mular en Baleares sea muy complejo.

La presencia del delfín mular en las aguas de Baleares es permanente, sin embargo, ello no es sinónimo de una población numerosa, ya que la media del tamaño de grupo es de, aproximadamente 5 animales, número acorde a lo encontrado en otros lugares del Mediterráneo.

Se trata de un animal de carácter costero, todos los avistamientos se han efectuado entre la isobata de 200 metros y la costa, es decir, su presencia viene ligada a la plataforma continental. Esta proximidad a la costa lo hace muy vulnerable a las actividades antropogénicas y, provoca, que su etología esté íntimamente ligada a estas mismas actividades.

De hecho, la existencia de un patrón de distribución temporal, costeros en invierno con un desplazamiento hacia aguas más profundas en verano, podría ser debido al aumento temporal de la presencia de barcos de recreo en la franja costera. Sin embargo, este desplazamiento, podría responder también a motivos sociales o, más probablemente, a una conjunción de ambas circunstancias.

La alta fidelidad a zonas concretas de ciertos individuos y la existencia de un conjunto de animales avistados esporádicamente puede hacer pensar que la población del delfín mular en Baleares se estructura en grupos residentes y grupos de animales que se desplazan entre diferentes localidades. La primera se ha observado en un porcentaje mayor del tiempo en actividades de alimentación asociadas a actividades pesqueras y ha sido la única en la que se ha podido constatar la depredación sobre redes de trasmallo, lo que implica una alta adaptación al medio.

El movimiento de los animales entre zonas ha quedado demostrado es muy bajo. Las repercusiones de este discreto intercambio pueden ser importantes de cara a la gestión de la población ya que podría significar la existencia, no ya de una población Balear, si no de diferentes subdivisiones según batimetría y otras variables oceanográficas. En este caso, las poblaciones serán más sensibles cuanto menor sea el intercambio genético entre ellas. Es, por lo tanto, indispensable, realizar estudios genéticos para valorar el aislamiento de las posibles subpoblaciones incluidas en el seno de la población Balear y de ésta con el levante peninsular.

5.6. Bibliografía.

- Balance, L. T., 1992. Habitat use patterns and ranges of the Bottlenose Dolphin in the Gulf of California, Mexico. *Mar. Mamm. Sci.* 8(3):262-274.
- Barlow, J., 1990. A Birth-Interval model for Estimating Cetacean Reproductive Rates from resighting Data. Rep. Int. Whal. Coomn. (Special Issue 12) SC/A8/ID6.
- Barros, N. B. y Odell, D. K., 1990. Food habits of bottlenose dolphins in the southeastern United States. In: Leatherwood S, Reeves RR (Eds) The bottlenose dolphin. Academic press, San Diego, p. 309-328.
- Barros, N. B. y Wells, R. S., 1998. Prey and feeding patterns of resident bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* in Sarasota Bay, Florida. *Journal of Mammalogy*, 79, 1045-1059.
- Barros, N. B., 1992. Food habits. In: Report on investigation of 1990 Gulf of Mexico bottlenose dolphin stranding (Ed L. J. Hansen), pp29-33. Southeast Fisheries Center MIA-92/93-21.
- Baumgarther, M. F., 1997. The distributions of Rissos's dolphins (*Grampus griseus*) with respect to the physiography of the northern gulf of Mexico. *Mar. Mamm. Sci.* 13(4):614-638.
- Bearzi, G., G. Notarbartolo Di Sciara & E. Politi, 1997. Social ecology of bottlenose dolphins in the Kvarneric (northern Adriatic Sea). *Mar. Mamm. Sci.* 13: 650-668.
- Bearzi, G & E. Politi, 1999. Diurnal behaviour of free-ranging bottlenose dolphins in the Kvarneric (northern Adriatic Sea). *Mar. Mamm. Sci.* 15(4): 1065-1097.
- Begon, M.; Harper, J. L. y Townsend, C. R., 1996. Ecology: individuals, populations and communities (3rd edition). Blackwell, Oxford, 1068 p.
- Blanco C., Salomón O. y Raga J.A., 2001. Diet of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the western Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 81: 1053-1058.
- Bonner, W. N., 1981. Grey seal *Halichoerus grypus* Fabricius 1771. In: Handbook of Marine Mammal, Vol 2. (ed, Ridgway, SH y Harrison, RJ). Academic press, London, pp 111-114.
- Brotos, J.M, Grau, A. M. & Rendell, L., 2008. Estimating the impact of interactions between bottlenose dolphins and artisanal fisheries around the Balearic Islands. *Marine Mammal Science*, 24(1): 112-127.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R.; Burnham, K. P. y Laake, J. L., 1993. Distance sampling: estimating numbers of biological populations. Chapman y Hall, London.
- Burt, W. H., 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy*, 24: 346-352.
- Cantoni, D. y Vogel, P. 1989. Social organization and mating system of free ranging, greater white-toothed shrews, *Crocidura russula*. *Animal behaviour* 38:205-214.
- Cockroft, V. G. y Ross, G. J. B., 1990. Food and feeding of the Indian Ocean bottlenose dolphin off southern Natal, South Africa. In: Leatherwood S, Reeves RR (Eds) The bottlenose dolphin. Academic press, San Diego, p. 295-308.
- Defran, R. H.; Shultz, G. M. y Weller, D. W., 1990. A technique for the photographic identification and cataloguing of dorsal fins of the bottlenose Dolphin (*Tursiops truncatus*). Rep. Int. Whal. Coomn. (Special Issue 12) SC/A88/ID4.
- De Solla, S. R., R. Bonduriansky y R. J. Brooks, 1999. Eliminating autocorrelation reduces biological relevance of home-ranges estimates. *Journal of Animal Ecology*, 68: 225-234.

- Dos Santos, M. E. y Lacerda, M., 1987. Preliminary observations of the bottle-nosed dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Sado estuary (Portugal). *Aquat. Mamm.* 13(2):65-80.
- Duguy, R.; Casinos, A.; Di Natale, A.; Filella, S.; Ktarichakroun, F. ; Lloze, R. y Marchesaux, D., 1983. Répartition et fréquence des mammifères marins en Méditerranée. *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.*, 28,5.
- Duguy, R., 1989. Les mammifères marins de la Méditerranée Occidentale. *Butlletin de la Société Zoologique de France.*, 114(3).
- Duguy, R.; Aguilar, A.; Casinos, A.; Grau, E. y Raga, J.A., 1988. Étude comparative des échouages des cétacés sur les côtes Méditerranéennes de France et d'Espagne. *Misc. Zool.*, 12:339-345.
- Forcada, J., Gazo, M., Aguilar, A., Gonzalvo, J. y Fernández-Contreras, M., 2004. Bottlenose dolphin abundante in the NW Mediterranean: addressing heterogeneity in distribution. *Marine Ecology Progress Series*, 275, 275-287.
- Fertl, D., 1994. Occurrence patterns and behaviour of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Galveston ship channel, Texas. *Tex. J. Sci.* 46(4):299-317.
- Galbraith, R., 1999. The digital photojournalist's guide. Little Guy Media, Calgary.
- Gunnlaugsson, T. y Sigurjónsson, J., 1990. A note of the problem of the false positives in the use of natural marking data abundance estimation. Rep. Int. Whal. Coomn. (Special Issue 12) SC/A88/ID46.
- Hammond, P. S., 1990. Heterogeneity in the Gulf of Maine? Estimating Humpback Whale population size when capture probabilities are not equal. Rep. Int. Whal. Coomn. (Special Issue 12) SC/A88/ID4.
- Hammond, P. S.; Benke, H.; Berggren, P.; Borchers, D. L.; Buckland, S. T.; Collet, A. ; Heide-Jorgensen, M. P.; Heimlick-Boran, S.; Hiby, A. R.; Leopold, A. y Oien, N., 1995. Distribution and numbers of the Harbour Porpoise and the other small cetaceans in the North Sea and adjacent waters. LIFE 92-2/UK/027, final report.
- Heide-Jorgensen, M. P. y Härkönen, T. J., 1988. Rebuilding seal stocks in the Kattegat-Sagerrak. *Marine Mammal Science* 4: 231-246.
- Ingram, S. N. y Rogan, E., 2002. Identifying critical areas and habitat preferences of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*. *Mar Ecol Prog Ser*, vol. 244:247-255.
- Irvine A. B., Scott, M. D., Wells, R. S. y Kaufmann, J. H., 1981. Movements and activities of the Atlantic bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, near Sarasota, Florida. *Fish Bull* 79(4): 671-688.
- Jarman, P. J., 1974. The social organisation of antelope in relation to their ecology. *Behaviour* 48: 215-267.
- Jones, M. L., 1990. The reproductive cycle in Gray Whales based on photographic resightings of females on the breeding grounds from 1977-82. Rep. Int. Whal. Coomn. (Special Issue 12) SC/A8/ID38.
- Kenney, R. D., Scott, G. P., Thompson, T. J. y Winn, H. E., 1997. Estimates of prey consumption and trophic impacts of cetacean in the USA northeast continental shelf ecosystem. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 22, 155-171.
- Laws, R. M., 1993. Antarctic seals. Research methods and techniques. Cambridge University Press, Cambridge, U. K.
- Leatherwood, S., 1975. Some observations of feeding behaviour of bottle-nosed dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Northern Gulf of Mexico and (*Tursiops* cf. *T. gilli*) of Southern California, Baja California and Nayarit, Mexico. *Mar. Fish. Rev.* 37(9):10-16.
- Lockyer, C. H., 1990. Some observations on wound healing and persistence of scars in *Tursiops truncatus*. Rep. Int. Whal. Coomn. (Special Issue 12) SC/A8/ID16

- Markowitz, T. M., Harbin, A. y Würsig, B., 2003. Digital photography improves efficiency of individual dolphin identification. *Mar. Mamm. Sci.*, 19, 217-223.
- Mazzoil, M., McCulloch, S. D., Defran R. H., Murdoch, E., 2004. Use of digital photography and analysis of dorsal fins for photo-identification of bottlenose dolphins. *Aquatic Mammals*, Vol. 30 (2).
- Miokovic, D., Kovacic, D., y Pribanic, S., 1997. Stomach content analysis of a bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) from the Adriatic Sea. In: Proceedings of eleventh Annual Conference of the European Cetacean Society, Stralsund, Germany, 10-12 March 1997, European Research on cetaceans, II (ed. P.G.H. Evans et al., pp 149. Kiel, Germany: University of Kiel.
- Moscrop, A. 1993. An assessment of threats to marine cetaceans resulting from the degradation of their habitats. MSc. Thesis, University of Greenwich, 228 pp).
- Olesiuk, P. F.; Bigg, M. A. y Ellis, G. M., 1990. Recent trends in abundance of harbour seals, *Phoca vitulina*, in British Columbia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 992-1003.
- Santos, M. B., Pierce, G. J., Ross, H. M., Reid, R. J. y Wilson, B. (1994). Diets of small cetaceans from the Scottish coast. *Internacional Council for the Exploration of the Sea* (Marine Mammal Comité), CM 1994/N: 11, 16 pp.
- Seber A. F., 1982. The estimation of animal abundance and related parameters. Griffin and Co. Ltd. London, 654 p.p
- Shane S.H., 1990a. Behavior and ecology of the bottlenose dolphin at Sanibel Island, Florida. In: Leatherwood S, Reeves RR (Eds). The bottlenose dolphin. Academic press, San Diego, p. 369-386.
- Shane S.H., 1990b. Comparison of Bottlenose dolphin behaviour in Texas and Florida, with a critique of methods for studying dolphin behaviour. In: The Bottlenose Dolphin (eds. Leatherwood, S., Reeves, R.R.), pp.541-558, Academic Press, San Diego.
- Seaman, D.E. y Powell, R. A., 1996. An evaluation of kernel density estimators for home-range analysis. *Ecology*, 77: 2075-2085.
- Soler, M., 1998. Estudi de la incidència dels dofins sobre les arts dels pescadors d'arts menors a les Illes Balears. Direcció General de Pesca i Cultius Marins. *Documents Tècnics de Pesca i Cultius Marins*. N° 1.
- Taylor, C. K. y Saayman, G. S., 1972. A method for determining the composition, development and stability of groups of free-ranging dolphins. *Z. Säugetier Kunde* 37: 116-119.
- Voliani, A. y Volpi, C., 1990. Stomach content analysis of a stranded specimen of *Tursiops truncatus*. *Rapports Commission Internationale Mer Méditerranée*, 32, 238.
- Warton, B. J., 1989. Kernel methods for estimation the utilization distribution in home range studies. *Ecology*, 70: 164-168.
- Weigle, B., 1990. Abundance, distribution and movements of bottlenosed dolphins (*Tursiops truncatus*) in Lower Tampa Bay, Florida. Rep. Int. Whal. Coomn. (Special Issue 12) SC/A88/ID22.
- Wells R.S., Scott M.D. e Irvine A.B., 1987. The social structure of free-ranging bottlenose dolphin: 247-305. In Current Mammology, edito da Genowaw H.H. Plenum Press, New York.
- Wells, R. S. y Scott, M. D. 1999. The bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821. In: Handbook of Marine Mammals, Volume 6: The second book of dolphins and the porpoises (eds., Ridgway, S. H. y Harrison, R. J.) Academic press, London, pp 137-182.
- Wells, R. S. y Scott, M. D., 1990. Estimating bottlenose dolphin parameters from individual identification and capture-release techniques. Rep. Int. Whal. Coomn. (Special Issue 12) SC/A88/ID23.
- Wells, R. S., 1986. Structural aspects of dolphin's societies. Doctoral thesis presented to the University of California, Santa Cruz, 234 pp.

- Wells, R. S., Irvine, A. B. y Scott, M. D., 1980. The social ecology of inshore odontocetes. pp. 263-317. In: L. M. Herman (ed.). *Cetacean Behaviour: Mechanisms and Functions*. Wiley and Sons, New York, 463 pp.
- Whitehead H, Rendell L, Osborne RW, Würsig B, 2004. Culture and conservation of non-humans with reference to whales and dolphins: review and new directions. *Biol Conserv* 120:427-437.
- Wilson, B., Thompson, P. M., Hammomd, P. S., 1997. Habitat use by bottlenose dolphins: seasonal distribution and stratified movements patterns in the Moray Firth, Scotland. *J. Appl. Ecol.* 34:1365-1374.
- Würsig B. y Würsig M., 1977. The photographic determination of group size, composition, and stability of coastal porpoises (*Tursiops truncatus*). *Science*, 198: 755-756.
- Würsig B., 1978. Occurrence and group organization of Atlantic bottlenose porpoises (*Tursiops truncatus*) in an Argentina Bay. *Bio. Bull.* 154:348-59.
- Würsig, B. y Jefferson, T. A., 1990. Methods of photo-identification for small cetaceans. Rep. Int. Whal. Coomn. (Special Issue 12) SC/A88/ID13.
- Yuanyu, H.; Xianfeng, Z.; Zhuo, W. y Xiaogiang, W., 1990. A note on the feasibility of using photo-identification techniques to study the Baiji (*Lipotes vexillifer*). Rep. Int. Whal. Coomn. (Special Issue 12) SC/A88/ID25.
- Zannetti, A. y Di Marco, S., 2002. Interaction between a resident population of bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) and fishing activity around the island of Lampedusa, Archipiélago of the Pelagian Islands (Sicily-Italy). Abstracts 16th ECS Conference, 46.

6. Population genetic structure and isotopic variation of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) around the Balearic Islands.

Visto desde el espacio, el planeta es azul.

Visto desde el espacio, es el territorio,
no del hombre, sino de la ballena.

Heathcote Willians (1941-)

6.1. Preámbulo.

La población del delfín mular en el Mediterráneo y en las Islas Baleares aglutina características segregadoras que pueden facilitar su fragmentación.

Según bibliografía, se encuentra de forma predominante, sobre la plataforma continental o sobre el inicio del talud (Azzellino *et al.* 2008, Bearzi *et al.* 2004, Ben Naceur *et al.* 2004, Gannier 2005, Gnone *et al.* 2006, Gómez de Segura *et al.* 2004, Notarbartolo Di Sciara *et al.* 1993), y, aunque en las Islas Baleares, hay referencias de su avistamiento en aguas profundas del talud continental (Forcada *et al.* 2004), todos los datos obtenidos en los diferentes estudios incluidos en esta tesis, sitúan los encuentros con *T. truncatus*, sobre plataforma o en el límite de la misma.

Esta asociación a la plataforma puede tener importantes repercusiones en la dinámica poblacional, segregando áreas según la distribución batimétrica (ver apartado 1.2), tal y como sugiere (Borrell *et al.* 2006) que ocurre entre las Islas Baleares y el levante peninsular según las diferencias encontradas en las “ratio” PCB/DDT y otros perfiles de PCB entre ambas localizaciones. Estudios basados en DNA nuclear y mitocondrial de muestras obtenidas con rango geográfico continuo desde el Mar Negro hasta el Noratlántico, definieron 5 poblaciones diferentes (Mar Negro, Mediterráneo Este, Mediterráneo Oeste, Noratlántico este y Escocia), coincidiendo los límites de las mismas con los diferentes hábitats, caracterizados por la topografía submarina, la salinidad superficial, productividad y temperatura (Natoli *et al.* 2005). Estos resultados, unidos a evidencias similares descritas en otras especies (Fossi *et al.* 2004, Gaspari *et al.* 2007a, Gaspari *et al.* 2007b, Natoli *et al.* 2008) sugieren que no sólo los obvios límites físicos como, por ejemplo, el estrecho de Gibraltar representan una barrera para el movimiento de los animales.

El delfín mular es una especie de comportamiento flexible según el hábitat en el que se encuentre y de dieta cosmopolita (Cockcroft y Ross 1990, Connor *et al.* 2000, Shane *et al.* 1986). La avanzada capacidad de aprendizaje de estos animales hace que sean extraordinariamente rápidos en el descubrimiento de nuevas oportunidades para la obtención de alimento y, la difusión de dicha información, puede disgregar poblaciones en espacios temporales relativamente cortos (Whitehead *et al.* 2004).

Diferentes características de la dinámica poblacional de *T. truncatus* encontradas en Baleares, como la asociación de los grupos a la plataforma continental, la alta fidelidad geográfica (Gonzalvo *et al.* 2014) y las diferencias de comportamiento según grupos, conjuntamente con las referencias sobre causas de segregación y disgregación de poblaciones de delfín mular mencionadas anteriormente, describen una situación de alta probabilidad de fragmentación para la población balear de *T. truncatus*. Hay que considerar que las barreras batimétricas que, según estudios (Borrell *et al.* 2006), son eficaces para limitar el movimiento del delfín mular, existen no sólo entre la península ibérica y las Baleares, sino también entre grupos insulares dentro del mismo archipiélago.

A todo ello hay que añadir las posibles consecuencias de cambios “culturales” (Whitehead *et al.* 2004) originados por la alta fidelidad geográfica (ver apartado 5.4) y a la magnitud de las diferencias entre zonas debidas, no sólo a parámetros ecológicos, sino a los usos antropológicos diferenciales entre regiones. Por ejemplo las interacciones entre el delfín mular y las pesquerías artesanales en Baleares, ha quedado demostrado, son un problema común, generalizado e importante. Un hecho llamativo de los resultados obtenidos en (Brotos *et al.* 2008c) (Capítulo 3) es la desigual distribución y frecuencia de las interacciones a lo largo del litoral Balear. Existen varias explicaciones, como el agotamiento local de los recursos, el uso diferencial del medio o un aumento en el área de animales especializados en depredar sobre redes, quizá debido al aprendizaje social, o diferencias culturales entre grupos (Whitehead *et al.* 2004).

Teniendo todo ello en consideración, es lógico suponer cierto grado de segregación en el seno de la población de *T. truncatus* de las Islas Baleares. Verificar la existencia de esta fragmentación y su alcance es indispensable para gestionar la pervivencia de la especie en el Mar Balear, englobado en una delicada situación mediterránea.

Para definir poblaciones de especies marinas de gran movilidad como los cetáceos, se ha recurrido con frecuencia a técnicas de captura-recaptura, ya sea marcando a los animales de forma artificial como aprovechando marcas naturales para su identificación (ver capítulo 5). Este método, si bien robusto, exige de su aplicación a medio-largo plazo para poder identificar la estructura poblacional. Además, son difícilmente detectables mediante estas técnicas, las segregaciones en especies que comparten la misma área o que, como en el caso del delfín mular o el cachalote (Whitehead *et al.* 2004), son debidas a causas culturales. Por ello, el método más utilizado para este tipo de estudios es el análisis de material genético (Microsatélites o DNA mitocondrial). Sin embargo, estos marcadores, pueden no ser suficientes para diferenciar segregaciones temporalmente próximas.

Recientemente, el estudio de la estructura de poblaciones, se ha visto beneficiado por el desarrollo del análisis de perfiles de isótopos estables que permiten abordar desde otra perspectiva este tipo de cuestiones (Born 2003, Gamboa y Gioielli 2003, Knoff *et al.* 2008). Se acepta de modo general que los valores isotópicos de un organismo dependen de los de su dieta. Diferencias en el ecosistema (concentración de nutrientes, composición de especies, concentración de la luz...) afectan a los perfiles isotópicos de Carbono y Nitrógeno de los productores primarios y por lo tanto a toda la red trófica, especialmente a los grandes depredadores, como es el caso de los cetáceos. Por este motivo, depredadores de diferentes regiones suelen presentar valores isotópicos diferentes incluso si su dieta es la misma (Walker *et al.* 1999). El análisis de perfiles de isótopos estables ya se ha utilizado para identificar diferentes stocks que se superponen en el espacio (Knoff *et al.* 2008, Waring *et al.* 2007, Waring *et al.* 2004).

Dadas las circunstancias que confluyen en la posible segregación de la población Balear de *T. truncatus*, y con el objetivo de describir su estructura poblacional, el proyecto desarrollado para tal fin, se basó en el análisis de muestras remotas obtenidas en las Islas Baleares y el Levante Peninsular tanto a nivel genético, como de isótopos estables. De esta forma, se ha podido desarrollar el contenido del siguiente artículo: “**Population genetic structure and isotopic variation of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) around the Balearic Islands**”.

6.2. Artículo.

Population genetic structure and isotopic variation of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) around the Balearic Islands.

José M Brotons^{1,2*}, Valentina Islas-Villanueva³, Salud Deudero⁴, Carme Alomar⁴ & Ariadna Tor⁴

- (1) Direcció General de Medi Rural i Marí, Govern de les Illes Balears, Foners 10, 07006, Palma, Balearic Islands, Spain.
- (2) Asociación Tursiops, c/Pop, 25 1er. 07639, Sa Ràpita, Balearic Islands, Spain.
- (3) Sea Mammal Research Unit, Scottish Oceans Institute, University of St. Andrews, St. Andrews, Fife, KY16 8LB, UK
- (4) Instituto Español de Oceanografía, Centre Oceanogràfic de les Balears, Moll de Ponent s/n, 07015, Palma, Balearic Islands, Spain.

[*txemabrotons@asociaciontursiops.org](mailto:txemabrotons@asociaciontursiops.org)

En revisión en “Journal of the Marine Biological Association”.

6.2.1. Abstract.

Previous studies of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the western Mediterranean suggest that the deep waters around the Balearic archipelago could form a barrier to movements of this species. We investigated whether this was indeed an important factor in the structure of this population using biopsy samples and tissue from stranded fresh carcasses obtained between July 2008 and May 2011 in the waters around the Balearic Islands and the west coast of the Iberian Peninsula. We obtained microsatellite, mitochondrial DNA and stable isotope profiles from these samples. Combined results indicated that the deep water channels between the mainland and the island of Ibiza, and between Ibiza and the island of Mallorca, both constituted barriers that significantly affected population structure. Furthermore, the stable isotope profiles were well differentiated by sample location, indicated a high degree of site fidelity. These results have important implications for the conservation and management of this population.

Keywords: *Tursiops truncatus*, Balearic Islands, microsatellite, mitochondrial DNA, stable isotopes.

6.2.2. Introduction.

Although the bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) is one of the best studied cetacean species (Leatherwood & Reeves, 1990, Reynolds *et al.*, 2000, Wells & Scott, 1999), there are still knowledge gaps in areas of special concern, such as the Mediterranean (Notarbartolo di Sciara & Bearzi, 2005). There are no estimates of total population size and the information available typically comes from localized studies produced with different methodologies. The vast majority of these studies are based on relatively small coastal fragments that are not likely to cover the whole area that the groups of dolphins are actually using. Recent studies have shown that the bottlenose dolphin can be found in both oceanic and neritic environments and that their density can vary from 4 to 20 individuals per Km² (Ben Naceur *et al.*, 2004, Cañadas & Hammond, 2006, Forcada *et al.*, 2004, Gómez de Segura *et al.*, 2006).

There is no overall estimate of the Mediterranean population. Little information exists on the distribution and abundance of bottlenose dolphin in the eastern and southern parts of the Mediterranean basin. Considering that several studies have been done in high density areas, that the distribution of the animals is not homogeneous, that in their range there are frequently areas with very low density and that the factors determining study location are as often logistic as they are scientific, it

is not likely that the Mediterranean population of bottlenose dolphins exceeds 10,000 individuals (Bearzi & Fortuna, 2006, Otero & Conigliaro, 2012).

The present intermittent distribution in the basin is probably due jointly to the effects habitat selection by the animals, past extermination campaigns (Bearzi *et al.*, 2004), and the current variety of anthropogenic threats in this heavily impacted marine habitat. Indirect but convincing evidence shows that the Mediterranean population is in decline (Bearzi & Fortuna, 2006, Bearzi *et al.*, 2004, Blanco & González, 1992, Borrell *et al.*, 2000). The situation is different from one location to another but general best estimates are that the Mediterranean population has been reduced by 30% in the last 60 years (Reeves & Notarbartolo di Sciara, 2006).

The bottlenose dolphin is regularly observed in coastal waters of the Mediterranean, but they can also be found over the continental shelf or over the beginning of the continental slope at any distance from the shore (Azzellino *et al.*, 2008, Bearzi *et al.*, 2004, Ben Naceur *et al.*, 2004, Gannier, 2005, Gnone *et al.*, 2006, Gómez de Segura *et al.*, 2004, Notarbartolo Di Sciara *et al.*, 1993). Bottlenose dolphins are present in a great variety of habitats that include the continental platform (Azzellino *et al.*, 2008, Gómez de Segura *et al.*, 2004), closed seas (Bearzi *et al.*, 2008) and the coastal waters of islands and archipelagos (Bearzi *et al.*, 1997, Forcada *et al.*, 2004, Mussi & Miragliuolo, 2003). In the Alboran Sea and the Balearic islands it is possible to find them along all the continental platform and its edge, and in deep waters away from the continental slope (Cañadas & Hammond, 2006, Cañadas *et al.*, 2002, Forcada *et al.*, 2004). There is no genetic or morphologic evidence that differentiate a coastal bottlenose dolphin “ecotype” from an offshore one (Natoli *et al.*, 2005). The only available information on behavior and social structure in the Mediterranean bottlenose dolphin is based on studies from coastal groups and little is known about the offshore groups. In several coastal studies their social dynamics has been defined as fission-fusion with a fluid exchange of individuals between groups (Bearzi *et al.*, 1997, Bearzi *et al.*, 2005). However, it has to be taken into account that *T. truncatus* behavior differs considerably among groups depending on the habitat they use.

The species has a very flexible behavior and a cosmopolitan diet (Barros & Odell, 1990, Cockcroft & Ross, 1990, Connor *et al.*, 2000, Shane *et al.*, 1986). In the Mediterranean bottlenose dolphins forage mainly on demersal prey (Blanco *et al.*, 2001, Mioković *et al.*, 1999) with dive times of 3-8 minutes depending on the depth, within feeding sessions (Bearzi *et al.*, 2005, Bearzi *et al.*, 1999). A large number of these prey species are of commercial interest (Blanco *et al.*, 2001) with declining stocks (FAO, 2005), provoking conflicts between the dolphins and the fisheries in several areas (Reeves *et al.*, 2001). Interactions between cetaceans and fisheries in the Mediterranean are especially relevant (UNEP, 1998) and have been studied in different regions (Díaz López, 2006, Lauriano *et al.*, 2004). In 1991 in the Balearics, for example, up to 30 dead dolphins were victims of these interactions (Silvani *et al.*, 1992). The Mediterranean population of *T. truncatus* is considered “vulnerable” within the criteria used by the IUCN (Otero & Conigliaro, 2012). The classification was based on concerns of a population decline due to intentional kills and extermination campaigns that took place until the end of the 1960’s, and to the current mortality associated to fishing activities. It was also considered that the impact of overfishing and the general habitat degradation were likely to be significant problems (Bearzi & Fortuna, 2006).

The Mediterranean bottlenose dolphin population is genetically differentiated from the neighbouring Eastern and North Atlantic populations. Mitochondrial and nuclear DNA analysis has differentiated several populations between the Black Sea and the Mediterranean (Natoli *et al.*, 2005). From samples obtained on a continuous geographic range from the Black Sea to the Eastern North Atlantic, it was concluded that the boundaries for each population coincided with the submarine topography, superficial salinity, productivity and temperature. Five populations were identified: Black Sea, Eastern Mediterranean, Western Mediterranean, Eastern North Atlantic and Scotland (Natoli *et al.*, 2005).

The population structure of bottlenose dolphins around the Iberian Peninsula has been previously investigated with stable isotope and organochloride contaminants analysis from stranded animals’ tissue

from Cataluña, Valencia, the Balearic Islands and adjacent waters (Borrell *et al.*, 2006). Significant differences in the percentages of carbon ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) and the PCB profiles show a low rate of mixture between the Atlantic and the Mediterranean dolphins. In the Mediterranean, the samples from Cataluña and Valencia cannot be distinguished, suggesting a common distribution. However, the differences in the DDT/PCB ratio and other PCB profiles between the Balearic animals in relation with the Iberian Mediterranean indicate that deep waters between the archipelago and the peninsula could represent an effective barrier for the movement of individuals (Borrell *et al.*, 2006). Carbon and nitrogen stable isotopes have been used as tracers to examine trophic relationships and origins of prey in marine food webs. Nitrogen isotopic values can be used to quantitatively assess trophic level, while carbon isotopic values are generally applied to indicate relative contributions to the diet of different potential primary sources in a food web, giving evidence of inshore versus offshore food intake (Hobson *et al.*, 1996, Lepoint *et al.*, 2000, Rau *et al.*, 1992, Smith *et al.*, 1996). Therefore, measurement of stable isotope levels in dolphin tissues can corroborate site affinity and aid in sub-population assignments when used as ecological tracers.

These genetic and isotopic results, together with similar evidence shown in other species (Fossi *et al.*, 2004, Gaspari *et al.*, 2007a, Gaspari *et al.*, 2007b, Natoli *et al.*, 2008), suggest that it is not only obvious physical boundaries like the Strait of Gibraltar that can restrict the movement of animals, but that deep water areas between coastal populations can also form barriers for dispersal. There is a possibility that these barriers not only isolate the Balearics animals from the Iberian Peninsula, but that within the same archipelago there is segregation between islands. If populations associated with different islands were isolated from each other, this could have important implications for the conservation of the bottlenose dolphin in the Balearics, within the delicate situation in the Mediterranean.

This study aims to evaluate the extent to which deep water barriers have restricted bottlenose dolphin movements between the Balearics and the Iberian Peninsula and between the islands that form the archipelago. We predict that if these barriers have resulted in population differentiation, it will be reflected in genetic and isotopic profiles. The advanced learning ability of bottlenose dolphins makes them quick to discover new foraging opportunities and the transmission of this information among a group of individuals can split up populations in relatively short time frames (Chilvers & Corkeron, 2001, Whitehead *et al.*, 2004). For this reason a fine scale genetic stock structure analysis is needed in combination with a more dynamic population structure indicator such as stable isotopes.

6.2.3. Methods.

I. Study site.

Skin and bubbler samples from the posterior region of the dorsal fin were taken from 50 bottlenose dolphins from March 2009 to May 2011 around the Balearic Islands (western Mediterranean, Spain) and the coast off Comunitat Valenciana (East coast of the Iberian Peninsula, Spain). The study site is divided into three large scale areas (separated by deep water channels of similar dimensions), which we call macro-sites for the purposes of this study: Gimnèsies, Pitiüses, and Comunitat Valenciana, and these can be further broken down into smaller zones (sites) in which sample collection was concentrated (Figura 6-1).

II. Sample collection.

Biopsies were collected from small (<10m) boats powered by outboard engines, using 150 lb pull cross bow, manufactured by Barnett International, fitted with 25 mm cutting heads mounted on carbon fiber arrow shafts with molded flotation around the shaft so that the arrows could be retrieved (designed by Ceta-Dart, F. Larsen, Copenhagen, Denmark), a system that has been employed in multiple other studies of bottlenose dolphins (Nicolas *et al.*, 2001, Quérouil *et al.*, 2007).

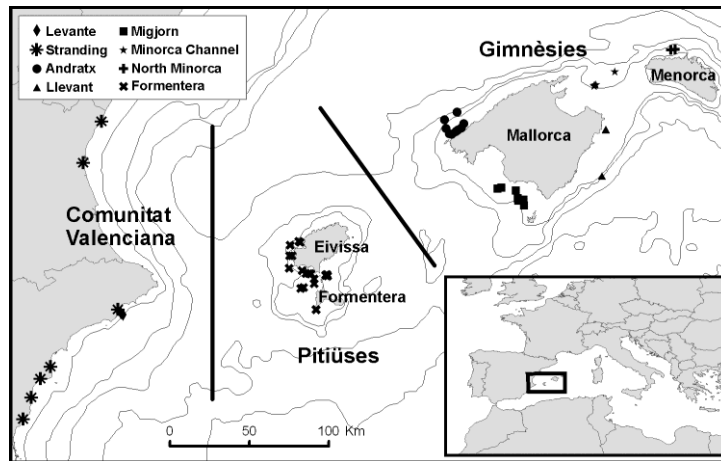


Figura 6-1. Study area with indication of macrosites and sites for *Tursiops truncatus* biopsies and strandings locations.

To increase the number of samples from the Comunitat Valenciana population, seven samples from strandings occurring between July 2008 and March 2009 were added to this study. Only very fresh animals (estimated <3 days post-mortem) were sampled to avoid possible contamination from strandings resulting from long range drift of carcasses. These samples were not used in the isotope analysis due to microbial alteration of isotopic composition of inorganic substrates, e.g. sulfur and nitrogen compounds (Chambers & Trudinger, 1979, Miyazaki *et al.*, 1980, Nakai & Jensen, 1964) and fractionation of carbon and nitrogen isotopes during assimilation and synthesis processes (Estep *et al.*, 1978, Macko *et al.*, 1982) once an animal is dead. Once the samples were obtained they were divided into two subsamples: the first was preserved at -18 °C for isotopic analysis and the second was preserved in 90% ethanol and stored at -20 °C for DNA extraction. For isotopic analysis, samples were grouped by sites shown in Figura 6-1.

III. DNA Extraction and Genetic analysis.

DNA extraction was performed employing Nucleospin reagents (Macherey-Nagel GmbH & Co. KG) according to the manufacturers' instructions. DNA was stored at -20°C and quantified with a nanodrop 1000 spectrophotometer from Thermo Scientific.

IV. Microsatellites.

Nine previously reported polymorphic nuclear microsatellite loci (Appendix A) were analyzed for all 57 samples. Microsatellites were amplified with a fluorescent dye and automatically sequenced in a Beckman Coulter system. The markers were amplified with a Multiplex PCR (Polymerase Chain Reaction) kit from (QIAGEN). PCR reactions consisted of 10-20 ng of genomic DNA, 5 µl of Multiplex Mix and 3 µl of primer mix in a 10 µl reaction. The PCR profile was as follows: 95°C for 15 min followed by 30 cycles of 94°C for 30 sec, 60°C for 90 sec and 71°C for 45 sec, with a final extension of 72°C for 2 min.

Genotyping error was calculated by re-amplifying random individuals. All loci were run in Microchecker (Van Oosterhout *et al.*, 2004) to check them for null alleles, misgenotyping and stutter bands.

Expected and observed heterozygosity (H_E and H_O) along with Hardy-Weinberg probability tests were obtained with Arlequin 3.5.1.2 (Excoffier & Lischer, 2010) and allelic richness was calculated with FSTAT 2.9.3.2 (Goudet, 1995). Pairwise comparisons of genetic differentiation (F_{ST}) were conducted with the program GENEPOP and FSTAT was used to test its significance. R_{ST} was calculated with the program RSTCalc (Goodman, 1997) respectively and compared with F_{ST} . The linkage disequilibrium for each locus was calculated with GENEPOP. A sequential Bonferroni correction (Rice, 1989) was applied later to assess significance values.

The patterns of genetic structure were analyzed with Structure 2.3.1 (Pritchard *et al.*, 2000). The burn in period was set to 150,000 iterations and the probability estimates were determined using 3,000,000 Markov chain Monte Carlo (MCMC) iterations. Runs were conducted with K set from 1 to 10 with 5 runs for each value of K. Separate tests were conducted with two different models: the no admixture model and the admixture model and using the putative location as a prior. The no-admixture model assumes that all the individuals come from the same population K; this model is good at detecting subtle population structure. The admixture model assumes that the individuals from all the populations could have a common ancestor and it is good at dealing with hybrid zones. The power of the Bayesian algorithm to obtain the true K from the log probability of the data was obtained with the method developed by (Evanno *et al.*, 2005).

To assess the levels of present migration, a Bayesian multilocus approach employed by BayesAss 1.3 (Wilson & Rannala, 2003) was used. Three million iterations, a sampling frequency of 2,000 and burn-in of 999,999 were the parameters for the analysis. The stabilization of the log likelihood values within the period set by the burn-in was checked and the mean and variance of the posterior probabilities for the migration rates were obtained. Sex-biased dispersal was calculated with FSTAT by calculating F_{ST} pairwise comparisons for females and males separately between all populations.

V. Mitochondrial DNA.

To verify the origin of each of the 3 populations 5 to 7 individuals were chosen at random to amplify a 660bp section of the control region using the primers: Rev (5'GTGACGGGGCCCTTTCTAA 3') (LeDuc *et al.*, 1999) and F2 (5'CTC ACC ACC AAC ACC CAA AG 3'). Polymerase chain reaction conditions were as follows: 150 μ M dNTPs, 1.5 mM MgCl₂, 20mM Tris-HCl pH 8.0, 50 mM KCl, 0.3 μ M of each primer, 1.25 U/ μ L of Taq (Bioline) and 20 ng of DNA for a 25 μ L total reaction. PCR cycling profile: 4 min at 95°C, 30 cycles of 45 secs at 94°C, 1 min at 55.8°C and 1 min at 72 °C, followed by a final extension of 5 min at 72°C. PCR products were purified with a QIAGEN-QIAquick gel extraction kit and quantified for automated sequencing. Individuals were sequenced in both directions (forward and reverse) to verify the identity of each nucleotide in several cases where the sequences were not of high quality. Sequences were edited, checked and aligned by eye with BIOEDIT 7.0.5.3.

Haplotype and nucleotide diversity along with the number of haplotypes per population and pairwise values of F_{ST} among the three populations was determined with Arlequin. A haplotype network was constructed with TCS 1.18 (Clement *et al.*, 2000), including both the haplotypes obtained in this study and a group of Genbank sequences from neighbouring populations.

VI. Stable Isotope Analysis.

Tissue samples were rinsed with distilled water and dried at 60°C for 48 hours and then ground to a fine powder using a mortar and pestle. Dolphin skin and blubber samples contain large amounts of lipids, which interfere with carbon (¹²C/¹³C) isotope analysis results (Morin & Lesage, 2003), therefore they had to be extracted and eliminated from the sample before analysis. For lipid extraction a modification of Folch's method (Folch *et al.*, 1957), suggested by Morin & Lesage (2003), was carried out. Lipids were removed by rinsing the ground blubber several times with a 2:1 chloroform: methanol mixture using an automated agitator for 10 minutes. The samples were kept for at least 12 hours at 4°C, then were centrifuged at 750 rpm for 10 minutes and the supernatant was eliminated. The extraction was repeated two more times at room temperature with one hour periods between extractions.

The samples were left to dry and solidify at 60°C for at least 12 hours. The solid residue was dissolved in 10 ml of distilled water and was agitated during 5 minutes with an automated agitator, centrifuged at 1200 rpm for 10 minutes, and the supernatant was eliminated. This process was repeated two more times and then the solid residue was left to dry at 60°C for at least a further 12 hours. Finally, 2 \pm 0.1 mg of this dried sample was placed into a tin cup and combusted for ¹⁵N and ¹³C isotope analysis with a continuous flow mass spectrometer (Thermo Finnegan Delta x-plus). Analyses were conducted at the

Scientific-Technical Services Institute (SCTI) of the University of the Balearic Islands. Reference standards used were Vienne Pee Dee Belemnite (VPDB) for C and atmospheric nitrogen for N. Every eight samples of bottlenose dolphin, one sample of an internal reference material (Bovine Liver standard (BLS); 1577b; U.S Department of Commerce, National Institute of Standards and Technology, Gaithersburg, MD 20899, USA) was analyzed in order to calibrate the system and to compensate for drift over time. The analytical precision of the stable isotopes analyses was based on the standard deviation of replicates of the BLS reference and was of 0.08 ‰ for $\delta^{13}\text{C}$ and 0.09 ‰ for $\delta^{15}\text{N}$. Stable isotopes ratios were expressed in δ notation (Peterson & Fry, 1987) with units of parts per thousands (‰) according to the following equation, where R is the corresponding $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ and $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ratio (Abelson & Hoering, 1961):

$$\delta^{13}\text{C} \text{ or } \delta^{15}\text{N} = [(R_{\text{sample}} / R_{\text{reference}}) - 1] \times 1000$$

Differences in isotopic values of $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ and C:N ratio were analysed using Analysis of Variance (ANOVA). First, a one-way ANOVA was used to test differences among large scale areas (Gimnèsies and Pitiüses), and a second one-way ANOVA was carried out to test differences among macrosites inside Gimnèsies (Andratx, Minorca Channel and Migjorn) and Pitiüses (Formentera). When ANOVA indicated a significant difference, the source was identified using a Tukey HSD post hoc test.

6.2.4. Results.

Fifty biopsy samples were taken between March 2008 and May 2010 around the Balearics and off the mainland peninsula and used for both genetic and isotope analyses. Further samples were obtained from 7 animals stranded between July 2008 and March 2009, and used only for genetic analysis (Figura 6-1).

I. Microsatellites.

Microchecker found no evidence of null alleles or allele dropout in the 9 loci employed. Allele distributions did not deviate from expected Hardy-Weinberg equilibrium levels for any locus (Tabla 6-1).

Average genetic diversity values for microsatellites were very similar between the three populations analysed. Gimnèsies showed the largest number of alleles and Comunitat Valenciana the smallest but these values largely reflects the sample size analyzed for each population. Observed and expected values of heterozygosity are intermediate and similar to the ones previously reported for the Western Mediterranean populations (Natoli *et al.*, 2005).

II. Population structure.

Population differentiation indices were calculated for the three populations to test for fine scale population structure (Tabla 6-2). Significant differentiation was found between Pitiüses and Comunitat Valenciana, larger for R_{ST} values than for F_{ST} , suggesting a stronger population structure due to past events than recent separation. Recent migration rates were calculated with Bayesass but the confidence intervals obtained overlapped with those that assume no information in the data, therefore we cannot report recent migration estimates (Tabla 6-2). A sex biased dispersal test based on F_{ST} was also non-significant ($p=0.630$).

Population structure was also analyzed with the program Structure 2.3.4, and the Evanno method (Evanno *et al.*, 2005) was employed to determine the number of populations, which resulted in $\Delta K=3$ (Figura 6-2). While we expected this to correspond with the 3 populations analysed, instead it showed a tri-partite division of probabilities for each individual of the populations, suggesting a mixed origin for all of them but also no differentiation between them. This pattern was also shown by Natoli *et al.* (2005) for the Western Mediterranean populations.

Tabla 6-1. Total number of alleles (n), Allelic richness (A) Expected and Observed heterozygosity (H_E , H_O) and Hardy-Weinberg equilibrium test P-value. Significant values after Bonferroni correction = 0.00185.

Microsatellite	Gimnesies					Pitiuses					Comunitat Valenciana					Total
	n	A	H_E	H_O	P	n	A	H_E	H_O	P	n	A	H_E	H_O	P	
D08	7	6.015	0.84	0.80163	0.80555	6	5.62	0.77273	0.7907	0.17631	6	6	1	0.8366	1	n=7 A=5.827
TV7	2	1.997	0.34783	0.34783	1	2	1.939	0.22727	0.20613	1	2	2	0.22222	0.52288	0.17054	n=2 A=1.919
MK8	7	5.614	0.70833	0.70301	0.25991	5	4.102	0.68182	0.62896	0.97734	6	6	0.66667	0.81046	0.20598	n=7 A=5.281
Tur117	5	4.171	0.6087	0.70628	0.07547	5	4.4	0.63636	0.69345	0.90779	4	4	0.55556	0.77778	0.2564	n=5 A=4.249
Tur48	4	3.84	0.55556	0.5619	0.68638	4	3.929	0.55556	0.64127	0.20297	4	4	0.44444	0.52941	0.71298	n=4 A=3.815
Dde61	7	5.434	0.70833	0.71188	0.98759	6	4.982	0.72727	0.68182	0.83373	6	6	0.77778	0.67974	0.71153	n=7 A=5.486
Dde70	11	8.174	0.61538	0.87783	0.00389	9	7.081	0.95238	0.83624	0.73554	6	6	0.66667	0.62092	0.8524	n=11 A=7.604
Tur138	5	4.876	0.84	0.78939	0.94835	4	3.937	0.77273	0.72833	0.73661	3	3	0.77778	0.66013	1	n=5 A=4.556
Dde84	6	4.157	0.44	0.46857	0.27165	4	3.284	0.47619	0.40534	1	4	4	0.33333	0.31373	1	n=7 A=3.958
Average from all microsatellites	6.21		0.57119	0.68218		5.429		0.59367	0.65003		4.71		0.6396	0.66801		

III. Mitochondrial DNA.

The analysis of a few mitochondrial sequences from each population revealed very similar values of genetic diversity. Haplotype diversity was very high in all of them but also showed a high standard deviation due to the small sample size. Nucleotide diversity values were also very similar between the areas and universally high. Pairwise comparisons of F_{ST} values showed a significant differentiation between samples from Pitiüses and the other two areas. Differentiation was higher between Pitiüses and Comunitat Valenciana than between the former and Gimnèsies (Tabla 6-3).

A haplotype network was constructed, adding sequences from neighbouring populations from the Eastern and Western Mediterranean and Baltic Sea to elucidate the relationships with the populations analyzed (Figura 6-3). It is evident that the haplotypes from this study are spread all over the network. A slight separation of Pitiüses is indicated and this might explain the differentiation observed with F_{ST} values. It was important to confirm that the Comunitat Valenciana haplotypes were not from a completely different origin (e.g. offshore) than the other two populations as it is the population that is significantly closer to the Gibraltar strait. We can observe that the Comunitat Valenciana haplotypes are well connected to the other haplotypes from the network and that it is actually the Pitiüses ones that are more separated from the rest of the Balearics haplotypes, so while the separation between Comunitat Valenciana and the other two sites is likely not due to different founding mitochondrial lineages, the Pitiüses one could be.

It was unexpected to find a lack of differentiation with microsatellites between Comunitat Valenciana and Gimnèsies while with mtDNA the differentiation between them is smaller than between Pitiüses and Comunitat Valenciana, despite the fact that the geographical distance between Comunitat Valenciana and Gimnèsies is the largest between macrosites and therefore it was expected that a stronger differentiation would be observed between them. Instead the constant and stronger differentiation is between Comunitat Valenciana and Pitiüses with both markers.

IV. Stable isotopes analyses.

Isotopic $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$ values of dolphins are summarized in Tabla 6-4. Gimnèsies had slightly higher average $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$ values than Pitiüses but these were not statistically significant (ANOVA $p>0.05$;

Tabla 6.5). When analysing sites inside Gimnèsies, values of $\delta^{15}\text{N}$ were highest at Minorca Channel, and lowest at Andratx. Values of $\delta^{13}\text{C}$ were highest at Migjorn, and lowest at Andratx. However, significant differences were only found between values of $\delta^{13}\text{C}$ from Migjorn to those from Formentera and Andratx (ANOVA $p < 0.05$) and values of $\delta^{15}\text{N}$ from Minorca Channel were significantly different to the rest of the sampling sites (ANOVA $p < 0.05$). Values of $\delta^{13}\text{C}$ showed a greater variability between sampling sites than $\delta^{15}\text{N}$ values. For $\delta^{15}\text{N}$ values, samples from Minorca Channel showed the highest variability and those from Andratx the lowest.

Tabla 6-2. F_{ST} below diagonal with P-values obtained after: 3000 permutations. Indicative adjusted nominal level (5%) for multiple comparisons is: 0.016667. Above diagonal R_{ST} values with significance P-values in parenthesis. Migration rates (MR) obtained with Bayesians for simulations showing no information in the data, will have a 0.833 mean and 95% confidence interval for the non-migration rates are 0.833 (0.675, 0.992) and for the migration rate mean and 95% confidence interval for data sets with 3 populations are 0.0837 (0.00125, 0.261).

Population	into Gimnèsies	into Pitiüses	into Comunitat Valenciana
from Gimnèsies	MR=0.701413 SD=0.0312032 CI= (0.667628, 0.78208)	0.00111 P=0.3892 (0.00124) MR=0.0177635 SD= 0.0170295 CI= (0.000578769, 0.0654715)	0.09142 P=0.0192 (0.02297) MR=0.0287905 SD= 0.0341252 CI= (0.00025437, 0.131028)
from Pitiüses	0.0029 P=0.019 MR=0.0514648 SD=0.0470805 CI=(0.00192852, 0.17921)	MR=0.689218, SD= 0.0229059 CI= (0.667215, 0.753357)	0.07175 P=0.00340 (0.019317) MR=0.0302372 SD= 0.0359874 CI= (0.000263105, 0.135068)
from Comunitat Valenciana	0.0412 P=0.017 MR=0.247122 SD= 0.0483144 CI= (0.135096, 0.314667)	0.0498 P=0.005 MR=0.293018, SD= 0.0275996 CI= (0.225424, 0.328075)	MR=0.940972, SD= 0.0522565 CI= (0.804319, 0.99834)

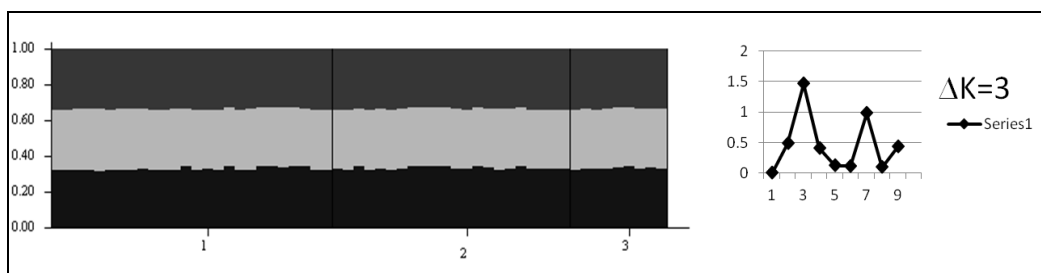


Figura 6-2. Evanno method in the far right shows $K=3$ for the three populations showed in the Barplot: 1) Gimnèsies, 2) Pitiüses and 3) ComunitatValenciana.

Pitiüses samples had higher C:N ratios than Gimnèsies, and these differences were significant (ANOVA $p < 0.05$; Tabla 6.5). When comparing sites inside Gimnèsies, values were highest in samples from Andratx, and lowest at Minorca Channel. However, values of Formentera (1.93 ± 0.01) were highest and there were only significant differences between the C:N ratio of Formentera with Migjorn and Minorca Channel (ANOVA $p < 0.05$; Table 5).

Tabla 6-3. Mitochondrial genetic diversity and differentiation between populations. Number of haplotypes, Nucleotide (Π) and haplotype diversity and population differentiation F_{ST} obtained with the Tamura & Nei distance method with a significance Level=0.0500 *

Population	Comunitat Valenciana N=7	Gimnesies N=5	Pitiuses N=6
Haplotypes	4	4	5
Nucleotide diversity Π	0.0173 +/- 0.0108	0.0175 +/- 0.0106	0.0129 +/- 0.0087
Haplotype diversity	0.9333 +/- 0.1217	0.8095 +/- 0.1298	0.9 +/- 0.1610
Valencia	-		
Gimnesies	0.01377	-	
Pitiuses	0.37958 *	0.29334 *	-

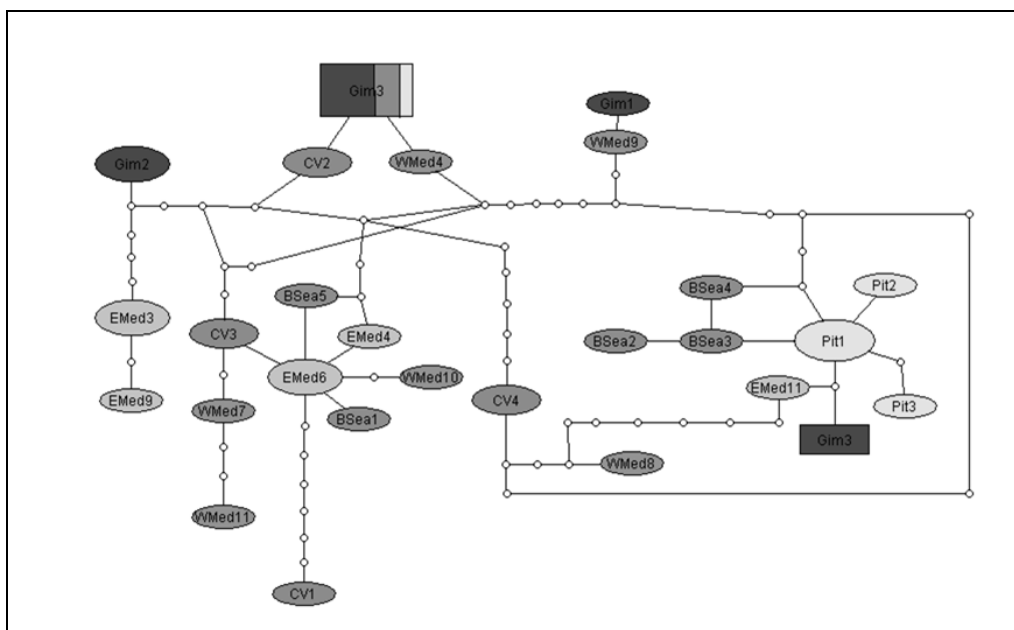


Figura 6-3. Haplotype network of *Tursiops truncatus* samples from Comunitat Valenciana (CV), Gimnèsies (Gim) and Pitiuses (Pit) and its relationships with neighbouring populations haplotypes from: BSea (Baltic Sea), EMed (Eastern Mediterranean), WMed (Western Mediterranean).

6.2.5. Discussion.

Our results show that while samples from the different areas of the study region show differentiation in dietary preferences, these differences do not appear strong or old enough to greatly impact genetic population structure. Microsatellite genetic differentiation between the analyzed samples from Pitiuses and Comunitat Valenciana (Tabla 6-2) confirm the suggestion of Borrell et al. (2006) about the barrier

effect that deep waters surrounding the Balearics archipelago have over bottlenose dolphin movements. However, this barrier effect between the peninsula and the Balearics should also apply within the archipelago (Massuti, 1991), between Gimnèsies and Pitiüses (Figura 6-1). If it was simply that deep waters are a barrier, then the differentiation observed between Pitiüses and Comunitat Valenciana should also be observed between Pitiüses and Gimnèsies (as the distances and water depths are comparable). However, nuclear microsatellites do not show this differentiation (Figura 6-2).

Tabla 6-4. Mean \pm S.E isotopic values for $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ and C:N for *Tursiops truncatus* sampled at macrosites (Gimnèsies and Pitiüses) and sites (Andratx, Minorca Channel, Migjorn and Formentera). n, number of individuals used to calculate mean values.

		$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	C:N
	n	mean	mean	mean
Macrosites				
Gimnesies	18	-14.94 \pm 0.10	13.69 \pm 0.25	1.88 \pm 0.01
Pitiuses	16	-15.14 \pm 0.10	13.43 \pm 0.15	1.93 \pm 0.01
Sites				
Andratx	7	-15.24 \pm 0.12	12.87 \pm 0.11	1.89 \pm 0.01
Canal	4	-15.10 \pm 0.14	15.32 \pm 0.31	1.87 \pm 0.00
Migjorn	7	-14.55 \pm 0.12	13.58 \pm 0.22	1.88 \pm 0.01
Formentera	16	-15.14 \pm 0.10	13.43 \pm 0.15	1.93 \pm 0.01

There is other evidence that support the hypothesis of the a barrier between Pitiüses and Gimnèsies. Isotope analysis reveals differences between the islands and even between very close localities (Tabla 6.5.) in different isotopic profiles ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ y C:N). This variability could result from fine-scale differences in diet composition, differences in the prey isotopic composition according to the sampling area, or most likely due to both at the same time (García Tíscar, 2010). Comparison of our isotope results to those from the literature is quite difficult as there are no results from fresh biopsies from the same area. Our results show generally higher isotope ratios, especially those of $\delta^{13}\text{C}$, compared to values obtained from stranded dolphin samples from the same sampling area (Cardona *et al.*, 2007). Results in this study are higher but in the same range as values from the literature, however we have to take into account that results obtained here are from fresh samples and most of isotopic results from literature are from stranded or individuals which have been caught dead at fishing nets (Borrell *et al.*, 2006, Cardona *et al.*, 2007, García Tíscar, 2010). Another possible source of bias is that off Valencia, females with calves were shown from isotope studies to have a different diet than females without calves and adult males. This difference was probably due to females with calves having to reduce the depth and duration of their foraging dives (Blanco *et al.*, 2001). In this study, all sampled animals were adults that were not accompanied by calves, so this reason could not have contributed to any bias in our data. These live biopsy isotopic ratios of bottlenose dolphins provide new and promising results, and contribute to the less extended existing isotopic library of cetaceans at the Mediterranean.

In other delphinid species found in the Mediterranean, such as the pilot whale, *Globicephala melas* (Traill, 1809), relatedness significantly influences the similarities between individual's diets (De Stephanis *et al.*, 2008). The social organization of the two species is however quite different. Pilot whales have a matrilineal social organization (De Stephanis *et al.*, 2008), while bottlenose dolphin societies are

generally organized under a fission-fusion model (Bearzi *et al.*, 2005). This type of society, with fewer strong bonds, can contribute to horizontal cultural transmission of prey and foraging techniques (Donaldson *et al.*, 2012), and this transmission can dilute the possible differences in trophic habits between family groups.

Tabla 6-5. One-way ANOVA to test differences in tissues of *Tursiops truncatus* for $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ and C:N ratio at macrosites (Gimnèsies and Pitiüses) and sites (Andratx, Minorca Channel, Migjorn and Formentera). * $p < 0.05$ and n.s for non significant differences.

Source of variation	$\delta^{13}\text{C}$			$\delta^{15}\text{N}$			C:N					
	Df	SS	MS	F	Df	SS	MS	F	Df	SS	MS	F
Intercept	1	7664.1	7664.1	44720.8	1	6232.2	6232.2	8306.6	1	122.9	122.95	98987.7
Macrosite	1	0.33	0.33	1.942 ^{n.s}	1	0.56	0.56	0.75 ^{n.s}	1	0.02	0.02	16.628*
Error	32	5.48	0.17		32	24.01	0.75		32	0.04	0.00	
Intercept	1	6.024.0	6024.0	49205.8	1	5094.2	5.094.2	17614.61	1	95.67	95.672	74015.5
Site	3	2.144	0.715	5.838*	3	15.895	5.298	18.321*	3	0.022	0.007	5.576*
Error	30	3.673	0.122		30	8.676	0.289		30	0.039	0.001	

However, the advanced learning abilities of bottlenose dolphins also make them quick to discover new foraging opportunities, and the spread of this information can disaggregate populations ecologically in relatively short times (Whitehead *et al.*, 2004).

The isotopic profiles we report reveal information about the diet of the animals in the last 90 days (García Tiscar, 2010), and the observed variability among subsamples within the same macro-sites (Gimnèsies and Pitiüses) indicate a high degree of philopatry on a relatively local scale. This site fidelity is supported by photo-id data from the same areas (Brotons *et al.*, 2011), and so may lead to individuals acquiring chemical signatures distinctive to a restricted habit zone compared to the potential dispersal capabilities of the species. Such site fidelity would facilitate the gradual isolation of these populations, especially between areas separated by deep water barriers. This could be reflected in the population differentiation shown by the mtDNA control region between Gimnèsies and Pitiüses (Tabla 6-3). Results from Structure failed to show any differentiation between the three populations analyzed but it is known that when genetic structure is very subtle the program has limitations detecting this differentiation (Latch *et al.*, 2006). F_{ST} scores do reveal a degree of differentiation between Comunitat Valenciana and Pitiüses, so it is possible that foraging differences and philopatry to their foraging areas is starting to cause a very subtle population separation.

Our data shows that the bottlenose dolphin population in Pitiüses maintains a certain degree of isolation with the peninsular population and with Gimnèsies in the Balearics.

It is surprising that there are no significant differences between Gimnèsies and Comunitat Valenciana as they are farthest away from each other but that instead we find these differences between Comunitat Valenciana and Pitiüses. This phenomenon could reflect a closer ancestral origin for Comunitat Valenciana and Gimnèsies shown by their clustering pattern in the mtDNA haplotype network. It would however only take a very small number of animals to move between these areas to maintain genetic cohesion, even if the matriline represented by the mtDNA analysis are relatively segregated.

From the data integrated in this study we can conclude that the deep waters that separate the Iberian mainland and the Balearic Archipelago, and the deep water channel between Mallorca/Menorca (Gimnèsies) and the Pitiüses (Figura 6-1) do form a barrier to movements of bottlenose dolphins, as previously suggested (Borrell *et al.*, 2006). This has important implications for the local management of these sub-populations that are part of a wider population considered to be in decline (Bearzi & Fortuna, 2006, Bearzi *et al.*, 2004, Blanco & González, 1992, Borrell *et al.*, 2000) and that is affected by mortality derived from interactions with local artisanal fisheries (Brotons *et al.*, 2008). More information is therefore needed about the abundance of these sub-populations than is currently available from density estimates extrapolated from data-sparse aerial surveys (Forcada *et al.*, 2004).

6.2.6. Acknowledgements.

This study has been financially supported by FEP European funds.

Obtaining biopsies would have been impossible without the excellent work of: Alex, Jorge, Yann, Santi and Tomeu, surveillance members of the marine reserves of the DGMRM in the Balearic Islands; E. Minués, J. Jiménez and the Serra Gelada reserve's staff in the Comunitat Valenciana. P. Gozalbes and T. Raga from the University of Valencia provided us selflessly with stranded samples.

The support by the Direcció General de Medi Rural i Marí have been essential for the collection and analysis of data. Thanks to J.M. Valencia, M. Cerdá, E. Alvarez, A. M. Grau, and A. Frau for their help.

The authors also thank the Scientist-Technical Services (UIB) for collaboration in isotopic analysis and especially the support offered by B. Martorell. Many thanks for logistic support in preparing samples for isotopic analysis from P. Sarriera and F. Fuster and T. Amengual especially in the lipid extraction process.

Finally, nothing would have consistency in this publication without supervision, support and generosity of Dr Luke Rendell.

6.2.7. References.

- Abelson P.H. and Hoering T.** (1961) Carbon isotope fractionation in formation of amino acids by photosynthetic organisms. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **47**(5), 623.
- Azzellino A., Gaspari S., Airoidi S. and Nani B.** (2008) Habitat use and preferences of cetaceans along the continental slope and the adjacent pelagic waters in the western Ligurian Sea. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, **55**(3), 296-323.
- Barros N.B. and Odell D.K.** (1990) Food habits of bottlenose dolphins in the Southeastern United States. In Reeves L. (ed) *The Bottlenose Dolphin*. San Diego, CA, USA.: Academic Press, pp 309-328.
- Bearzi G., Agazzi S., Bonizzoni S., Costa M. and Azzellino A.** (2008) Dolphins in a bottle: abundance, residency patterns and conservation of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the semi-closed eutrophic Amvrakikos Gulf, Greece. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **18**(2), 130-146.
- Bearzi G. and Fortuna C.** (2006) Common bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* (Mediterranean subpopulation). In Sciara R.R.R.G.N.d. (ed) *The Status and Distribution of Cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea*. Málaga, Spain: IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, pp 64-73.
- Bearzi G., Holcer D. and Notarbartolo di Sciara G.** (2004) The role of historical dolphin takes and habitat degradation in shaping the present status of northern Adriatic cetaceans. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **14**(4), 363-379.
- Bearzi G., Notarbartolo-DI-Sciara G. and Politi E.** (1997) Social ecology of bottlenose dolphins in the Kvarnerić (northern Adriatic Sea). *Marine Mammal Science*, **13**(4), 650-668.
- Bearzi G., Politi E., Agazzi S., Bruno S., Costa M. and Bonizzoni S.** (2005) Occurrence and present status of coastal dolphins (*Delphinus delphis* and *Tursiops truncatus*) in the eastern Ionian Sea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **15**(3), 243-257.

- Bearzi G., Politi E. and Sciara G.N.** (1999) Diurnal behavior of free-ranging bottlenose dolphins in the Kvarneri (Northern Adriatic Sea). *Marine Mammal Science*, **15**(4), 1065-1097.
- Ben Naceur L., et al.** (2004) Recensement du grand dauphin *Tursiops truncatus* dans les eaux tunisiennes. *Bulletin de l'Institut des Sciences et Technologies de la Mer de Salammbô*, **31**, 75-81.
- Blanco C., Salomón O. and Raga J.** (2001) Diet of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the western Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, **81**(06), 1053-1058.
- Blanco J.C. and González J.L.** (1992) *Libro Rojo de los Vertebrados de España.*, Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Borrell A., Aguilar A., Forcada J., Fernández M., Aznar F. and Raga J.** (2000) Varamiento de cetáceos en las costas españolas del Mediterráneo durante el período 1989-1992. *Miscel·lània Zoològica*, **23**(1), 53-69.
- Borrell A., Aguilar A., Tornero V., Sequeira M., Fernandez G. and Alis S.** (2006) Organochlorine compounds and stable isotopes indicate bottlenose dolphin subpopulation structure around the Iberian Peninsula. *Environment International*, **32**(4), 516-523.
- Brotons J.M., Grau A.M. and Rendell L.** (2008) Estimating the impact of interactions between bottlenose dolphins and artisanal fisheries around the Balearic Islands. *Marine Mammal Science*, **24**(1), 112-127.
- Brotons J.M., Yuste L. and Grau A.M.** Bottlenose dolphins movements in relations with anthropic activities in Majorca (Balearic Islands). In Verborgh G. (ed.) *Proceedings of the 25nd Annual Conference of the European Cetacean Society, Cádiz, Spain, 2011.* pp. 266.
- Cañadas A. and Hammond P.** (2006) Model-based abundance estimates for bottlenose dolphins off southern Spain: implications for conservation and management. *Journal of Cetacean Research and Management*, **8**(1), 13.
- Cañadas A., Sagarminaga R. and Garcia-Tiscar S.** (2002) Cetacean distribution related with depth and slope in the Mediterranean waters off southern Spain. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, **49**(11), 2053-2073.
- Cardona L., Revelles M., Sales M., Aguilar A. and Borrell A.** (2007) Meadows of the seagrass *Posidonia oceanica* are a significant source of organic matter for adjoining ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, **335**, 123-131.
- Clement M., Posada D. and Crandall K.A.** (2000) TCS: a computer program to estimate gene genealogies. *Molecular Ecology*, **9**(10), 1657-1659.
- Cockcroft V. and Ross G.** (1990) Food and feeding of the Indian Ocean bottlenose dolphin off southern Natal, South Africa. *The Bottlenose Dolphin, Academic Press Inc, San Diego, California, USA.*
- Connor R.C., Wells R.S., Mann J. and Read A.J.** (2000) The bottlenose dolphin: social relationships in a fission-fusion society. In J. Mann R.C.C., P. L. Tyack & H. Whitehead (ed) *Cetacean societies: Field studies of dolphins and whales.*, Chicago, USA.: Chicago University.
- Chambers L.A. and Trudinger P.A.** (1979) Microbiological fractionation of stable sulfur isotopes: a review and critique. *Geomicrobiology Journal*, **1**(3), 249-293.
- Chilvers B.L. and Corkeron P.J.** (2001) Trawling and bottlenose dolphins' social structure. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, **268**(1479), 1901-1905.
- De Stephanis R., et al.** (2008) Diet of the social groups of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the Strait of Gibraltar. *Marine Biology*, **154**(4), 603-612.
- Díaz López B.** (2006) Interactions between Mediterranean bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and gillnets off Sardinia, Italy. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, **63**(5), 946-951.
- Donaldson R., Finn H., Bejder L., Lusseau D. and Calver M.** (2012) The social side of human-wildlife interaction: wildlife can learn harmful behaviours from each other. *Animal Conservation*, **15**(5), 427-435.
- Estep M.F., Tabita F.R., Parker P.L. and Van Baalen C.** (1978) Carbon isotope fractionation by ribulose-1, 5-bisphosphate carboxylase from various organisms. *Plant physiology*, **61**(4), 680-687.
- Evanno G., Regnaut S. and Goudet J.** (2005) Detecting the number of clusters of individuals using the software STRUCTURE: a simulation study. *Molecular Ecology*, **14**(8), 2611-2620.

- Excoffier L. and Lischer H.E.** (2010) Arlequin suite ver 3.5: a new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows. *Molecular ecology resources*, **10**(3), 564-567.
- FAO** (2005) Review of the state of world marine fishery resources. *FAO Fisheries Technical Paper*, **457**.
- Folch J., Lees M. and Sloane-Stanley G.** (1957) A simple method for the isolation and purification of total lipids from animal tissues. *J. biol. Chem*, **226**(1), 497-509.
- Forcada J., Gazo M., Aguilar A., Gonzalvo J. and Fernández-Contreras M.** (2004) Bottlenose dolphin abundance in the NW Mediterranean: addressing heterogeneity in distribution. *Marine Ecology Progress Series*, **275**, 275-287.
- Fossi M.C., et al.** (2004) Assessment of toxicological status of a SW Mediterranean segment population of striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) using skin biopsy. *Marine environmental research*, **58**(2), 269-274.
- Gannier A.** (2005) Summer distribution and relative abundance of delphinids in the Mediterranean Sea. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, **60**(3), 223-238.
- García Tíscar S.** (2010) *Interacciones entre delfines mulares (Tursiops truncatus) orcas (Orcinus orca) y pesquerías en el mar de Alborán y estrecho de Gibraltar*. Universidad Autónoma de Madrid, Enero.
- Gaspari S., Airoidi S. and Hoelzel A.R.** (2007a) Risso's dolphins (*Grampus griseus*) in UK waters are differentiated from a population in the Mediterranean Sea and genetically less diverse. *Conservation Genetics*, **8**(3), 727-732.
- Gaspari S., Azzellino A., Airoidi S. and Hoelzel A.** (2007b) Social kin associations and genetic structuring of striped dolphin populations (*Stenella coeruleoalba*) in the Mediterranean Sea. *Molecular Ecology*, **16**(14), 2922-2933.
- Gnone G., Nuti S., Bellingeri M., Pannoncini R. and Beddocchi D.** (2006) Spatial behaviour of *Tursiops truncatus* along the Ligurian sea coast: preliminary results. *Biologia Marina Mediterranea*, **13**(2), 272-273.
- Gómez de Segura A., Crespo E., Pedraza S., Hammond P. and Raga J.** (2006) Abundance of small cetaceans in waters of the central Spanish Mediterranean. *Marine Biology*, **150**(1), 149-160.
- Gómez de Segura A., Tomás J. and Raga J.** (2004) Sector Centro (Comunidad Valenciana y Región de Murcia). In Pantoja J.A.R.J. (ed) *Proyecto Mediterráneo: Zonas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español*, Madrid, Spain: Organismo autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente. no. Naturaleza y Parques Nacionales, Serie técnica].
- Goodman S.J.** (1997) RST Calc: a collection of computer programs for calculating estimates of genetic differentiation from microsatellite data and determining their significance. *Molecular Ecology*, **6**(9), 881-885.
- Goudet J.** (1995) FSTAT (version 1.2): a computer program to calculate F-statistics. *Journal of heredity*, **86**(6), 485-486.
- Hobson K., Ambrose W. and Renaud P.** (1996) Sources of primary production, benthic-pelagic coupling, and trophic relationships within the northeast Water Polynya: insights from $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ analysis. *Oceanographic Literature Review*, **43**(7).
- Latch E.K., Dharmarajan G., Glaubitz J.C. and Rhodes Jr O.E.** (2006) Relative performance of Bayesian clustering software for inferring population substructure and individual assignment at low levels of population differentiation. *Conservation Genetics*, **7**(2), 295-302.
- Lauriano G., Fortuna C., Moltedo G. and Notarbartolo di Sciara G.** (2004) Interactions between common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and the artisanal fishery in Asinara Island National Park (Sardinia): assessment of catch damage and economic loss. *Journal of Cetacean Research and Management*, **6**(2), 165-173.
- Leatherwood S. and Reeves R.R.** (1990) *The bottlenose dolphin*, San Diego: Elsevier.
- LeDuc R., Perrin W. and Dizon A.** (1999) Phylogenetic relationships among the delphinid cetaceans based on full cytochrome b sequences. *Marine Mammal Science*, **15**(3), 619-648.
- Lepoint G., Nyssen F., Gobert S., Dauby P. and Bouquegneau J.-M.** (2000) Relative impact of a seagrass bed and its adjacent epilithic algal community in consumer diets. *Marine Biology*, **136**(3), 513-518.

- Macko S.A., Estep M.F. and Hoering T.C.** (1982) Nitrogen isotope fractionation by blue-green algae cultured on molecular nitrogen and nitrate. *Year Book Carnegie Institution of Washington*.
- Massuti M.** (1991) *Les Illes Balears: una àrea de pesca individualitzada a la Mediterrània Occidental*: Govern Balear, Conselleria d'Agricultura i Pesca.
- Mioković D., Kovačić D. and Pribanić S.** (1999) Stomach content analysis of one bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*, Montague 1821) from the Adriatic Sea. *Natura Croatica*, **8**(1), 61-65.
- Miyazaki T., Wada E. and Hattori A.** (1980) Nitrogen-isotope fractionation in the nitrate respiration by the marine bacterium *Serratia marino rubra*. *Geomicrobiology Journal*, **2**(2), 115-126.
- Morin Y. and Lesage V.** Effects of dimethyl sulfoxide (DMSO) and lipid extraction methods on stable carbon and nitrogen isotope ratios in the skin of odontocetes and mysticetes. *Proceedings of the 15 conference of the society for marine mammalogy, Greensboro, NC, EEUU, 2003*.
- Mussi B. and Miragliuolo A.** (2003) I cetacei della costa nord occidentale dell'isola d'Ischia (Canyon di Cuma). *Ambiente marino e costiero e territorio delle isole Flegree (Ischia, Procida e Vivara-Golfo di Napoli). Risultati di uno studio multidisciplinare. Editori MC Gambi, M. De Lauro e F. Jannuzzi. Memorie*, 213-232.
- Nakai N. and Jensen M.** (1964) The kinetic isotope effect in the bacterial reduction and oxidation of sulfur. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **28**(12), 1893-1912.
- Natoli A., Birkun A., Aguilar A., Lopez A. and Hoelzel A.R.** (2005) Habitat structure and the dispersal of male and female bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **272**(1569), 1217-1226.
- Natoli A., Cañadas A., Vaquero C., Politi E., Fernandez-Navarro P. and Hoelzel A.R.** (2008) Conservation genetics of the short-beaked common dolphin (*Delphinus delphis*) in the Mediterranean Sea and in the eastern North Atlantic Ocean. *Conservation Genetics*, **9**(6), 1479-1487.
- Nicolas J., Potter D.C., Potter C.W. and Rosel P.E.** (2001) Results of a field collection of biopsy samples from coastal bottlenose dolphins in the Mid-Atlantic. *National Marine Fisheries Service*, 8.
- Notarbartolo di Sciara G. and Bearzi G.** (2005) Research on cetaceans in Italy. *Marine Mammals of the Mediterranean Sea: Natural History, Biology, Anatomy, Pathology, Parasitology, Massimo Valdina Editore, Milano*.
- Notarbartolo Di Sciara G., Venturino M.C., Zanardelli M., Bearzi G., Borsani F.J. and Cavalloni B.** (1993) Cetaceans in the central Mediterranean Sea: distribution and sighting frequencies. *Italian Journal of Zoology*, **60**(1), 131-138.
- Otero M.d.M. and Conigliaro M.** (2012) *Marine mammals and sea turtles of the Mediterranean and Black Seas*: IUCN.
- Peterson B.J. and Fry B.** (1987) Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual review of ecology and systematics*, 293-320.
- Pritchard J.K., Stephens M. and Donnelly P.** (2000) Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics*, **155**(2), 945-959.
- Quérouil S., et al.** (2007) High gene flow in oceanic bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) of the North Atlantic. *Conservation Genetics*, **8**(6), 1405-1419.
- Rau G., Ainley D., Bengston J., Torres J.J. and Hopkins T.L.** (1992) N-15/N-14 and C-13/C-12 in Weddell Sea Birds, Seals, and Fish: Implications for Diet and Trophic Structure. *Marine Ecology-Progress Series*, **84**(1), 1.
- Reeves R. and Notarbartolo di Sciara G.** (2006) The status and distribution of cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea. *IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, Malaga, Spain*. vol. 1, pp 137.
- Reeves R.R., Read A.J. and di Sciara G.N.** Report of the Workshop on Interactions between Dolphins and Fisheries in the Mediterranean, Evaluation of Mitigation Alternatives: Roma, 4-5 May 2001. 2001. ICRAM.
- Reynolds J.E., Wells R.S. and Eide S.D.** (2000) *The bottlenose dolphin: biology and conservation*: University Press of Florida Gainesville.
- Rice W.R.** (1989) Analyzing tables of statistical tests. *Evolution*, 223-225.

- Shane S.H., Wells R.S. and Würsig B.** (1986) Ecology, behavior and social organization of the bottlenose dolphin: a review. *Marine Mammal Science*, **2**(1), 34-63.
- Silvani L., Raich J. and Aguilar A.** (1992) Bottle-nosed dolphins, *Tursiops truncatus*, interacting with fisheries in the Balearic Islands, Spain. *European Research on Cetaceans*, **6**, 32-34.
- Smith R.J., Hobson K.A., Koopman H.N. and Lavigne D.M.** (1996) Distinguishing between populations of fresh-and salt-water harbour seals (*Phoca vitulina*) using stable-isotope ratios and fatty acid profiles. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **53**(2), 272-279.
- UNEP** (1998) Interaction of fishing activities with cetacean populations in the Mediterranean Sea.
- Van Oosterhout C., Hutchinson W.F., Wills D.P. and Shipley P.** (2004) MICRO-CHECKER: software for identifying and correcting genotyping errors in microsatellite data. *Molecular Ecology Notes*, **4**(3), 535-538.
- Wells R.S. and Scott M.D.** (1999) Bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821). In Harrison S.H.R.R. (ed) *Handbook of Marine Mammals, Vol. VI, The second Book of Dolphins and Porpoises*. San Diego, USA: Academic Press, pp 137-182.
- Whitehead H., Rendell L., Osborne R.W. and Würsig B.** (2004) Culture and conservation of non-humans with reference to whales and dolphins: review and new directions. *Biological Conservation*, **120**(3), 427-437.
- Wilson G.A. and Rannala B.** (2003) Bayesian inference of recent migration rates using multilocus genotypes. *Genetics*, **163**(3), 1177-1191.

6.3. Discusión general.

Se considera que la mayor parte de las poblaciones europeas de *T. truncatus* han padecido una drástica reducción de efectivos y una intensa fragmentación demográfica y puede ser considerada como la especie de cetáceo más agredida del Mediterráneo (Natale 1990). La mayor parte de los catálogos de biodiversidad y acuerdos y reglamentos nacionales e internacionales de conservación lo definen como especie amenazada o en situación crítica.

La situación en Baleares podría considerarse “saludable” si se considera que en el archipiélago su población es de 1,030 ejemplares (CV=0.35, 95% CI=415-1,849) y que en los estratos A1+A2, aguas del mar Balear y costa Catalana (Figura 5-10), los efectivos llegan a 7,654 (CV=0.47, 95%CI=1,608-15,766) (Forcada *et al.* 2004). Sin embargo, otros estudios y revisiones indican que la población total en el Mediterráneo no supera los 10,000 efectivos (Bearzi y Fortuna 2006), lo que supondría que, alrededor del 75% de la población mediterránea del delfín mular puede encontrarse entre el mar Balear y la costa Catalana. Debe considerarse que dicha estima (Forcada *et al.* 2004), se basa en únicamente 19 avistamientos, lo que se traduce en un coeficiente de variación muy elevado y poca fiabilidad. Gonzalvo *et al.*, 2014, con datos recogidos entre 2002 y 2004, estima que la población en aguas de Baleares es de 517 animales (CV=0.12, 95%CI=406-658). En el mismo trabajo se discute la subestima en referencia a Forcada *et al.*, 2004, indicando dos posibles causas: falta de cobertura total de la plataforma continental y concentración de esfuerzo en primavera y verano, cuando, los delfines alteran su comportamiento por el aumento de presencia humana (Gonzalvo *et al.* 2008).

El registro de dos densidades distintas para primavera y otoño del mismo año, fue interpretado por los autores (Forcada *et al.* 2004) como indicio de la existencia de movimientos de migración. Sin embargo, esta aseveración debe ser contemplada con prudencia ya que los cálculos se realizaron, como se ha comentado a partir de un bajo número avistamientos y unos coeficientes de variación en el cálculo de las estimas de 0.47 y 0.44.

Además, indicios en contra de este flujo migratorio, se han obtenido a partir del desarrollo en la segunda mitad del primer decenio del seguimiento, mediante técnicas de fotoidentificación, de la dinámica poblacional de *T. truncatus* en diferentes localidades de Baleares, ya que pudo constatar una alta fidelidad geográfica de los individuos (Brotons *et al.* 2008a, b, Brotons *et al.* 2009, Brotons *et al.* 2011), datos incluidos en el capítulo 5. Esta fidelidad se describe también en Gonzalvo *et al.* 2014.

Considerando que esta especie puede desarrollar una amplia variedad de patrones de actividades relacionadas con la alimentación, y ha sido descrito como oportunista (Barros y Odell 1990, Norris y Prescott 1961, Shane *et al.* 1986) lo que optimiza la energía utilizada y la captura de presas (Gaskin 1982, Norris y Dohl 1979, Wells *et al.* 1980), resulta obvio pensar que dicha fidelidad geográfica se verá reflejada en dietas diferenciales.

La diferencia o similitud en la relación isotópica entre animales asociados puede mostrar dietas diferentes o similares entre ellos, dependiendo de la tasa metabólica y de renovación del tejido que se utilice (Hobson 1992, Tieszen *et al.* 1983). El uso de la piel ha demostrado ser útil para el análisis de isótopos estables de N y C, con la ventaja añadida que puede ser obtenida de animales por métodos no letales (Gendron *et al.* 2001, Hooker *et al.* 2001, Ruiz Castro 2002, Todd *et al.* 1997).

Los ecotipos oceánico y costero, bien definidos en diferentes partes del mundo, difieren en tamaño corporal, tamaño y forma de las aletas dorsal y pectorales, patrón de coloración y tipos de parásitos, que están relacionados con las características del medio en el que habitan (Hersh y Duffield 1990, Walker *et al.* 1999). También existen diferencias genéticas en haplotipos de fragmentos de la región control del DNA mitocondrial (Sellas *et al.* 2005) y en las hemoglobinas de ambas formas (Hersh y Duffield 1990).

Sus movimientos parecen estar relacionados directamente con la disponibilidad de presas, de tal manera que pueden navegar grandes distancias en aguas abiertas en busca de alimento o aprovechar las

poblaciones de presas locales en las formas costeras (Cockcroft y Ross 1990, Irvine *et al.* 1981, Norris y Dohl 1979, Wells *et al.* 1980).

Estos ecotipos no han sido descritos en el Mediterráneo (Natoli *et al.* 2005), muy posiblemente a causa de la reducida dimensión de la cuenca respecto a la capacidad de movimiento de la especie, lo que ha impedido la diferenciación.

El delfín mular observado regularmente en el Mediterráneo es predominantemente costero, si bien esta designación resulta engañosa, ya que puede encontrarse sobre la plataforma continental o sobre el inicio del talud a cualquier distancia de costa (Azzellino *et al.* 2008, Bearzi *et al.* 2005, Ben Naceur *et al.* 2004, Gannier 2005, Gnone *et al.* 2006, Gómez de Segura *et al.* 2006, Notarbartolo Di Sciara *et al.* 1993). Está presente en una gran variedad de hábitats que incluyen la plataforma continental (Azzellino *et al.* 2008, Gómez de Segura *et al.* 2004), mares cerrados (Bearzi *et al.* 2008) y las aguas circunscritas a islas y archipiélagos (Bearzi *et al.* 1997, Forcada *et al.* 2004, Mussi y Miragliuolo 2003).

En el mar de Alborán y en las islas Baleares, es posible encontrarlo a lo largo de toda la plataforma continental, en el borde de la misma y en aguas profundas del talud continental (Cañadas y Hammond 2006, Cañadas *et al.* 2002, Forcada *et al.* 2004).

Por todo ello, la combinación de los análisis de isótopos con los genéticos es imprescindible para concretar el grado de fragmentación demográfica de la población del delfín mular en Baleares, descrita por otros autores para el Mediterráneo (Natale 1990).

Los resultados resumidos en “Population genetic structure and isotopic variation of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) around the Balearic Islands” refuerzan la teoría del efecto barrera que para la especie tienen las aguas profundas que rodean el archipiélago (Borrell *et al.* 2006) además de mostrar una estructuración interna: Gimnesias y Pitiusas. Esta estructuración respondería a la alta fidelidad geográfica (Gonzalvo *et al.* 2014) descrita en el capítulo 5.

El conocimiento de dicha estructura es básico para la valoración del grado de vulnerabilidad de la población ante las diferentes agresiones y describir su dinámica.

6.4. Bibliografía.

- Azzellino A, Gaspari S, Airoidi S, Nani B. 2008. Habitat use and preferences of cetaceans along the continental slope and the adjacent pelagic waters in the western Ligurian Sea. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 55: 296-323
- Barros NB, Odell DK. 1990. Food habits of bottlenose dolphins in the Southeastern United States. In *The Bottlenose Dolphin*, ed. L Reeves, pp. 309-28. San Diego, CA, USA.: Academic Press
- Bearzi G, Agazzi S, Bonizzoni S, Costa M, Azzellino A. 2008. Dolphins in a bottle: abundance, residency patterns and conservation of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the semi-closed eutrophic Amvrakikos Gulf, Greece. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18: 130-46
- Bearzi G, Fortuna C. 2006. Common bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* (Mediterranean subpopulation) In *The Status and Distribution of Cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea*, ed. RRRGNd Sciara, pp. 64-73. Málaga, Spain: IUCN Centre for Mediterranean Cooperation
- Bearzi G, Holcer D, Notarbartolo di Sciara G. 2004. The role of historical dolphin takes and habitat degradation in shaping the present status of northern Adriatic cetaceans. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14: 363-79
- Bearzi G, Notarbartolo-DI-Sciara G, Politi E. 1997. Social ecology of bottlenose dolphins in the Kvarnerić (northern Adriatic Sea). *Marine Mammal Science* 13: 650-68
- Bearzi G, Politi E, Agazzi S, Bruno S, Costa M, Bonizzoni S. 2005. Occurrence and present status of coastal dolphins (*Delphinus delphis* and *Tursiops truncatus*) in the eastern Ionian Sea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 243-57
- Ben Naceur L, Gannier A, Bradai M, Drouot V, Bourreau S, Laran S, Khalfallah N, Mrabet R, Bdioui M. 2004. Recensement du grand dauphin *Tursiops truncatus* dans les eaux tunisiennes. *Bulletin de l'Institut des Sciences et Technologies de la Mer de Salammbô* 31: 75-81
- Born E. 2003. Reproduction in male Atlantic walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*) from the North Water (N Baffin Bay). *Marine Mammal Science* 19: 819-31
- Borrell A, Aguilar A, Tornero V, Sequeira M, Fernandez G, Alis S. 2006. Organochlorine compounds and stable isotopes indicate bottlenose dolphin subpopulation structure around the Iberian Peninsula. *Environment International* 32: 516-23
- Brotons J, Munilla Z, Grau AM. Year Interaccions dofins mulars/pesqueres artesanals a Balears: diferències "dofins-culturals".Published. *V Jornades de Medi Ambient de les Illes Balears, Palma, 2008a.*
- Brotons J, Munilla Z, Grau AM. Year Local fisheries interactions with bottlenose dolphins in the Balearic Islands: a case of dolphin "cultural" differences?Published. *22nd Annual Conference European Cetacean Society, Egmond aan Zee, Holland, 2008b.*
- Brotons J, Yuste L, Grau AM. Year Analysis using GIS of home range, habitat use and relationships with fisheries by bottlenose dolphins in Port d'Andratx.Published. *23rd Annual Conference of the European Cetacean Society, Istambul, Turkey, 2009.*
- Brotons JM, Grau AM, Rendell L. 2008c. Estimating the impact of interactions between bottlenose dolphins and artisanal fisheries around the Balearic Islands. *Marine Mammal Science* 24: 112-27
- Brotons JM, Yuste L, Grau AM. Year Bottlenose dolphins movements in relations with anthropic activities in Majorca (Balearic Islands).Published. *25nd Annual Conference of the European Cetacean Society, Cádiz, Spain, 2011: 266.*
- Cañadas A, Hammond P. 2006. Model-based abundance estimates for bottlenose dolphins off southern Spain: implications for conservation and management. *Journal of Cetacean Research and Management* 8: 13

- Cañadas A, Sagarminaga R, García-Tiscar S. 2002. Cetacean distribution related with depth and slope in the Mediterranean waters off southern Spain. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 49: 2053-73
- Cockcroft V, Ross G. 1990. Food and feeding of the Indian Ocean bottlenose dolphin off southern Natal, South Africa. *The Bottlenose Dolphin, Academic Press Inc, San Diego, California, USA*
- Connor RC, Wells RS, Mann J, Read AJ. 2000. The bottlenose dolphin: social relationships in a fission-fusion society. In *Cetacean societies: Field studies of dolphins and whales.*, ed. RCC J. Mann, P. L. Tyack & H. Whitehead. Chicago, USA.: Chicago University
- Forcada J, Gazo M, Aguilar A, Gonzalvo J, Fernández-Contreras M. 2004. Bottlenose dolphin abundance in the NW Mediterranean: addressing heterogeneity in distribution. *Marine Ecology Progress Series* 275: 275-87
- Fossi MC, Marsili L, Lauriano G, Fortuna C, Canese S, Ancora S, Leonzio C, Romeo T, Merino R, Abad E. 2004. Assessment of toxicological status of a SW Mediterranean segment population of striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) using skin biopsy. *Marine environmental research* 58: 269-74
- Gamboa OD, Gioielli LA. 2003. Consistencia de lípidos estructurados a partir de aceite de pescado y grasa de palmiste. *Grasas Aceites* 54: 122-29
- Gannier A. 2005. Summer distribution and relative abundance of delphinids in the Mediterranean Sea. *Rev. Ecol.(Terre Vie)* 60: 223-38
- Gaskin DE. 1982. Ecology of whales and dolphins.
- Gaspari S, Airoidi S, Hoelzel AR. 2007a. Risso's dolphins (*Grampus griseus*) in UK waters are differentiated from a population in the Mediterranean Sea and genetically less diverse. *Conservation Genetics* 8: 727-32
- Gaspari S, Azzellino A, Airoidi S, Hoelzel A. 2007b. Social kin associations and genetic structuring of striped dolphin populations (*Stenella coeruleoalba*) in the Mediterranean Sea. *Molecular Ecology* 16: 2922-33
- Gendron D, Aguiñiga S, Carriquiry J. 2001. $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ in skin biopsy samples: a note on their applicability for examining the relative trophic level in three rorqual species. *J. Cetacean Res. Manag* 3: 41-44
- Gnone G, Nuti S, Bellingeri M, Pannoncini R, Beddocchi D. 2006. Spatial behaviour of *Tursiops truncatus* along the Ligurian sea coast: preliminary results. *Biología Marina Mediterranea* 13: 272-73
- Gómez de Segura A, Crespo E, Pedraza S, Hammond P, Raga J. 2006. Abundance of small cetaceans in waters of the central Spanish Mediterranean. *Marine Biology* 150: 149-60
- Gómez de Segura A, Tomás J, Raga J. 2004. Sector Centro (Comunidad Valenciana y Región de Murcia) In *Proyecto Mediterráneo: Zonas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español.*, ed. JARJ Pantoja. Madrid, Spain: Organismo autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente
- Gonzalvo J, Forcada J, Grau E, Aguilar A. 2014. Strong site-fidelity increases vulnerability of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in a mass tourism destination in the western Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 94: 1227-35
- Gonzalvo J, Valls M, Cardona L, Aguilar A. 2008. Factors determining the interaction between common bottlenose dolphins and bottom trawlers off the Balearic Archipelago (western Mediterranean Sea). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 367: 47-52
- Hersh SL, Duffield DA. 1990. Distinction between northwest Atlantic offshore and coastal bottlenose dolphins based on hemoglobin profile and morphometry. *The bottlenose dolphin, Academic Press, San Diego:* 129-39

- Hobson K. 1992. Determination of trophic relationships within a high Arctic marine food web using $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 84: 9-18
- Hooker S, Baird R, Al-Omari S, Gowans S, Whitehead H. 2001. Behavioral reactions of northern bottlenose whales (*Hyperoodon ampullatus*) to biopsy darting and tag attachment procedures. *Fishery Bulletin*
- Irvine AB, Scott MD, Wells RS, Kauffman H. 1981. Movements and activities of the Atlantic bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, near Sarasota, Florida. *Fishery Bulletin* 79
- Knoff A, Hohn A, Macko S. 2008. Ontogenetic diet changes in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) reflected through stable isotopes. *Marine Mammal Science* 24: 128-37
- Mussi B, Miragliuolo A. 2003. I cetacei della costa nord occidentale dell'isola d'Ischia (Canyon di Cuma). *Ambiente marino e costiero e territorio delle isole Flegree (Ischia, Procida e Vivara-Golfo di Napoli). Risultati di uno studio multidisciplinare. Editori MC Gambi, M. De Lauro e F. Jannuzzi. Memorie.* 213-32
- Natale D. 1990. *Impact of fisheries on cetaceans in the Mediterranean Sea.* Presented at European Cetacean Society, Palma
- Natoli A, Birkun A, Aguilar A, Lopez A, Hoelzel AR. 2005. Habitat structure and the dispersal of male and female bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 272: 1217-26
- Natoli A, Cañadas A, Vaquero C, Politi E, Fernandez-Navarro P, Hoelzel AR. 2008. Conservation genetics of the short-beaked common dolphin (*Delphinus delphis*) in the Mediterranean Sea and in the eastern North Atlantic Ocean. *Conservation Genetics* 9: 1479-87
- Norris KS, Dohl TP. 1979. The structure and functions of cetacean schools, DTIC Document
- Norris KS, Prescott JH. 1961. *Observations on Pacific cetaceans of Californian and Mexican waters.* University of California Press.
- Notarbartolo Di Sciara G, Venturino MC, Zanardelli M, Bearzi G, Borsani FJ, Cavalloni B. 1993. Cetaceans in the central Mediterranean Sea: distribution and sighting frequencies. *Italian Journal of Zoology* 60: 131-38
- Ruiz Castro RI. 2002. *Relación trófica entre el cachalote (Physeter Macrocephalus) y el calamar gigante (Dosidicus Gigas) en el golfo de california mediante el análisis de isotopos estables de carbono y nitrógeno.* Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas.
- Sellas AB, Wells RS, Rosel PE. 2005. Mitochondrial and nuclear DNA analyses reveal fine scale geographic structure in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Gulf of Mexico. *Conservation Genetics* 6: 715-28
- Shane SH, Wells RS, Würsig B. 1986. Ecology, behavior and social organization of the bottlenose dolphin: a review. *Marine Mammal Science* 2: 34-63
- Tieszen LL, Boutton TW, Tesdahl K, Slade NA. 1983. Fractionation and turnover of stable carbon isotopes in animal tissues: implications for $\delta^{13}\text{C}$ analysis of diet. *Oecologia* 57: 32-37
- Todd S, Ostrom P, Lien J, Abrajano J. 1997. Use of biopsy samples of humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) skin for stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$) determination. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 22: 71-76
- Walker JL, Potter CW, Macko SA. 1999. The diets of modern and historic bottlenose dolphin populations reflected through stable isotopes. *Marine Mammal Science* 15: 335-50
- Waring G, Josephson E, Fairfield-Walsh C, Maze-Foley K. 2007. US Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments—2007. *NOAA Tech Memo. NMFS NE* 205: 415

- Waring G, Pace R, Quintal J, Fairfield C, Maze-Foley K. 2004. US Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments–2003. *NOAA Technical Memorandum NMFS-NE 182*: 287
- Wells RS, Irvine AB, Scott MD. 1980. The social ecology of inshore odontocetes. *Cetacean behavior: Mechanisms and functions*: 263-317
- Whitehead H, Rendell L, Osborne RW, Würsig B. 2004. Culture and conservation of non-humans with reference to whales and dolphins: review and new directions. *Biological Conservation* 120: 427-37

7. Long-term acoustic monitoring of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in marine protected areas in the Spanish Mediterranean Sea.

“La mer est là, magnifique, imposante et superbe, avec ses bruits obstinés.

Rumeur impérieuse et terrible, elle tient des propós étranges.

Les voix d’un infini sont devant nous”

Eugène Delacroix (1798-1863)

7.1. Preámbulo.

A partir de análisis aún sin publicar derivados de los datos obtenidos mediante fotoidentificación entre 2004 y 2009 en una zona de alrededor de 1,250 Km² al SW de Mallorca (Figura 5-4), ha podido estimarse que el número de efectivos de *T. truncatus* que usa el área es de 177 individuos (SE= 23.76, CV=0.135, IC=135-229). **Ver 10.1.** O lo que es lo mismo, una densidad de 14 animales por 100 Km². En (Forcada *et al.* 2004) se presentan dos densidades (según la época del año) de entre 6 y 11 animales, con un coeficiente de variación más alto. Gonzalvo *et al.*, 2014, no da datos sobre densidad. Todo parece indicar que la especie, al margen de verse segregada por barreras “geográficas”(ver 6), no se distribuye homogéneamente y que, ciertas áreas, podrían actuar como puntos calientes de gran importancia para su supervivencia.

Es obvio que, a tenor de los conocimientos que se tienen del área de campeo de la especie en el Mediterráneo (Bearzi *et al.* 2009), ésta excede con creces los límites de las áreas marinas protegidas en Baleares. Sin embargo, según los informes de seguimiento, la mayoría de ellas presentan un mejor estado de conservación que el resto del litoral. Es, por lo tanto, lógico pensar y en base al conocimiento descrito en capítulos anteriores sobre su ecología, que el delfín mular debería verse beneficiado por la red de reservas, ya que su fidelidad geográfica, puede permitirle explotar la mejora local de los recursos derivados de la gestión del área de reserva. La cuestión es si utiliza, con qué frecuencia y con qué objetivo las mismas.

El muestreo tradicional mediante embarcación y el seguimiento por fotoidentificación, a pesar de ser una herramienta potente y en constante evolución para el estudio de las poblaciones de cetáceos y, para algunos autores, la más eficaz en obtener información sobre los mismos (Hua *et al.* 1990, Würsig y Jefferson 1990) adolece de falta regularidad temporal afectada por las condiciones lumínicas y meteorológicas. Por ello, para valorar a microescala el posible efecto de la creación de pequeñas reservas marinas en las Islas Baleares, se diseñó un programa de seguimiento acústico a través del calado de PODs (POrpoises Detectors) en las áreas marinas de los Freus de Ibiza y Formentera, Migjorn de Mallorca y Llevant de Mallorca.

La capacidad de registrar los “clicks” de ecolocalización de los delfines y ligar sus características a una línea temporal, permite, con un diseño de muestreo adecuado, el estudio de los posibles patrones de presencia y actividad en una zona concreta.

La ausencia de limitación de muestreo por causas meteorológicas, una vez calada la instrumentación, y su esfuerzo homogéneo ajeno a condiciones lumínicas, permite en un tiempo relativamente corto, la obtención de datos de alta calidad.

El monitoreo acústico pasivo ha demostrado una mejor relación coste-efectividad para el seguimiento de la presencia y actividad del delfín mular en, relativamente, pequeñas áreas, además de múltiples beneficios sobre métodos tradicionales (Bailey *et al.* 2010, Philpott *et al.* 2007).

Los PODs, literalmente “detectores de marsopas” (POrpoises Detectors), son ordenadores sumergibles conectados a hidrófonos que reconocen y registran los “clicks” de ecolocalización de los cetáceos. Incorporan filtros para seleccionar la energía de las diferentes bandas de frecuencia del espectro de sonido y pueden ser programados con diferentes protocolos de muestreo para optimizar la detección de “clicks” según las especies. Con una resolución temporal de 10 microsegundos y un ancho de banda de 9 a 170 kHz, son una potente herramienta para el trabajo con cetáceos.

En ningún caso el sistema graba el sonido directamente, si no sus características tras ser analizado automáticamente. El sistema conlleva ciertas ventajas, ya que aumenta su autonomía (menor necesidad de capacidad de memoria y gasto energético) y reduce sus dimensiones. Sin embargo, no permite la validación manual de los registros.

Estos aparatos empezaron a usarse a finales de los años 90, para evaluar la acción de los “pingers” y en proyectos de conservación de marsopas (*P. phocoena*) (Culik *et al.* 2001) y delfines mulares (Tregenza *et al.* 2001). Actualmente se emplean en toda Europa y con diferentes especies.

Los datos obtenidos durante estos años, conjuntamente con muestreos paralelos en otras reservas del litoral español y sobre artes fijos (“morunas”) en la isla de Dragonera, se han integrado para dar forma a la publicación **“Long-term acoustic monitoring of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in marine protected areas in the Spanish Mediterranean Sea.”** que conforma este capítulo.

7.2. Artículo.

Long-term acoustic monitoring of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in marine protected areas in the Spanish Mediterranean Sea.

Manuel Castellote^{a,*1}, José María Brotons^{b,c}, Carla Chicote^d, Manel Gazo^{d,e}, Margalida Cerdà^c

^a National Marine Mammal Laboratory. Alaska Fisheries Science Center. NOAA Fisheries. 7600 Sand Point Way N.E. Seattle, WA 98115 USA. Tel. (206)526-6866. Fax: (206)526-6615. e-mail: manuel.castellote@noaa.gov

^b Direcció General de Medi Rural i Marí, Govern de les Illes Balears.

^c SUBMON Conservation, study and awareness of marine environment.

^d Asociación TURSIOPS.

^e Department of Animal Biology, University of Barcelona

Ocean and Coastal Management 113 (2015) 54-66.

Abstract.

The presence of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) was monitored with echolocation loggers (IPOD) for 12 months in seven Spanish Mediterranean Marine Protected Areas (MPA). Differences and particularities in dolphin seasonal occurrence and habitat use in each MPA are discussed. While bottlenose dolphins were detected year round and at all hours of the day in most of these MPAs, there was a clear preference for the winter period and the night time. At least two of these MPAs provided a more suitable foraging habitat than their surrounding environments. This monitoring method was precise enough to describe the sensitivity of bottlenose dolphins to human activities in and around MPAs. Anthropogenic activities considered in this study included fish farming, presence of commercial trawling, artisanal set nets, and recreational activities (i.e. SCUBA diving and anchoring vessels). MPAs with fish farms or nearby fish trawling activity yielded highest levels of dolphin presence due to an increase in the concentration of prey resources. Diel patterns in dolphin presence were presumably affected by set netting, where dolphins preyed on net catches but avoided encounters with fishermen. An inverse relationship between dolphin presence and average intensity of recreational activities was found. A preference for months and times of day of low intensity of recreational activity suggests that human presence in these MPAs might displace bottlenose dolphins. The cost-effective monitoring method presented in this study could help developing required monitoring programs in Spanish Mediterranean protected waters under the European Union Habitats Directive and the Marine Strategy Framework Directive.

7.2.1. Introduction.

The bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) is considered an Endangered species by most national and international conservation agreements (e.g. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, Convention on Migratory Species, European Union (EU) Habitats Directive (92/43/EEC), Agreement on the Conservation of Cetaceans in the Black Sea Mediterranean Sea and Contiguous Atlantic Area, Spanish Law BOE 42/2007 and Red Data List of the vertebrates from Spain (ICONA, 1986)). Bottlenose dolphins in the Mediterranean Sea are considered a Vulnerable subpopulation (IUCN, 2013). Their current conservation status is based on a decline due to intentional kills and extermination campaigns that took place until the end of the 1960's across the Mediterranean Sea, the current high mortality rates associated with fishing activities, overfishing impacts, and general habitat degradation (Bearzi and Fortuna, 2006). To date, there is no Mediterranean-wide abundance estimate for bottlenose dolphins. The only large scale studies were focused in the NW Mediterranean

Sea (Forcada et al., 2004) that found an overall low density of bottlenose dolphins, with animals rarely found in pelagic waters. Most groups occurred in coastal areas of the main insular systems, the Balearic Islands, Corsica, Sardinia, and around small islands near the continent. Little information exists on the distribution and abundance of bottlenose dolphins in the eastern and southern regions of the Mediterranean basin. Other smaller-scale surveys (Cañadas and Hammond, 2006; Gómez de Segura et al., 2006; Bearzi et al., 2008) focused on areas of relatively high dolphin density. These surveys showed that in some Mediterranean areas bottlenose dolphins were present both near shore and offshore, and densities ranged between 4 and 20 animals per 100 km². Based on these studies, it is unlikely that the Mediterranean subpopulation of bottlenose dolphins exceeds 10,000 individuals and that the current distribution is scattered and intermittent throughout the Mediterranean basin (IUCN, 2013). Indirect, but convincing, evidence shows a declining trend for the Mediterranean bottlenose dolphin subpopulation (Blanco and González, 1992; Bearzi et al., 2004; Bearzi and Fortuna, 2006). The current status varies from one location to another, but overall, the Mediterranean subpopulation has suffered a 30% reduction in the last 60 years (Reeves and Notarbartolo di Sciara, 2006).

Mediterranean bottlenose dolphins are currently divided into 5 populations based on toxicology and diet (Borrell et al., 2006), and genetics (Natoli et al., 2005). One of these populations occupies the western Mediterranean Sea, including the Balearic Islands and adjacent waters, where a putative subpopulation has been considered to be among those best preserved in the Spanish Mediterranean (Blanco and González, 1992). Their low absolute density in open waters of the Balearic Sea, but relatively high mean abundance around the Balearic Islands, suggests that the inshore waters of the islands provide a critical habitat for these dolphins (Forcada et al., 2004).

The factors involved in the designation of marine protected areas (MPAs) in Spain have been diverse (Ramos and McNeil, 1994). Spanish MPAs were established under different legislation starting in 1982 until an effort to standardize their definition was established in Law 42/2007 and management procedures consequently improved in Law 41/2010 that defined the concept of an MPA network. Although the basic goal of Spanish MPAs is not economic development but ecosystem conservation, their influence on the local economic system plays an important role in the designation process. Tourism, including the recreational use of MPAs, has been highlighted as providing the most important economic revenue to be derived from Mediterranean MPAs (e.g. Badalamenti et al., 2000).

There has been a considerable effort to incorporate information about the presence of cetaceans into the decision making process for the establishment of MPAs in the Spanish Mediterranean Sea (e.g. Raga and Pantoja, 2004; Cañadas et al., 2005; INDEMARES, 2009). Although the number of MPAs established to protect cetacean populations has been increasing worldwide (see Hoyt, 2011 for a review), there is still much debate on whether spatial-based management is appropriate for these highly mobile organisms (Game et al., 2009). MPAs may be placed in areas where human activities significantly overlap with a population's range or important habitats. However, identifying and monitoring areas important to cetaceans is not straightforward and variability in cetacean space-use patterns presents enormous challenges to protected area design (e.g. Wilson et al., 2004). Thus, if the presence of cetaceans is a key element for the declaration of MPAs, it is necessary to monitor the spatio-temporal distribution of the populations of interest to periodically assess the effectiveness of the protected areas.

Nevertheless, there has been an evident lack of continuity of any sort of systematic cetacean monitoring in the already established MPAs in Spanish Mediterranean waters. The Marine Strategy Framework Directive (Council of the European Communities, 2008) underlines this need and requires all Member States to take measures to achieve and maintain good environmental status by 2020, per an effective monitoring of their protected waters. Therefore, there is a current need to implement cetacean monitoring plans for MPAs, especially in those where cetacean presence played a key role in their designation. Several Spanish MPAs might play a key role in the conservation of the bottlenose dolphin in the western Mediterranean Sea (GRUMM, 2002; Cañadas et al., 2005). However, protecting waters

might not be enough if the designation of a MPA is not followed by a long-term monitoring plan. Such plans are often hampered by the high costs of vessel- or aerial-based cetacean monitoring techniques. Passive acoustic monitoring has been a cost-effective method used to monitor the presence and behavior of bottlenose dolphins in relatively small areas, with multiple benefits over traditional survey methods (Philpott et al., 2007; Bailey et al., 2010). Among the different acoustic methods currently available, monitoring the echolocation activity of bottlenose dolphins seems promising for long-term purposes in MPAs due to the low overlap of the target signal with anthropogenic acoustic sources, the potential ability to discriminate between different behaviors and the robust relationship between dolphin presence and echolocation detections (Cärlstrom, 2005; Leeney et al., 2011; Nuutila et al., 2013).

Numerous studies have evaluated or reviewed the impacts of anthropogenic use of MPA habitats (Francour et al., 2001; Milazzo et al., 2002; Halpern et al., 2010), but none have focused on the effects on cetaceans. Temporary displacement is a commonly reported behavioral effect in bottlenose dolphins when exposed to human activities (Lusseau, 2004; Bejder et al., 2006). The regions of Catalonia, Valencia, and the Balearic Islands are among the five areas of highest tourism in Spain (IET, 2013), and noise pollution, boat traffic, and overall habitat encroachment caused by tourism increases markedly during the summer period in these coastal regions. The potential for disturbance of bottlenose dolphins has been highlighted as a subject to further research in the Spanish Mediterranean Sea (Forcada et al., 2004; Gonzalvo et al., 2008).

This study evaluates the application of passive acoustic monitoring using echolocation loggers to monitor the presence of bottlenose dolphins and describe the seasonal occurrence and habitat use of bottlenose dolphins in seven MPAs in Catalonia, Valencia, and the Balearic Islands, each of which hosts different types of anthropogenic activities.

7.2.2. Methods.

I. Study Areas.

Between 2006 and 2011, seven MPAs from the regions of Catalonia, Valencia, and the Balearic Islands in the Spanish Mediterranean Sea were sampled for this study (**Figura 7-1**). **Tabla 7-1** describes each study area.

II. Selection of deployment locations.

For all MPAs, except for Dragonera, potential deployment locations were initially selected based on a homogeneous coverage of the protected area, already existing moorings for demarcation buoys, and depth. For Migjorn and Levante, one deployment location was also selected outside of the protected area to be used as control site (see Data analysis section). For Serra Gelada, the only MPA included in this study with fish farms, two of the three echolocation loggers (T-PODs) were installed in demarcation buoys that identified the presence of fish farm cages. These locations were selected to analyze any potential effect on bottlenose dolphin presence by fish farming activity within this MPA. In Dragonera, deployment locations were selected in specific sites where local fishermen traditionally set their nets. This criterion was adopted to document potential interactions between bottlenose dolphins and this type of fishing gear (see Anthropogenic activities section).

Background noise in these locations was recorded on a broadband system with 0-160 kHz flat frequency response (± 3 dB), sampling at a rate of 350 kHz, composed of a single omni-directional hydrophone (Brüel and Kjaer model 8103), with a conditioner amplifier (Brüel and Kjaer model 2692-OS1) that had high pass (80 dB/decade) and low pass (40 dB/decade) filters set to 10 Hz and 160 kHz, respectively, and a 16 bit data acquisition board (National Instruments model USB6251) connected to a laptop computer. Three samples of 10 minutes were taken in each location. The amount of impulsive noise in the band 20-160 kHz was evaluated through visual inspection of waveforms and spectrograms,

in particular for noise from mooring gear or pulses from snapping shrimp (*Alpheus* and *Synalpheus* sp.). The potential deployment locations were rated based on the average amount of impulsive noise present in the three recorded files and only locations with the least amount of impulsive noise were selected for deployment.

Tabla 7-1. : Description of the seven Marine Protected Areas (MPA) included in this study, number of T-PODs deployed and anthropogenic activities analyzed.

MPA name	Location	Extension (km ²)	Type	Deployed T-PODs	Period	Anthropogenic activities
A Columbretes Islands Natural Reserve (Valencia)	39° N 0° E	55 km ²	Offshore area 56 km east from mainland, at the edge of the continental shelf. It is composed of four islands and several islets	3	9/06-8/07	No data provided
B Medes Islands Natural Park (Catalonia)	42° N 3° E	5 km ²	Coastal area with both terrestrial and marine protected space	2	1/09-12/09	SCUBA, recreational boat anchoring
C Los Freus de Ibiza y Formentera Marine Reserve (Balearic I.)	39° N 1° E	136 km ²	Coastal area located in a channel between two Balearic Islands	3	7/08-6/09	SCUBA, recreational boat anchoring, trawling fleet transit (no fishing)
D Sa Dragonera Natural Park (Balearic I.)	39° N 2° E	9 km ²	Coastal area with terrestrial protected space located at the western tip of Mallorca Island. It is composed of a small island and islets	3	5/06-8/06	Artisanal set netting
E Serra Gelada Natural Park (Valencia)	38° N 0° E	49 km ²	Coastal area with both terrestrial and marine protected space	3	07/08-06/09	Basademar S.L. fish farm system with 14 circular floating cages 29 m in diameter for gilthead seabream (<i>Sparusaurata</i>) and European seabass (<i>Dicentrarchuslabrax</i>). Industrias Pesqueras Balmar S.A. fish farm system with 12 circular floating cages 16 m in diameter and 4 cages 6 m in diameter for gilthead seabream, European seabass and meagre (<i>Argyrosomusregius</i>). No data provided for other activities
F Migjorn de Mallorca Marine Reserve (Balearic I.)	39° N 3° E	223 km ²	Coastal area located at the southern tip of Mallorca Island	2 + 1 control	1/11-12/11	SCUBA, recreational boat anchoring, trawling fleet transit and fishing in depths > 50 m
G Levante de Mallorca Cala Rajada Marine Reserve (Balearic I.)	39° N 3° E	113 km ²	Coastal area located at the northern tip of Mallorca Island	2 + 1 control	4/12-3/13	SCUBA, recreational boat anchoring

III. T-POD settings and moorings.

The T-POD (Chelonia Ltd.) was mainly developed for harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) detection but has also been successfully applied to monitor bottlenose dolphins (e.g. Bailey et al., 2010). Reported maximum detection ranges for bottlenose dolphin echolocation signals are in the 1246-1313 m range (Philpott et al., 2007; Bailey et al., 2010; Elliot et al., 2011). Echolocation clicks are registered as being detected when the ratio of the output of a predefined target frequency to the output of a predefined reference frequency exceeds a value set by the user. Different target and reference frequency configurations can be set for successive 10 s time periods (“scans”) within each minute. Chelonia Ltd. provides settings files specifically developed to optimize the detection of bottlenose dolphin clicks. The automated click-train detection function in the T-POD.exe program filters out random clicks from background noise, resulting in files containing only clicks that occur in sequences (“trains”), which can include both cetacean and boat sonar sources (depth sounders, etc.). Todd et al., (2009) provide a description of the T-POD hardware and of the processes of data collection and classification; several studies have reviewed settings and T-POD functionality for the bottlenose dolphin (e.g., Philpott et al., 2007; Simon et al., 2010).

Demarcation moorings along the MPA boundary or recreation boat moorings (standard configuration including an anchor weight and surface buoy) were available for T-POD deployments within the MPAs of Columbretes and Medes. In these cases, when a mooring was selected as a deployment location with good enough acoustic characteristics (See Selection of deployment locations.), T-PODs were attached to the mooring line with stainless steel hose clamps and a safety rope attachment at 15 m depth. Similarly, in Serra Gelada, two of the three T-PODs used were attached to demarcation moorings that identified the presence of floating fish farm cages within this MPA (Figura 7-1). These moorings were approximately 80 m away from the cages. The third T-POD was attached to a subsurface mooring consisting of a concrete block (24 kg in water weight), a 5 m line and a subsurface float (8 kg

floatation), which maintained the deployed hydrophone vertically at approximately 1 m above the sea bottom, and far enough from the subsurface float to avoid acoustic shadowing or echolocation reflections. In Freus, Migjorn, Dragonera and Levante, all T-PODs were deployed with a concrete block mooring design. Instrument servicing occurred monthly via SCUBA diving at all MPAs. Default bottlenose dolphin T-POD scanning settings were adapted to minimize the addition of snapping shrimp pulses into the detection log without compromising the detection of bottlenose dolphin echolocation clicks (50 kHz target frequency, 30 kHz reference frequency, click bandwidth 5, clicks logged per scan limited to 240, noise adaptation on, sensitivity 6). Trial deployments were made in Columbretes prior to the beginning of the sampling period to test these setting changes and evaluate differences in the amount of snapping shrimp pulses logged per 24 hours. T-PODs were set to log continuously in all MPAs.

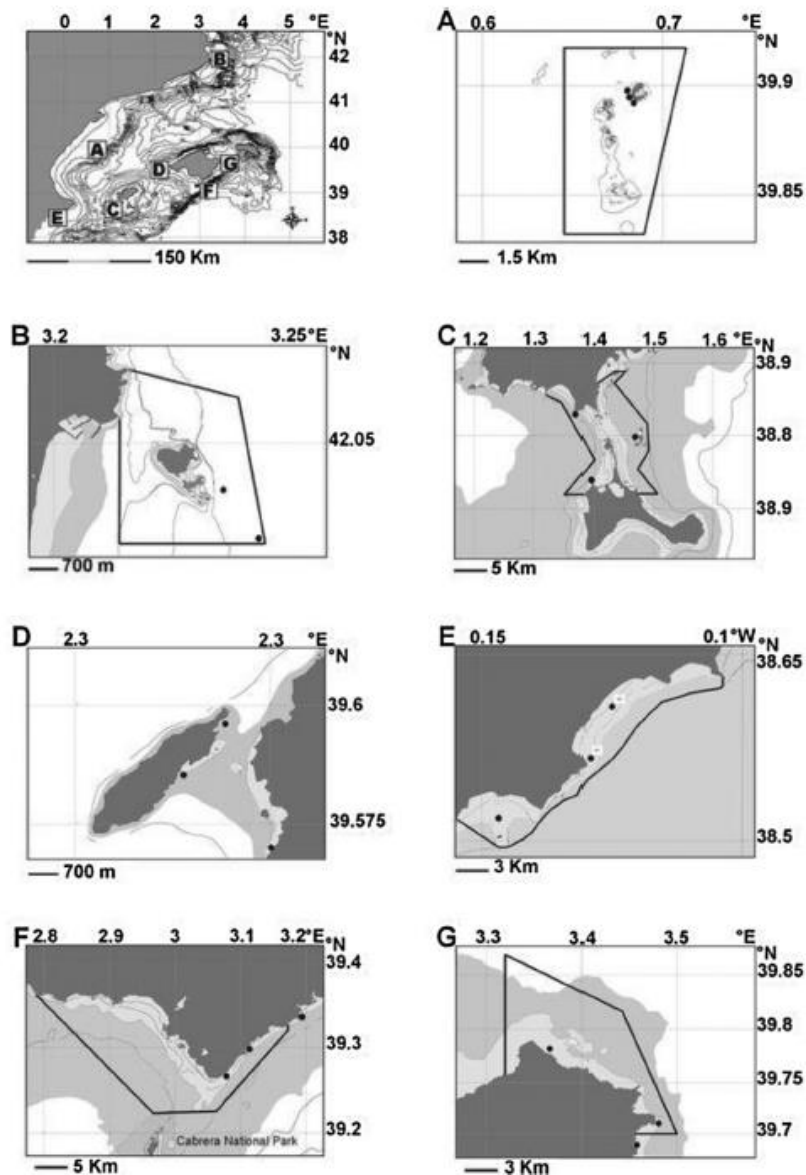


Figura 7-1. Seven different MPAs from the regions of Catalonia, Valencia and Balearic Islands in the Spanish Mediterranean Sea (East of Iberian Peninsula). Black line denotes MPA area, black dots denote T-POD deployment locations, fish symbols denote fish farms. a) Columbretes Islands Natural Reserve, b) Medes islands Natural Park, c) Los Freus de Ibiza y Formentera Marine Reserve, d) Sa Dragonera Natural Park, e) Serra Gelada Natural Park, f) Migjorn de Mallorca Marine Reserve and g) Levante de Mallorca – Cala Rajada Marine Reserve.

IV. Data Analysis.

All T-POD data were processed with T-POD.exe software version 8.24 (train filter Version 4.1, www.chelonia.co.uk). Only clicks classified as “Cet all” by the T-POD software were included in the analysis. These are click trains with the two lowest levels (“Cet Hi” and “Cet Lo”) out of four for “false positive” cetacean detections; the four levels are determined by the post-processing software and correspond to differing positions along a receiver operating characteristic curve for the detector (see Thomsen et al., 2005 for an explanation of classifications). All detections were manually validated to avoid the inclusion of encounters exclusively consisting of “Cet Lo” type click trains, as in the presence of noise, “Cet Lo” type click trains can arise by chance. Therefore, encounters consisting of “Cet Hi”, or “Cet Hi” and “Cet Lo” click train types were included, but encounters consisting of exclusively “Cet lo” were excluded for the analysis. In order to describe bottlenose dolphin seasonal presence in each of the study areas, the total number of detection-positive hours (hours in which at least one echolocation click train was detected, DPH) for each sampled month was calculated for each T-POD deployment location. Deployment design in Migjorn and Levante included 2 T-PODs inside protected waters and one T-POD outside the MPA, 3.7 km from the MPA border in areas of similar habitat characteristics as the ones included in the MPAs. These external deployment sites were considered control sites and were included in this design to evaluate the potential bottlenose dolphin attraction to the protected waters. Therefore, control and MPA data for these study areas were analyzed separately.

For all study areas except Migjorn and Levante, the total number of DPH for each deployment location was summed for all deployment locations within each MPA and the DPH percentage over the total number of hours sampled per month per MPA (%DPH) was calculated to normalize the results and compare across MPAs. This metric was considered a simple way to quantify the relative amount of time bottlenose dolphins spent within the T-PODs detection range in each of the seven MPAs included in this study. For MPAs with control deployment sites, two %DPH values were calculated, one from all deployment locations within each MPA and one from each respective control deployment site.

Differences in bottlenose dolphin presence (%DPH) were compared between the periods June-September (‘summer’) and October-May (‘winter’) for each MPA using Kruskal–Wallis one-way analysis of variance. Dragonera was excluded from this analysis because only 4 months were sampled within this MPA.

In order to describe the diel pattern in bottlenose dolphin presence in each MPA, the %DPH over the total number of hours sampled for each hour of the day was calculated and compared across areas. Day and night time differences in dolphin presence were analyzed, using Kruskal–Wallis one-way analysis of variance, by comparing the %DPH calculated for all DPH for each deployment and grouped by day or night condition. Day condition was defined as the period between sun rise and sun set local times rounded to the hour for each sampled day and night condition as the rest of the time.

The presence of echolocation click trains with very short inter-click intervals (ICI, termed buzzes) in echolocation logger data has been used as a proxy for feeding behavior in the bottlenose dolphin (Nuuttila et al., 2013; Pirotta et al., 2013). Maximum, minimum, and mean ICI was calculated for each hour of the day in each location. Because mean ICI is considered a more representative measurement than minimum ICI (Carlström, 2005; Todd et al., 2009), mean ICI results were averaged per hour for all locations within each MPA. It has been shown that periods of faster clicking rate yield a lower average ICI value (Todd et al., 2009; Leeney et al., 2011), therefore lowest average hourly ICI values were used as an indicator of buzz presence and potential feeding behavior. Hourly averaged ICI were tested for differences between day and night in each MPA. Overall ICI average for each MPA was compared across MPAs. For Migjorn and Levante, ICI was also tested for differences between MPA and control locations. For Levante, average ICI was also calculated for the fishing prohibited zone within the MPA and for the entire MPA area including fishing prohibited and permitted areas.

V. Anthropogenic activities.

Several types of anthropogenic activities that occur within the seven MPAs were considered in this study. Commercial fishing is only allowed in Migjorn and only at depths exceeding 50 m, but trawlers transit through protected waters in both Freus and Migjorn. Commercial trawling is also important near Columbretes. Commercial trawling presence was considered in the interpretation of results. Similarly, commercial fish farming operations occurred throughout the sampling period in Serra Gelada and the presence of fish cages was also considered in the interpretation of results. Differences in seasonal bottlenose dolphin presence and in ICI were compared between fish farm cage deployment locations and non-fish farming locations within this MPA.

Although artisanal and recreational fishing occurs at different levels in all seven MPAs, and its intensity has a direct effect on the abundance of target species (Cardona et al., 2007), only the seasonal presence of set nets in Dragonera was evaluated. MPAs in Spain are designated in four different categories with four different legislative approaches to fishing (for a review see Ramos and McNeil, 1994). Therefore, differences in the degree of protection applied to different zones within each of the MPAs included in this study would require a dedicated fish sampling effort, which was outside the scope of this study.

Artisanal shore-based set nets in Mallorca termed “morunas” were present in Dragonera. These set nets are defined in Spanish Law BOE AAA/2794/2012, and consist of a single netting wall normally set in a straight line and kept vertical by a floatline and a weighted groundline set from shore perpendicular to coastline. The netting wall, with a maximum length of 200 m, directs fish towards a trap area at the offshore end of the wall. Fishing season with morunas and setting times are regulated by Law AAA/2794/2012. Set net season is strictly enforced from May 1st until September 15th for this type of gear that is permanently set for the whole period with daily visits to collect the catch.

Data on non-fishing recreational activities were requested from the corresponding authorities managing the MPAs included in this study, but data from Columbretes and Serra Gelada were never provided. The collected recreational activities reported by MPA authorities for Medas, Freus, Migjorn and Levante included SCUBA diving and recreational vessel anchoring. The intensity of these recreational activities was calculated as total number of events reported per month for each MPA (e.g., SCUBA dives made per month, anchored vessels per month). These activities were highly seasonal and their trend was very similar in the four MPAs, with peaks in August and September and lows from December to March (**Figura 7-6**). It was assumed that the seasonality in recreational activity followed this same pattern in Columbretes and Serra Gelada and thus, bottlenose dolphin presence in these two MPAs was also included in the analysis. The average intensity of recreational activity per month from all four MPAs was compared to bottlenose dolphin presence in all six MPAs (excluding Dragonera). Monthly average intensity of recreational activity was divided into three levels, low, moderate and high, according to the 33rd and 67th percentile ranking. The relationship between bottlenose dolphin presence (% DPH) and intensity of recreational activities (the three levels described above) was tested with Pearson's chi-squared test.

7.2.3. Results.

I. Dolphin presence.

Bottlenose dolphins were detected in all seven MPAs, with year-round detections in 4 of them. **Tabla 7-2** summarizes the characteristics of bottlenose dolphin presence and **Tabla 7-3** summarizes the statistical results for each of the seven MPAs.

Tabla 7-3 also includes statistical results for day and night differences in ICI. Hourly averaged ICI and overall average ICI are presented in **Figura 7-4** and **Figura 7-5** respectively.

Seasonal and diel bottlenose dolphin presence in each MPA are presented in **Figura 7-2** and **Figura 7-3** respectively.

Tabla 7-2. : Descriptive characteristics of bottlenose dolphin presence and sample sizes for each of the seven Marine Protected Areas (MPA) from the Spanish Mediterranean Sea included in this study.

MPA	Sample size (hours)	Detection-positive hours (DPH)	Year round presence	% DPH	Min. and Max. %DPH/month	Highest/lowest monthly presence	24 h Detections in a day	Highest diel dolphin presence	Shortest avg. ICI/hour
Columbretes	14,258	1808	n/a	12.7	4.9 and 22.6	May, Jun/Aug	20 of the 24 h	24 h-4 h	15 h-6 h
Medes	12,298	88	No	0.7	0 and 1.68	Mar, Apr/Jun to Aug. and Jan	22 of the 24 h	20 h-6 h	8 h-22 h
Freus	20,769	452	No	2.2	0 and 9.8	May/Aug	24 h	3 h-7 h and 18 h	12 h and 14 h
Dragonera	6609	108	n/a	1.6	2.6 and 5.6	Jun/May	24 h	2 h-4 h and 21 h	5 h and 16 h
Serra Gelada non-fish farm	6400	165	No	2.6	0.5 and 2.2	Mar/Jun	23 of the 24 h	24 h-3 h	21 h
Serra Gelada fish farm	12,800	2196	Yes	17.2	0.9 and 12.5	Jul/Aug	24 h	21 h-7 h	7 h
Migjorn	9064	121	Yes	1.3	0.3 and 4.5	Jan/Jul	23 h	21 h-6 h	24 h
Migjorn control	9253	68	No	0.7	0 and 1.4	Jan/Apr, May and Jul	22 of the 24 h	22 h-6 h and 12 h	15 h
Levante	8803	126	Yes	1.4	0.2 and 2.2	May/Jul	24 h	21 h-6 h	22 h-4 h
Levante control	4401	32	Yes	0.7	0 and 2.8	Feb/May to Sep	19 of the 24 h	4 h and 16 h	19 h

II. Recreational activities.

Monthly average intensity of recreational activities at all sites was classified as low for three months (January, March, and December), moderate for four months (February, April, October, and November) and high for five months (May to September) (**Figura 7-6**). The 33rd percentile corresponded to an average of 149 recreational events logged per month and the 67th percentile to 2,308 events per month on average. The maximum average recreational events per month were 4,291 and occurred in August; the lowest was 66 in December.

Pearson's chi-squared test results highlighted an inverse relationship everywhere between bottlenose dolphin presence (%DPH) and the level of intensity of recreational activities in MPAs. For months with low average intensity of recreational activities there was no relationship with dolphin presence (Chi-Square = 3.2, df = 5, $p > 0.05$), for months with moderate average intensity there was a significant decrease in dolphin presence (Chi-Square = 11.2, df = 5, $p < 0.05$), and for months with high average intensity there was a highly significant decrease in dolphin presence (Chi-Square = 16.0, df = 5, $p < 0.01$).

Tabla 7-3. : Summary of Kruskal-Wallis one-way analysis of variance results for seasonal and diel bottlenose dolphin presence, and echolocation ICI patterns for each of each of the seven Marine Protected Areas (MPA) from the Spanish Mediterranean Sea included in this study. "ns" indicates results are non-significant.* indicates significant differences at $p < 0.05$, indicates significant differences at $p < 0.01$. If significant differences, the letter following the asterisks indicates the 'group' with higher rank (e.g.,*W indicates rank for winter is statistically higher).**

MPA	Summer/winter differences in presence	Day/night differences in presence	Day/night differences in ICI
Columbretes	*W	*N	ns
Medes	ns	**N	**D
Freus	ns	ns	ns
Dragonera	n/a	ns	ns
Serra Gelada non-fish farm	ns	ns	ns
Serra Gelada fish farm	ns	**N	ns
Migjorn	*W	**N	ns
Migjorn control	ns	**N	ns
Levante	ns	**N	**D
Levante control	ns	*N	ns

7.2.4. Discussion.

I. Overall bottlenose dolphin presence.

Bottlenose dolphins were present in all MPAs included in this study, with year-round detections in three of the five MPAs that were successfully monitored for 12 consecutive months. The MPAs that had the greatest bottlenose dolphin presence were Columbretes and Serra Gelada, each of which had bottlenose dolphin detections in ~12% of all hours sampled.

Months without data in Columbretes occurred because of instrument servicing delays. However, bottlenose dolphins were detected in all other months and their % was consistently higher than the % DPH from all other MPAs. This suggests that bottlenose dolphins are common in this area and might be present year round. This is supported by opportunistic sightings observed year-round by the MPA staff (Belenguier and Kersting, 2011) and by results from Raga and Pantoja, (2004), the only study that covered all seven MPAs with visual methods. These authors underscored that the upwelling conditions in this archipelago make it an ideal foraging habitat for the bottlenose dolphin. Furthermore, commercial trawling is frequent near Columbretes, often as close as at the edge of the MPA boundary to benefit from its fish nursing effect (Mosquera et al., 2000). Trawling is known to provide foraging opportunities for the bottlenose dolphin (Bearzi et al., 1999), as discussed in the Diel pattern in dolphin presence section below, thus higher dolphin presence in Columbretes could also be related to this additional foraging opportunity.

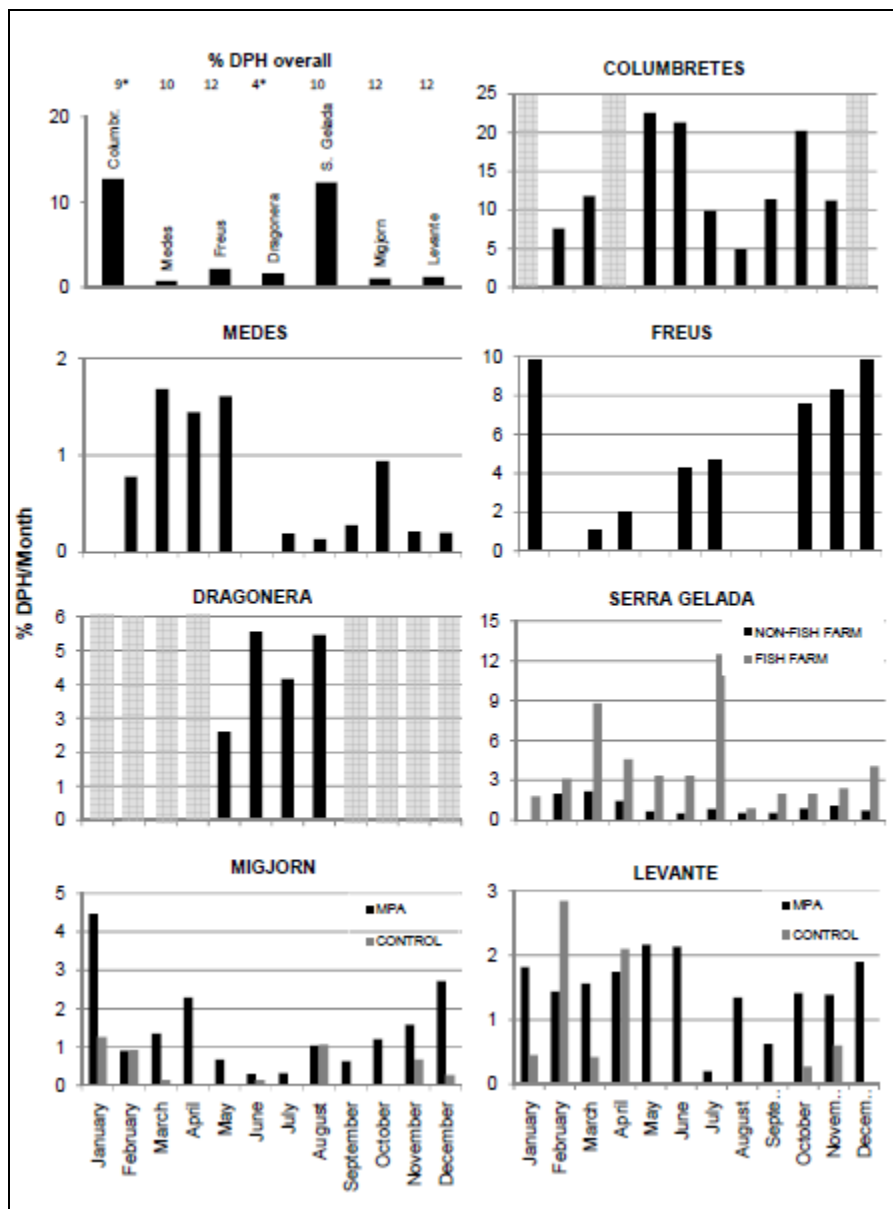


Figura 7-2. Bottlenose dolphin seasonal presence in % detection-positive hours (DPH)/month in the seven Marine Protected Areas (MPA) included in this study. Note: For all sites panel, y axis is %DPH/T-POD/month, upper values denote number of months with DPH, and asterisk denotes that sampling was less than 12 months. For Columbretes and Dragonera, grey bars denote lack of data.

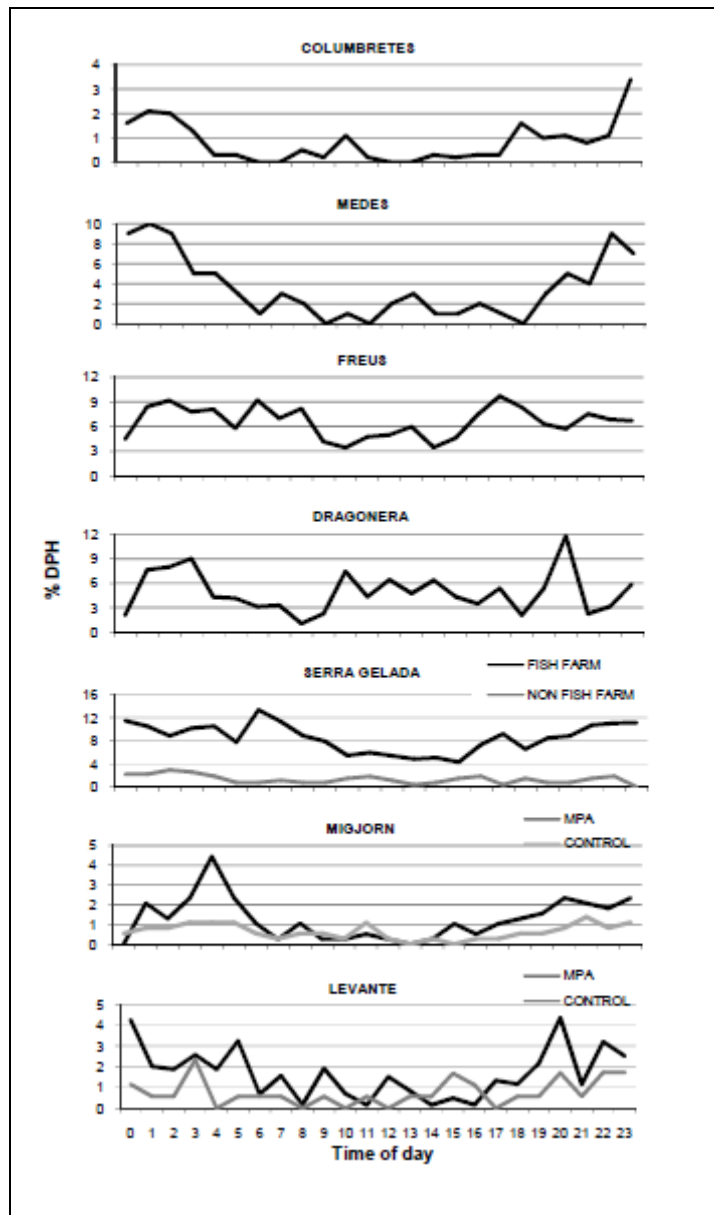


Figura 7-3. Bottlenose dolphin diel presence in % Detection-positive Hour (DPH) over the total number of hours sampled for each hour of the day in each of the seven Marine Protected Areas (MPA) included in this study.

Serra Gelada was ranked the second MPA based on the amount of overall % DPH, with 12.3 % of all hours sampled when data from all three deployment locations were treated together. But when considering the presence or absence of fish farms in these deployment locations, fish farming locations accounted for 93% of the total DPH, corresponding to 17.2 %DPH, which is the greatest %DPH of all MPA deployment locations. Two fish farms operate a total of 30 floating cages in Serra Gelada. Open cage aquaculture in the Mediterranean Sea has been shown to benefit bottlenose dolphins by making it easier for them to catch prey near the cages (Díaz López and Bernal Shirai, 2007; Piroddi et al., 2011), therefore, we expected to find a high %DPH in Serra Gelada due to the attraction effect of fish farming operations. Furthermore, Raga and Pantoja, (2004) suggested that a resident population of bottlenose dolphins might be present in this region based on the spatial and temporal distribution of sightings obtained in their study. Bottlenose dolphins were detected in every month sampled in both the fish farm and non-fish farm locations indicating a year-round use of this MPA.

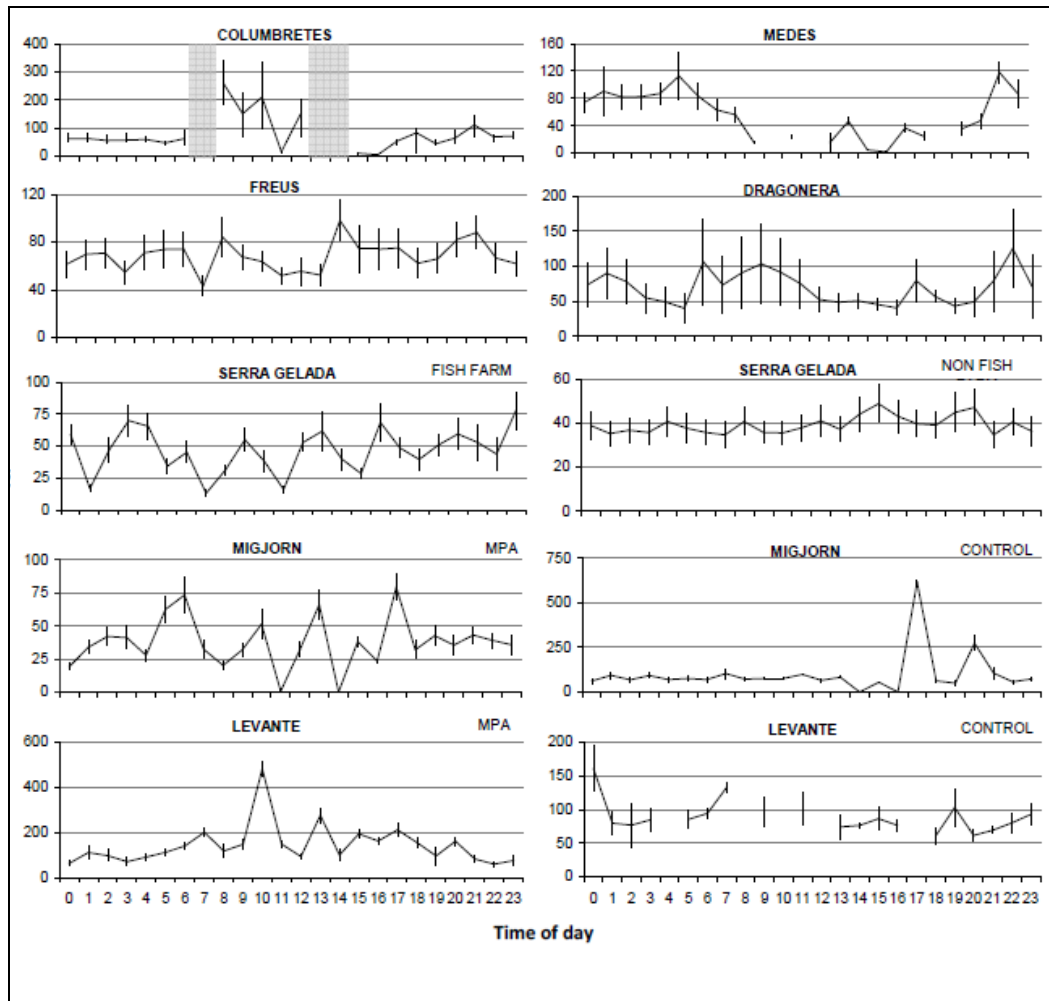


Figura 7-4. Maximum, minimum and average inter-click interval (ICI) in ms calculated for all click trains detected in each hour of the day averaged for all deployment locations in each of the seven Marine Protected Areas (MPA) included in this study. In Serra Gelada, average results were separated from fish farm and non-fish farm locations. For Migjorn and Levante average results were separated from the control locations and the MPA locations.

Freus was ranked the third MPA based on the amount of overall bottlenose dolphin presence with 2.2 %DPH. Even if dolphins were absent or rarely detected in four of the twelve months sampled here, dolphins spent many consecutive hours within the T-POD detection range when present. This MPA is located between two islands in the Balearic archipelago, Ibiza to the north and Formentera to the south. The northeastern sector of this MPA, where a T-POD was deployed, is protected from westward dominant winds (Cirer Costa, 2002). The west side of this MPA includes a reserve area with maximum protection from fishing, and therefore, provides higher potential for prey availability. Also, the main trawler fleet from Ibiza and Formentera (11 vessels in 2009) usually crosses this MPA while transiting to and from fishing areas, providing additional foraging opportunities (Gonzalvo et al., 2008). These three features enhance the importance of this MPA for bottlenose dolphins and explains, at least in part, the higher %DPH obtained in this area when compared to the rest of MPAs included in this study.

Bottlenose dolphin presence in the remaining MPAs (Levante, Dragonera, Migjorn, and Medes) was below 2 %DPH, and even if each MPA habitat is characterized by different management or ecosystem features (e.g. differences in fishing regulations, in underwater habitats and benthic substrates like seagrass *Posidonia oceanica* meadows, sandy, coraligenous and precoraligenous sea beds), none of these features was identified as having any obvious influence on bottlenose dolphin presence.

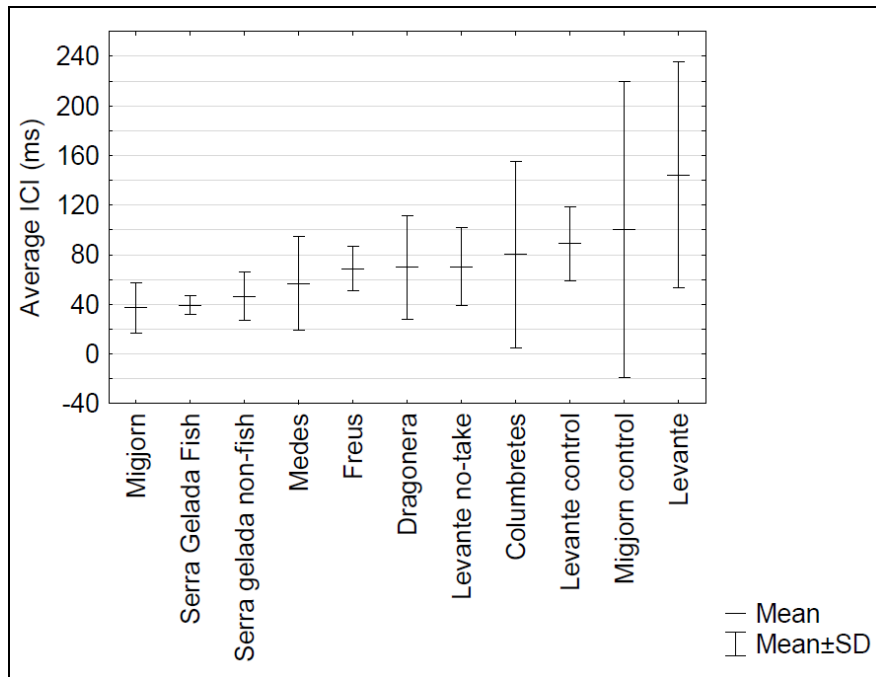


Figura 7-5. Overall average inter-click interval (ICI) in ms and 1x standard deviation from all the echolocation click trains detected in each of the seven Marine Protected Areas (MPA) included in this study. Note: For Levante, averages were calculated for three different areas: the fishing prohibited MPA zone alone (Levante no-take), both the fishing prohibited and permitted MPA zones (Levante) and the control location alone (Levante control).

Overall, bottlenose dolphin detections were obtained in most of the months for all seven MPAs included in this study. These results clearly highlight the importance of these areas as part of the habitat of the highly fragmented and vulnerable Mediterranean bottlenose dolphin subpopulation. This study does not provide information on the possible interconnection or relationship between the different MPAs monitored, but considering the substantial amount of DPH obtained across MPAs, the offshore presence of bottlenose dolphins around these MPAs (Forcada et al., 2004), and the habitat ranges of other bottlenose dolphin populations (Bearzi et al., 2006), it is probable that several of these MPAs are used by the same groups of bottlenose dolphins. Therefore, the relatively high number of DPH obtained in some of these MPAs must be interpreted as a consequence of habitat preferences rather than high dolphin abundance and demonstrates the importance of MPAs for the conservation of the Mediterranean bottlenose dolphin subpopulation in Spanish waters.

II. Seasonality in dolphin presence.

The lack of continuity in sampling at Columbretes, with January, April, and December un-sampled, impeded a robust evaluation of seasonal preferences of bottlenose dolphins for this MPA. The lack of significance between summer and winter presence might be due, at least in part, to lack of data. Results from opportunistic sightings made by MPA staff over a period of 20 years suggests a peak in presence in Spring, from March to June and lowest presence from July to February (Belenguier and Kersting, 2011). These results are in accordance to the acoustic data presented here except for the month of October, where we identified a relatively high %DPH. Both the visual and the acoustic data suggest that, while bottlenose dolphins are present year-round in this MPA, they have a general preference for the spring season.

Continuous monitoring in Columbretes was interrupted in January, April, and December due to adverse weather delaying instrument servicing during those months. During winter and early spring, weather in this region can be particularly adverse. This problem highlights the need to involve available local MPA staff in the monitoring plan if the sampling area is remotely located.

There was a marked difference in %DPH in Serra Gelada between fish farm and non-fish farm locations across seasons. Dolphins preferred locations near fish farms year-round. There were no significant preferences for summer or winter in both locations, although dolphin presence in the non-fish farm location was stronger in winter (near the level of significance). These results can be explained if the foraging benefits provided by the presence of floating cages occur year-round, as is the case for fish farms with continuous operation, such as the ones operating in Serra Gelada.

The two MPAs where a control location was included in the design, Levante and Migjorn, offered an opportunity to evaluate potential preferences for protected waters. The %DPH was consistently higher in both MPAs than in their respective control locations, supporting this hypothesis. Only Migjorn showed significant summer/winter seasonality in bottlenose dolphin presence. Dolphins were detected more often during winter than summer months. However, this pattern was not significant in the control location. These differences could suggest that bottlenose dolphins use both areas in different ways.

Continuous monitoring was achieved for all 4 months of sampling in Dragonera, based on the regulated artisanal fishing periods (see Anthropogenic activities section). Bottlenose dolphins were detected in every month sampled suggesting potential interactions with fishing gear throughout the season.

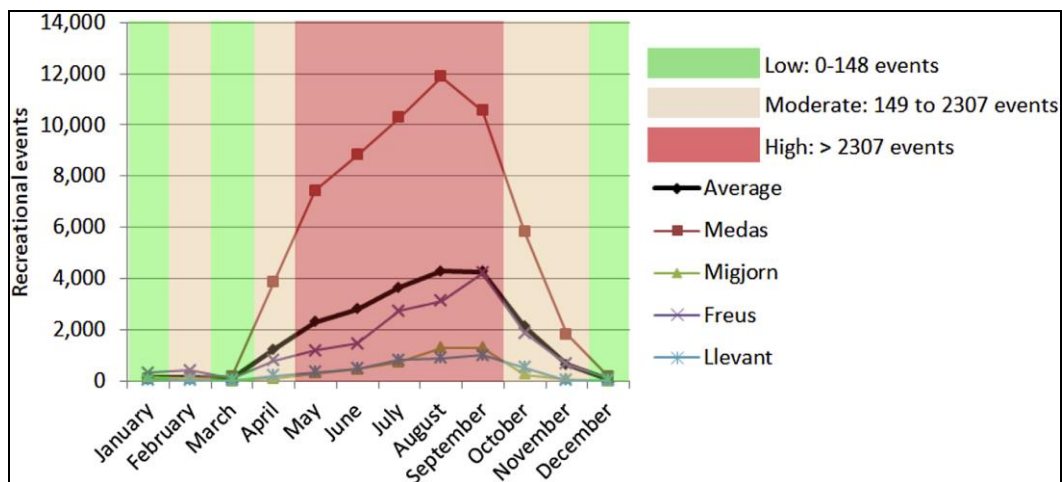


Figura 7-6. Amount of recreational events (i.e. SCUBA diving and anchoring vessels) per month averaged from four of the seven Marine Protected Areas (MPA) included in this study (Medas, Freus, Migjorn and Levante) and divided in three levels of intensity, low (yellow), moderate (green) and high (grey), according to the 33rd and 66th percentile ranking.

Dolphin monthly presence in Levante, Freus, and Medes was variable but without significant differences between summer and winter. However, monthly distribution of acoustic detections was different across these three MPAs. Differences in dolphin presence between these three MPAs could reflect dissimilarities in habitat characteristics between areas such as differences in prey accessibility. This hypothesis is supported by a recent study on isotopic profiles from biopsy samples suggesting significant differences in diet composition of bottlenose dolphins in the Balearic Islands, even between very close localities (Brotons et al., submitted).

Differences in dolphin presence between MPAs could also be related to dolphin movement patterns across a broad region encompassing the MPAs included in this study. For instance, the %DPH is high in early winter in all the MPAs from the Balearic basin (Freus, Migjorn, and Levante) and in spring in all MPAs within the Iberian continental shelf (Medes, Columbretes, and Serra Gelada). This broad scale difference (i.e. Balearic vs. continental shelf areas) fits well with the limited knowledge on population structure in Spanish Mediterranean waters. Stable isotope signatures from stranded dolphins from Catalonia and Valencia (regions where Medes, Serra Gelada, and Columbretes are located) were indistinguishable, suggesting a common distribution area; however, dolphin samples from the Balearic

Islands differed from those of mainland Spain in their DDT/PCB ratio, suggesting that the deep waters between the Balearic Islands and the Iberian Peninsula represent an effective barrier for the species (Borrell et al., 2006). This information suggests that bottlenose dolphins detected in Medes, Columbretes, and Serra Gelada correspond to a different population than the ones detected in Freus, Migjorn, and Levante. Unfortunately, we lack sufficient data on dolphin movement patterns within the Balearic Islands or the continental waters of the Spanish Mediterranean Sea to enable a more detailed interpretation of the differences in our seasonal presence results across MPAs.

Seasonal differences in dolphin presence between MPAs from the Balearic Basin and the Iberian continental shelf could also be related to geographical differences in their foraging habits. Diet and foraging behavior appears to vary widely depending on area, season, or trophic niche occupied by bottlenose dolphins, and even geographically contiguous groups may show dramatically different prey preferences (Bearzi et al., 2008). Therefore, it could be possible that the peak in dolphin presence in spring in MPAs from the Iberian continental shelf and in early winter in MPAs from the Balearic basin is related to different prey species becoming available in these areas at different seasons. However, limited data based on both trawling surveys and recreational fishing (Coll, 2005; Massutí and Reñones, 2005; Morales-Nin et al., 2005) on demersal and epipelagic fish species typically found in the Mediterranean bottlenose dolphin diet indicate that these prey species are available year-round and remain abundant in all seasons. This suggests that prey availability might not be the main explanation for differences in dolphin seasonal presence across these MPAs.

III. Diel pattern in dolphin presence.

There was a marked diel pattern in bottlenose dolphin presence in most of the MPAs, with a clear increase in the %DPH during night time. Only Freus and Dragonera did not show significant differences in dolphin detections between day and night time. Food availability is one of the main drivers of bottlenose dolphin distribution (Hastie et al., 2004). Bottlenose dolphins have commonly been reported to follow trawling boats to take advantage of discarded fish or seize fish from the net in different areas of the Mediterranean Sea (Bearzi et al., 1999; Gonzalvo et al., 2008; Fortuna et al., 2010; Pace et al., 2012). As such, the presence of a trawler fishery fleet of 11 vessels in the nearby ports of Ibiza, San Antonio (also in the island of Ibiza), and Formentera, that transit near or through Freus, might have an important influence in diel bottlenose dolphin presence in this MPA.

Trawling in Balearic Islands territorial waters is regulated by Spanish Law BOCAIB number 82, limiting trawlers to operate for a maximum of 13 hours per day, starting at 4 am and ending at 16 h for the fleet in Ibiza. This means that trawlers would leave the port of Ibiza any time after 4 am and return to this area before 16 h each day. The % DPH in Freus is lower between 10am and 16 h, suggesting that dolphin presence is lower during the central hours of the day, when trawlers are operating offshore, away from Freus. Bottlenose dolphin DPHs were higher before and during trawler departure by 4am and after their recall at 16 h. This relationship between dolphin presence and trawler schedule activity is even more pronounced in Migjorn. This MPA includes the waters around the city of Majorca, the island capital with a commercial trawler fleet of 32 vessels in 2011. In this MPA, diel pattern in dolphin presence peaked at 5 am, was lowest during the central hours of the day and increased again after 17 h. Regulations for the fleet in Majorca allow trawlers to operate from 5am to 17 h, therefore bottlenose dolphin presence peaks right at the departure time of trawlers from the port of Majorca, and is lowest during the day when trawlers are operating offshore away from the MPA and increases after vessels return at 17 h.

In Serra Gelada, the strong preference for night time at fish farm locations, in contrast to no time preference at non-fish farm locations, could be explained by a higher prey availability near the floating cages during the night than during the day, by a displacement due to operation activities in the cages during the day, or by a combination of both. However, studies in fish farming areas in Sardinia documented higher bottlenose dolphin presence during the day than during the night, suggesting that

operation activities attract their prey as well as provide access to farmed fish by fish discards or escapement (Díaz López, 2012; Díaz López et al., 2013). This discrepancy in dolphin daily occurrence between studies could be related to differences in fish farm operations, handling procedures, and cage type, although farmed species are the same in these fish farms. Also, differences in the environment might play a role. Díaz López, (2012) found a significant increase of bottlenose dolphin presence around fish farm cages during evening hours prior to sunset, possibly related to the diel vertical migration of zooplanktivorous fish, making them more accessible during the evening. It would be interesting to further study what causes differences in diel bottlenose dolphin presence across fish farming areas, but detailed information regarding aquaculture procedures and operations would be required from fish farming operators, as well as detailed information on prey availability for dolphins which is beyond the scope of this study.

Similar to results from Serra Gelada, bottlenose dolphins were detected more often during nighttime than during daytime in Columbretes, Medes, and Levante. In these cases, an increase in prey availability during nighttime could explain the opposite results compared to Díaz López et al., (2012). Columbretes is the only offshore MPA near the continental shelf included in this study. It has been described as a favorable foraging area for bottlenose dolphins (Raga and Pantoja, 2004). In the absence of fish farms, a nightly increase in zooplanktivorous fish could attract bottlenose dolphins to Columbretes. Results from Levante also fit with this hypothesis because dolphins showed stronger preference for protected waters than the control area outside the MPA. In parallel, an increase in foraging opportunities outside Columbretes during the day due to trawling activities could reduce the acoustic detection of dolphins within the MPA.

In contrast, echolocation detection characteristics in Medes, as discussed in the Diel pattern in echolocation ICI section below, suggest that bottlenose dolphins engaged in foraging more often during daytime than nighttime, despite a highly significant preference to use this area during nighttime. These results can only be explained if environmental differences between Columbretes, Levante, and Medes provide habitats of different use by bottlenose dolphins. For example, Columbretes and Levante could be preferred sites for foraging during nighttime due to the availability of prey, while Medes could be a preferred site to rest or mill during nighttime due to its coastal and protected nature. Predictable daily movement patterns including moving into protected inshore areas to rest have been described in other dolphin species (Johnston et al., 2008; Notarbartolo di Sciara et al., 2008).

Differences in diel presence were not significant in Dragonera. However the %DPH was highest from 2am to 4 h and at 21 h. While shore-based set nets where T-PODs were placed were permanently set for the whole permitted period, fishermen typically visited nets early in the morning (Martínez, 1992). Interactions with artisanal fisheries are common in the Balearic Islands and often dolphins avoid encounters with fishermen when visiting their gear (Brotons et al., 2008). Therefore, the peak in dolphin presence between 2 and 4 am may have been timed to avoid fishermen visiting nets before collecting the catch later in the morning.

IV. Diel pattern in echolocation inter-click interval (ICI).

It is expected that bottlenose dolphins use MPAs with different environmental characteristics in different ways as this species has shown to be extremely opportunistic and adaptive (Shane et al., 1986). Results from both Migjorn and Levante, the only two MPAs where the sampling design included a control deployment, suggest that bottlenose dolphins use these MPAs to forage during nighttime. In both MPAs, dolphins were detected more often within the MPAs than in the control locations, average ICIs were shorter within the MPAs, and significantly shorter during night time. Results suggest that at least these two MPAs are successful in providing a more suitable foraging habitat than their surrounding environments. Columbretes sampling design lacked a control location and monitoring was interrupted due to inability to service the instruments in time during the stormy season of the year, however, even with these constraints, results from this MPA also suggest that bottlenose dolphins use this area to forage especially at night.

Bottlenose dolphin detections in Medes were also higher during nighttime than daytime but average ICIs were significantly longer. In contrast, average ICI values during day time were similar to nighttime results in Levante and Migjorn, suggesting an inverted behavioral pattern with predominant foraging behavior during the day. Differences in fish composition or fish availability between MPA ecosystems could explain these opposing results. However, higher %DPH during nighttime with long ICIs suggests that foraging is not the primary type of habitat use in this MPA. As discussed in the Diel pattern in dolphin presence section, Medes could primarily be used as a resting area during nighttime; however, longer ICIs do not necessarily indicate resting behavior.

Diel patterns in average ICIs were not evident in Serra Gelada, however, differences between control and fish farms sites are interesting. Hourly average ICIs oscillate between 30 and 50 ms in the control site while much lower ICIs can be found in the fish farm locations at scattered hours, indicating that foraging behavior occurred more often around fish farms. When comparing these results with the diel pattern in dolphin presence, the lowest average ICIs were related to the peak in presence between 7 and 8 am. It is normally at this time of the day when caged fish are first fed, a circumstance that can increase prey availability (Díaz López, 2012).

Similarly, the peak in presence between 2 am and 4 am in Dragonera, presumably before fishermen collect their catch from their set nets, corresponds well with low average ICIs, suggesting that the echolocation behavior is often aimed at prey targets.

When comparing average ICI results across the seven MPAs, it is clear that echolocation characteristics are different in each location and that results cannot be generalized. However, locations where prey resources are concentrated, such as fish farms or trawling activity, yielded lowest average ICIs, supporting the relationship between low hourly average ICI and feeding behavior. Differences in feeding behavior characteristics across MPAs are indicative of dissimilarities in the type and timing of available resources offered by MPAs to bottlenose dolphins, highlighting the ecological variability of their habitat and the opportunistic nature of their habitat preference.

The observed opposite diel patterns in foraging behavior, substantial differences in overall foraging activity among MPAs, and differences in primary behavior emphasize the dissimilar use of MPAs by bottlenose dolphins and the need for caution when generalizing what resources are provided for cetaceans by these protected waters.

V. Effect of recreational activities.

An evident and general observation across all MPAs included in this study is the preference by dolphins for night time periods and months of low intensity of recreational activities. While dolphin night time preference could be explained by natural diel variations in prey availability, dolphin seasonal presence is not supported by the available information on seasonality of prey presence. Therefore, features other than prey availability must play a role in bottlenose dolphin seasonal presence in these MPAs. Forcada et al., (2004) argued the need to investigate the relationship between the seasonality of bottlenose dolphins in the northwest Mediterranean basin and the increased level of tourism, in particular, during the summer period. The authors underscored their concern for potential adverse effects, such as the abandonment of primary foraging habitats and the urgency to regulate tourism in key areas in an ecosystem-management context. Even if recreational boat traffic increased dramatically in the Mediterranean in recent decades (Dobler, 2002) and negative effects have been reported from other places around the world (Allen and Read, 2000; Lusseau, 2004, 2005; Bejder et al., 2006), bottlenose dolphin displacement or habitat loss in the Mediterranean Sea has been reported only in the coastal waters of Croatia (Rako et al., 2013). The observed bottlenose dolphin preference for months of low intensity of recreational activity suggest that human presence in these MPAs might also play an important role in bottlenose dolphin seasonality. Diel differences in prey availability and in recreational intensity might cause an additive effect to bottlenose dolphin presence. An increase in prey availability

during nighttime concurrent with a decrease in the intensity or cessation of recreational activities might enhance the preference for MPAs during nighttime.

While the designation of MPAs acts as a protective measure for marine biodiversity, it also facilitates a seasonal increase in recreational activities which in turn might cause avoidance of these areas by bottlenose dolphins. This is of particular importance when considering the current conservation status of the Mediterranean bottlenose dolphin subpopulation and in view of the requirements of the EU Habitat Directive and Marine Strategy Framework Directive.

7.2.5. Conclusions.

The results of this study suggest that long term acoustic monitoring of bottlenose dolphins with echolocation loggers in Spanish Mediterranean MPAs is an effective method that could cover the needs required under the EU Habitats Directive and the Marine Strategy Framework Directive. In general, the acoustic results obtained in this study provided a detailed description of MPA use by bottlenose dolphins. The observed dissimilar use of MPAs calls for caution when generalizing what resources are provided for cetaceans by protected waters and highlights the importance and need for long-term cetacean monitoring plans in MPAs. This monitoring method was precise enough to describe the sensitivity of bottlenose dolphins to different human activities in and around MPAs such as fish farms, set nets, trawling, and the potential for longterm negative impacts by recreational activities, which should be considered a high research priority. Long-term cetacean monitoring plans in MPAs would facilitate informed ecosystems-based management decisions for protected waters towards more effective conservation of marine resources, including the vulnerable Mediterranean bottlenose dolphin.

7.2.6. Acknowledgements.

Parques Reunidos Valencia S. A. and L'Oceanogràfic, Ciudad de las Artes y las Ciencias funded the work done in Columbretes and Serra Gelada. Consejería de Medioambiente, Comunitat Valenciana provided logistics support in Columbretes. We are grateful to Basademar S.L and Industrias Pesqueras Balmar S.A for their collaboration in this study. Consejería de Pesca, Govern Balear funded the work done in Freus, Dragonera, Migjorn and Levante. We acknowledge Secretaría General de Pesca, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente for granting permits to deploy acoustic instruments within Spanish Marine Protected Areas. We are especially grateful to Silvia Revenga, Subd. Gral. de Protección de los Recursos Pesqueros, for her support to perform research activities within MPAs. Nick Tregenza (Chelonia Ltd.) assisted in customizing T-POD bottlenose dolphin scanning settings to minimize the addition of snapping shrimp pulses into the detection log. Jose Antonio Esteban assisted in field work and data processing from Columbretes and Serra Gelada. Alex Martin and Jorge Jiménez assisted in Freus field work. Joan Torró i Cabratosa fellowship and Area Protegida de les Illes Medes provided funds and logistic support for field work in this MPA. The diving center Rei del Mar provided logistic support and coordinated a team of volunteers involved in the instruments servicing in Medes. An early manuscript version was improved by comments provided by Kate Stafford and Kim Shelden. The findings and conclusions in this paper are those of the authors and do not necessarily represent the views of the National Marine Fisheries Service.

7.2.7. Literature cited.

Allen MC, Read AJ. 2000. Habitat selection of foraging bottlenose dolphins in relation to boat density near Clearwater, Florida. *Marine Mammal Science* **16**: 815-824.

Badalamenti F, Ramos AA, Voultsiadou E, Sánchez-Lizaso JL, D'Anna G, Pipitone C, Mas J, Ruiz-Fernandez JA, Whitmarsh D, Riggio S. 2000. Cultural and socio-economic impacts of Mediterranean marine protected areas. *Environmental Conservation* **27**: 110–120.

- Bailey H, Clay G, Coates EA, Lusseau D, Senior B, Thompson PM. 2010. Using T-PODs to assess variations in the occurrence of coastal bottlenose dolphins and harbour porpoises. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **20**: 150–158.
- Bearzi G, Fortuna CM. 2006. Common bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* (Mediterranean subpopulation). In: *The Status and Distribution of Cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea*, Reeves RR, Notarbartolo di Sciara G (eds). IUCN Centre for Mediterranean Cooperation: Málaga; 64–73.
- Bearzi G, Fortuna CM, Reeves RR. 2008. Ecology, behaviour and conservation of Common Bottlenose Dolphins *Tursiops truncatus* in the Mediterranean Sea. *Mammal Review* **39**: 92–123.
- Bearzi G, Holcer D, Notarbartolo di Sciara G. 2004. The role of historical dolphin takes and habitat degradation in shaping the present status of northern Adriatic cetaceans. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **14**: 363–379.
- Bearzi G, Politi E, di Sciara GN. 1999. Diurnal behavior of free-ranging bottlenose dolphins in the Kvarneric (northern Adriatic Sea). *Marine Mammal Science* **15**: 1065-1097.
- Bejder L, Samuels A, Whitehead H, Gales N, Mann J, Connor R, Heithaus M, Watson-Capps J, Flaherty C, Krützen M. 2006. Decline in relative abundance of bottlenose dolphins *Tursiops* sp. exposed to long-term disturbance. *Conservation Biology* **20**: 1791-1798.
- Belenguer R, Kersting D. 2011. Cetáceos en la Reserva Marina de las Islas Columbretes .Mediterráneo noroccidental.: 20 años de avistamientos oportunistas. *Mediterranea* **22**: 101-125.
- Blanco JC, González JL. 1992. *Libro rojo de los vertebrados de España*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación-ICONA, Colección Técnica: Madrid.
- Borrell A, Aguilar A, Forcada J, Fernández M, Aznar FJ, Raga JA. 2000. Varamiento de cetáceos en las costas españolas del Mediterráneo durante el período 1989–1992. *Miscelanea Zoológica* **23**: 53–69.
- Borrell A, Aguilar A, Tornero V, Sequeira M, Fernandez G, Alis S. 2006. Organochlorine compounds and stable isotopes indicate bottlenose dolphin subpopulation structure around the Iberian Peninsula. *Environment International* **32**: 516-523.
- Brotos JM, Grau AM, Rendell L. 2008. Estimating the impact of interactions between bottlenose dolphins and artisanal fisheries around the Balearic Islands. *Marine Mammal Science* **24**: 112–127.
- Brotos JM, Islas-Villanueva V, Deudero S, Alomar C, Tor A. Submitted. Population structure and diet variation of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* around the Balearic Islands.
- Cañadas A, Hammond PS. 2006. Model-based abundance estimates for bottlenose dolphins off Southern Spain: implications for conservation and management. *Journal of Cetacean Research and Management* **8**: 13–27.
- Cañadas A, Sagarminaga R, de Stephanis R, Urquiola E, Hammond PS. 2005. Habitat preference modelling as a conservation tool: proposals for marine protected areas for cetaceans in southern Spanish waters. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **15**: 495–521.
- Cardona L, López D, Sales M, De Caralt S, Díez I. 2007. Effects of recreational fishing on three fish species from the *Posidonia oceanica* meadows off Minorca .Balearic archipelago, western Mediterranean. *Scientia Marina* **71**(4): 811-820.
- Carlström J. 2005. Diel variation in echolocation of wild harbor porpoises. *Marine Mamm Science* **21**: 1–12.
- Cirer Costa F. 2002. Formentera. In: *Enciclopèdia d'Eivissa i Formentera*, Tur JM, Ribas Fuentes JA, Tur Marí J, Bennàsar Roig A, Marí Marí J, Ribes i Marí E (eds). Volume 6, Consell Insular d'Eivissa i Formentera, Res Pública Edicions, Ibiza.

- Coll J. 2005. Seguiment de la reserva marina de la Badia de Palma, Informe final. Conselleria d'Agricultura i Pesca, Govern de les Illes Balears, Spain.
- Council of the European Communities, 2008. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy . *Official Journal of the European Communities* **L164**:19-40
- Díaz López B, Bernal Shirai JAB. 2007. Bottlenose dolphin .*Tursiops truncatus*. presence and incidental capture in a marine fish farm on the north-eastern coast of Sardinia (Italy). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **87**: 113–117.
- Díaz López B, Addis A, Fabbiano F. 2013. Ecology of common bottlenose dolphins along the North-western Sardinian coastal waters (Italy). *Thalassas* **29**(2): 35-44.
- Díaz López B. 2012. Bottlenose dolphins and aquaculture: interaction and site fidelity on the north-eastern coast of Sardinia (Italy). *Marine Biology*. **159**(10): 2161-2172.
- Dobler JP. 2002. Analysis of shipping patterns in the Mediterranean and Black seas. CIESM Workshop Monographs **20**: 19-28.
- Elliot RG, Dawson SM, Raymetn WJ. 2011. Optimizing T-pod settings and testing range of detection for bottlenose dolphins in Doubtful Sound, New Zealand. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **92**(8): 1901-1907.
- Forcada J, Gazo M, Aguilar A, Gonzalvo J, Fernández-Contreras M. 2004. Bottlenose dolphin abundance in the NW Mediterranean: addressing heterogeneity in distribution. *Marine Ecology Progress Series* **275**: 275–287.
- Forcada J, Hammond PS. 1998. Geographical variation in abundance of striped and common dolphins of the western Mediterranean. *Journal of Sea Research* **39**: 313–325.
- Fortuna CM, Vallini C, Filidei E. 2010. By-catch of cetaceans and other species of conservation concern during pair trawl fishing operations in the Adriatic Sea (Italy). *Chemistry and Ecology* **26**: 65-76.
- Francour P, Harmelin JG, Pollard D, Sartoretto S. 2001. A review of marine protected areas in the northwestern Mediterranean region: siting, usage, zonation and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **11**: 155-188.
- Game ET, Grantham HS, Hobday AJ, Pressey RL, Lombard AT, Beckley LE, Gjerde K, Bustamante R, Possingham HP, Richardson AJ (2009) Pelagic protected areas: the missing dimension in ocean conservation. *Trends in Ecology and Evolution* **24**: 360–369.
- Gómez de Segura A, Crespo EA, Pedraza SN, Hammond PS, Raga JA. 2006. Abundance of small cetaceans in waters of the central Spanish Mediterranean. *Marine Biology* **150**: 149-160.
- Gonzalvo J, Valls M, Cardona L, Aguilar A. 2008. Factors determining the interaction between common bottlenose dolphins and bottom trawlers off the Balearic Archipelago (western Mediterranean Sea). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **367**: 47–52.
- Grup d'Estudi i Conservació de Mamífers Marins. GRUMM. 2002. Actuacions para la conservació del delfín Mular, Memoria final. Universitat de Barcelona, Spain.
- Halpern SH, Lester SE, McLeod K. 2010. Placing marine protected areas onto the ecosystem based management seascape. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* **107**: 18312–18317.
- Hastie GD, Wilson B, Wilson LJ, Parsons KM, Thompson PM. 2004. Functional mechanisms underlying cetacean distribution patterns: Hotspots for bottlenose dolphins are linked to foraging. *Marine Biology* **144**: 397-403.

- Hoyt E. 2011. Marine Protected Areas for Whales, Dolphins and Porpoises: a World Handbook for Cetacean Habitat Conservation and Planning. Earthscan, NY.
- ICONA .1986. Red Data List of the vertebrates from Spain. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Spain.
- INDEMARES. 2009. Inventory and designation of marine Natura 2000 areas in the Spanish sea. EU Environment LIFE program.
- Instituto de Estudios Turísticos (IET). 2013. Balance del turismo 2012. Resultados de la actividad turística en España. Ministerio de Industria Energía y Turismo, Instituto De Turismo de España.
- IUCN. 2013. www.iucnredlist.org [12 October 2013]
- Jaaman SA, Lah-Anyi YU, Pierce GJ. 2009. The magnitude and sustainability of marine mammal by-catch in fisheries in East Malaysia. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom **89**: 907-920.
- Johnston DW, Robbins J, Chapla ME, Mattila DK, Andrews KR. 2008. Diversity, habitat associations and stock structure of odontocete cetaceans in the waters of American Samoa, 2003–2006. Journal of Cetacean Research and Management **10**: 59-66.
- Spanish Law BOE 41/2010. Boletín Oficial del Estado 317 December 30, p 108464-108488
- Spanish Law BOE 42/2007. Boletín Oficial del Estado 299 December 14, p 51275-51327
- Spanish Law BOE AAA/2794/2012. Boletín Oficial del Estado 312 December 28, p 88675-88682
- Spanish Law BOCAIB 82, 4/7/2000. Boletín Oficial de la Comunidad Autónoma de las Islas Baleares, p 10430
- Leatherwood, S. 1975. Some observations of feeding behavior of bottle-nosed dolphins *Tursiops truncatus*. in the northern Gulf of Mexico and *Tursiops* (cf *T. gilli*) off southern California, Baja California, and Nayarit, Mexico. Marine Fisheries Review **37**: 10–16.
- Leoney RH, Carslake D, Elwen SH. 2011. Using static acoustic monitoring to describe echolocation behaviour of Heaviside's dolphins (*Cephalorhynchus beavisidii*) in Namibia. Aquatic Mammals **37**: 151–160.
- Lusseau, D. 2004. The hidden cost of tourism: Detecting long-term effects of tourism using behavioral information. Ecology and Society **9**: 2.
- Lusseau, D. 2005. Residency pattern of bottlenose dolphins (*Tursiops* spp.) in Milford Sound, New Zealand, is related to boat traffic. Marine Ecology Progress Series **295**: 265-272.
- Martínez J. 1992. Las técnicas de pesca en la antigüedad y su implicación en el abastecimiento de las industrias de Salazón. CuPAVAM **19**: 219-244.
- Massutí E, Reñones O. 2005. Demersal resource assemblages in the trawl fishing grounds off the Balearic Islands (western Mediterranean). Scientia Marina **69**: 167–181.
- Milazzo M, Chemello R, Badalamenti F, Camarda R, Riggio S. 2002. The Impact of Human Recreational Activities in Marine Protected Areas: What Lessons Should Be Learnt in the Mediterranean Sea? Marine Ecology **23**(s1): 280-290.
- Morales-Nin B, Moranta J, García C, Tugores P, Grau A, Riera F, Cerdà M. 2005. The recreational fishery off Majorca Island (western Mediterranean): some implications for coastal resource Management. ICES Journal of Marine Science **62**: 727-739.
- Mosquera I, Côté IM, Jennings S, Reynolds JD. 2000. Conservation benefits of marine reserves for fish populations. Animal Conservation **4**: 321–332.

- Natoli A, Birkun A, Aguilar A, Lopez A, Hoelzel AR. 2005. Habitat structure and the dispersal of male and female bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). Proceedings of the Royal Society of London B Biology **272**: 1217-1226.
- Notarbartolo di Sciara G, Hanafy MH, Fouda MM, Afifi A, Costa M. 2008. Spinner dolphin (*Stenella longirostris*) resting habitat in Saadai Reef (Egypt, Red Sea) protected through tourism management. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom **89**: 211–216.
- Nuuttila HK, Meier R, Evans P, Turner JR, Bennell JD, Hiddink JG. 2013. Identifying foraging behaviour of wild bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) with static acoustic dataloggers. Aquatic Mammals **39**:147-161.
- Pace DS, Pulcini M, Triossi F. 2012. Anthropogenic food patches and association patterns of *Tursiops truncatus* at Lampedusa Island, Italy. Behavioral Ecology **23**: 254-264.
- Philpott E, Englund A, Ingram S, Rogan E. 2007. Using T-PODs to investigate the echolocation of coastal bottlenose dolphins. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom **87**: 213–221.
- Piroddi C, Bearzi G, Christensen V. 2011. Marine open cage aquaculture in the eastern Mediterranean Sea: a new trophic resource for bottlenose dolphins. Marine Ecology Progress Series **440**:255–266.
- Raga JA, Pantoja J. 2004. Proyecto Mediterráneo. Zonas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español. Ministerio de Medio Ambiente. Naturaleza y Parques Nacionales. Serie Técnica, Madrid.
- Rako N, Fortuna CM, Holcer D, Mackelworth P, Nimak-Wood M, Pleslić G, Sebastianutto L, Vilibić I, Wiemann A, Picciulin M. 2013. Leisure boating noise as a trigger for the displacement of the bottlenose dolphins of the Cres-Lošinj archipelago (northern Adriatic Sea, Croatia). Marine Pollution Bulletin **68**: 77-84.
- Ramos AA, McNeil S. 1994. The status of marine conservation in Spain. Ocean and Coastal Management **24**: 125–38.
- Reeves R, Notarbartolo di Sciara G. 2006. The Status and Distribution of Cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea. IUCN Centre for Mediterranean Cooperation: Málaga.
- Shane SH, Wells RS, Würsig B. 1986. Ecology, behavior and social organisation of the bottlenose dolphin: A review. Marine Mammal Science **2**: 24–63.
- Simon M, Nuuttila H, Reyes-Zamudio MM, Ugarte F, Verfuß U, Evans PGH. 2010. Passive acoustic monitoring of bottlenose dolphin and harbour porpoise, in Cardigan Bay, Wales, with implications for habitat use and partitioning. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom **90**: 1539-1545.
- Thomsen F, Van Elk N, Brock V, Werner P. 2005. On the performance of automated porpoise-click detectors in experiments with captive harbour porpoises (*Phocoena phocoena* L.). Journal of the Acoustical Society of America **118**: 37–40.
- Wilson B, Reid RJ, Grellier K, Thompson PM, Hammond PS. 2004. Considering the temporal when managing the spatial: a population range expansion impacts protected areas-based management for bottlenose dolphins. Animal Conservation **7**: 331–338.

7.3. Discusión general.

En la última década, a lo largo del Mediterráneo occidental ha proliferado la creación, tanto de reservas marinas propiamente dichas, como reservas marinas pesqueras, las cuales han resultado ser un excelente instrumento para incrementar las poblaciones de peces, en particular allí donde la pesca se ha restringido severamente. En las Islas Baleares, desde 1999 se han creado 7 reservas marinas con una superficie total aproximada de 50,000 Ha, diseñadas para conseguir la conservación de los recursos marinos y el mantenimiento de la pesca profesional de artes menores.

El efecto de las reservas marinas (el llamado “efecto reserva”) está bien descrito (García-Rubies y Zabala i Limousin 1990, Halpern 2003, Planes *et al.* 2000, Roberts *et al.* 2001) y numerosos trabajos científicos publicados indican que tanto en la Mediterránea como en otros mares, las regulaciones establecidas en las reservas producen:

1. Incremento de la riqueza (biodiversidad) en especies comerciales.
2. Incrementos de la densidad, de las tallas y de la biomasa de especies vulnerables a la pesca.
3. Exportación de peces adultos e incremento de las capturas fuera de la reserva.
4. Incremento del reclutamiento fuera de la reserva por exportación de larvas.

Las reservas marinas pesqueras se han beneficiado de diferentes ayudas de fondos europeos, como el fondo IFOP y FEP, tanto para la instalación de elementos para delimitarlas como para estudios de seguimiento, por lo que son figuras bien conocidas para las administraciones, estatales y comunitarias, hasta el punto que existen indicadores de impacto estándar que, en el caso de España, se basan en criterios de extensión (Km² o Ha). Sin embargo, no hay indicadores que se basen en la eficacia de las reservas para favorecer el desarrollo ecosistémico.

Existen indicios que las reservas marinas podrían interactuar positivamente con especies marinas protegidas, como lo son los delfines mulares. Los resultados recogidos en “Long-term acoustic monitoring of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in marine protected areas in the Spanish Mediterranean Sea” así lo demuestran. En dicho artículo se incluyen los datos obtenidos del seguimiento mediante PODs en 3 reservas pesqueras de las Islas Baleares. Sin embargo, la eficiencia del sistema, ha hecho que se sigan desarrollándose calados de dicha instrumentación para la valoración del impacto reserva sobre la presencia del delfín mular.

Durante 2013, y con una metodología paralela a la empleada en el artículo, se procedió al seguimiento acústico de la presencia del delfín mular en las reservas marinas de las Islas del Toro y Malgrats. Al ser el mismo sistema de muestreo, incluir el análisis de los datos permite añadir comparaciones y actualizar la discusión de este capítulo y valorar de forma conjunta el posible impacto de la red de reservas marinas de las Islas Baleares en la población del delfín mular.

7.3.1. Seguimiento acústico pasivo en las reservas marinas de las islas del Toro y Malgrats.

I. Zona de estudio

Datos y descripción facilitada por la Direcció General de Medi Rural i Marí.

Reserva marina de la Isla del Toro.

El área marina de los alrededores de la isla del Toro (Calvià, Mallorca), así como las aguas comprendidas entre esta, el Clot des Moro y cala Refeubetx tienen un alto valor ecológico y pesquero por la diversidad de hábitats, de comunidades bentónicas e ictícolas que se pueden encontrar (Figura 7-7). Las praderas de la fanerógama *Posidonia oceánica* ocupan grandes extensiones y en sus fondos rocosos se concentran muchas especies de peces con interés comercial, algunas de éstas con finalidades

reproductivas. Tanto las praderas de fanerógamas como muchas de las especies ícticas presentes son merecedoras de una adecuada protección.

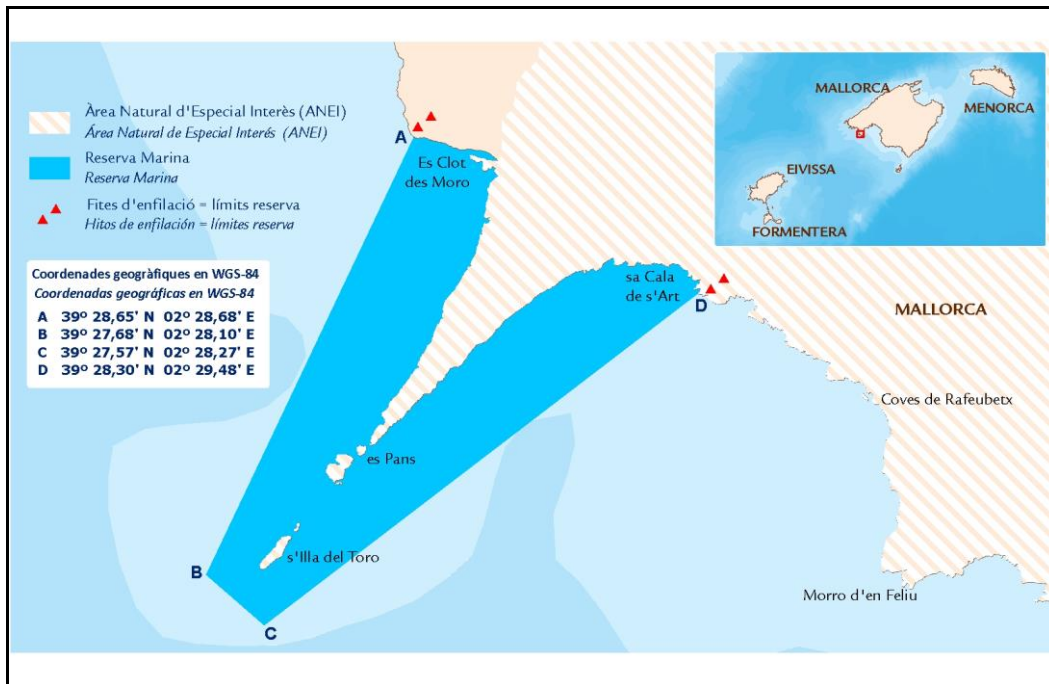


Figura 7-7. Plano Reserva Marina de las Islas del Toro.

El gran gradiente batimétrico de esta zona y su situación hace que sea un lugar excepcional para la observación de especies pelágicas migradoras. Es de esperar que su declaración como reserva haga que las poblaciones de aquellas especies sedentarias (mero, corvallo...), reducidas por la actividad de la pesca recreativa, se recuperen con el tiempo.

Reserva marina de las Islas Malgrats.

El área marina de los alrededores de las islas Malgrats (Calvià, Mallorca), Figura 7-8; así como las aguas de la costa vecina, tienen un alto valor ecológico y pesquero por la gran diversidad de hábitats y de comunidades bentónicas e ícticas presentes. Al margen de las praderas de *P. oceanica* se encuentran también fondos rocosos circalitorales e infralitorales que son el hábitat de especies de peces de gran talla. Éstas y muchas de las especies de peces presentes en estos lugares merecen una adecuada protección.

Al igual que en las islas del Toro, es de esperar que su declaración como reserva ayude a la recuperación de las especies sedentarias de peces fuertemente impactadas por la actividad pesquera recreativa.

II. Material y métodos.

El diseño del muestreo ha sido idéntico al descrito en el artículo principal del capítulo.

Se calaron simultáneamente 3 T-POD durante un año, uno en las islas del Toro, otro en las islas Malgrats y el último en un área relativamente cercana, fuera del ámbito de la reserva para actuar de control.

III. Resultados.

En total se han registrado un total de 9,839 horas, distribuidas de la siguiente forma: El Toro, 4,215 h; Malgrats, 2,408 h y Zona de control, 3,216.

El POD instalado en las islas Malgrats he perdido alrededor del 50% de las horas de escucha debido a la continuada visita de un grupo de buceadores. Al parecer, un club de buceo de la zona, localizó el

aparato y lo visitaba con cierta frecuencia. Esta visita no debería tener ninguna influencia si no fuera por la manipulación, que en las visitas de los buceadores, se producía en la instrumentación. En el sistema de muertos y en el mismo POD, los visitantes añadían figuras de tiburones, muñecas, se realizaban fotos... El movimiento brusco ocasionado desactivó el aparato en varias ocasiones, derivando en la pérdida de horas de escucha.

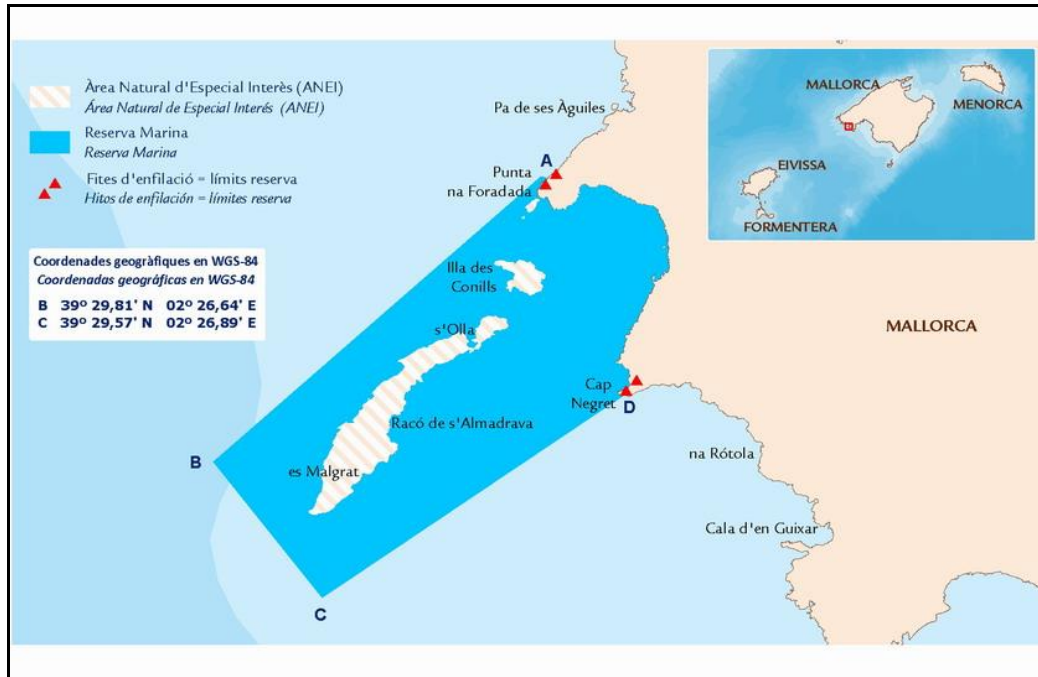


Figura 7-8. Plano Reserva Marina de las Islas Malgrats.

En la gráfica de porcentaje de horas positivas de detección sobre el total de horas de escucha, se puede observar como la presencia de delfines es más frecuente en las reservas y que, como en las localizaciones del artículo, son más abundantes en los meses de invierno (Figura 7-9).

Si se calculan las medias para el total del muestreo en el área de las islas del Toro y Malgrats y se comparan los resultados con los periodos de invierno (octubre-mayo) y verano (junio-septiembre), pueden observarse diferencias (Figura 7-10). Sin embargo, estas diferencias, a pesar de encontrarse en el umbral de la significancia, no son estadísticamente significativas, t-value 1.9228, df 24, p 0.065. Muy probablemente, la falta de significancia esté relacionada con los vacíos muestrales temporales en las 3 localizaciones el mes de agosto.

En conjunto, si se añaden estos datos a lo observado en el resto de áreas marinas protegidas (ver 7.2.3), puede decirse que los delfines mulares muestran una marcada presencia estacional en las reservas.

No se han podido obtener el número de buceadores para estas reservas por meses. Sin embargo, es obvio que se trata de una actividad estacional y de gran impacto por el número de practicantes, especialmente en el Toro si se observa el volumen relativo de usuarios entre reservas (Figura 7-11).

Es, por lo tanto, indispensable, para la correcta valoración y gestión de la sostenibilidad de las reservas, desarrollar estudios que midan el impacto de las actividades antrópicas en las áreas marinas protegidas sobre su uso por parte de los delfines.

La presencia de delfines en las islas del Toro y Malgrats no parece presentar ningún patrón diario si se observa la gráfica de distribución de los porcentajes de DPH por horas en el conjunto del año, aunque pueda observarse cierta predilección por las horas nocturnas si se globalizan las 3 localizaciones (Figura 7-12).

Si se agrupan el total de datos según las horas locales de salida y puesta de sol y se calculan sus medias, las diferencias de presencia diarias pueden observarse claramente (Figura 7-13) y son estadísticamente significativas (t-value 2.1812, df 22, p 0.040).

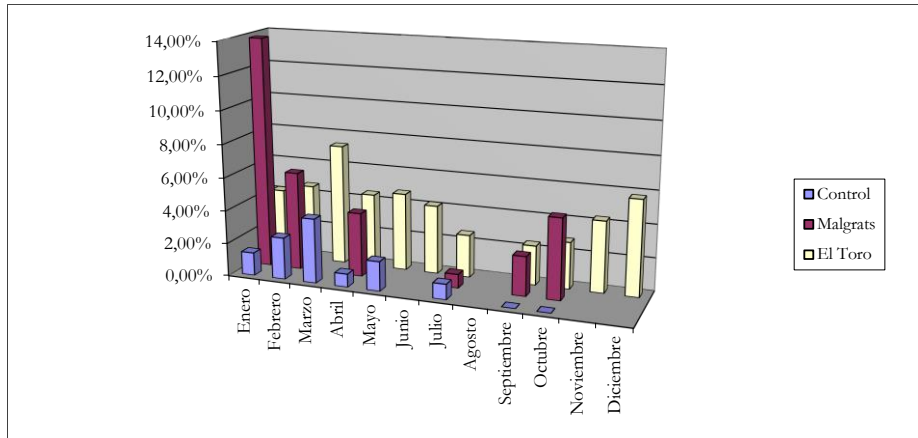


Figura 7-9. Porcentaje DPH/horas de escucha por localizaciones.

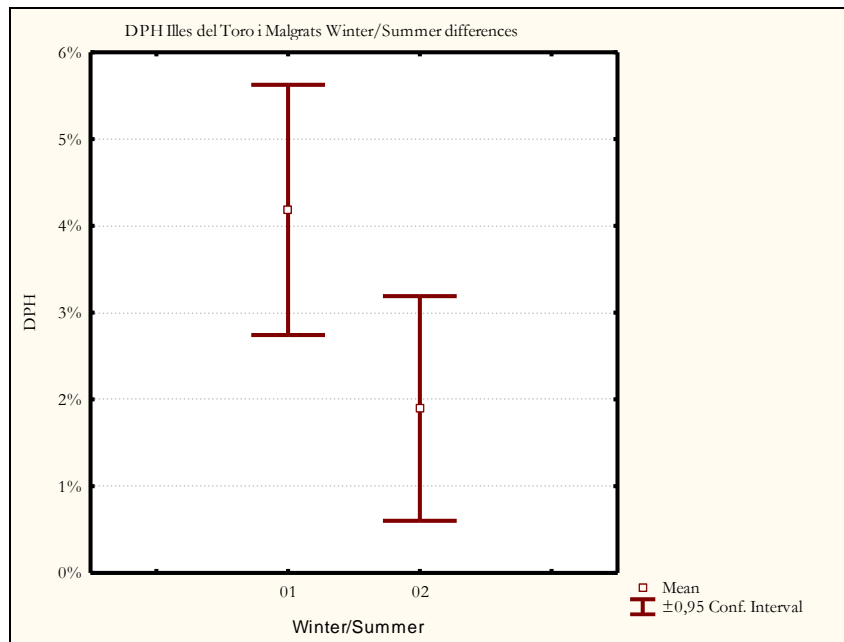


Figura 7-10. Medias e intervalos de confianza DPH/horas por estación.

Para comprobar si este patrón diario tiene que ver, de nuevo, con las actividades antrópicas (más frecuentes durante las horas diurnas, aunque sin valores registrados), primero debería descartarse un aumento de actividad acústica ligada a la alimentación.

Si se observan los números de los ICI (“InterClics Intervals”) en las diferentes localizaciones, se puede describir un patrón marcado de alimentación (Figura 7-14, Figura 7-15 y Figura 7-16). Parece que durante el horario nocturno, el ICI presenta valores más bajos (más rápidos) que puede asociarse con actividades de alimentación (Figura 7-17).

Si se analizan las medias de ICI y se comparan según el horario, las diferencias son significativas, Mann-Whitney U test, U 188.00, z -4.74, p 0.0000.

Parece, por lo tanto, y a la vista de estos resultados, que el patrón diario se halla relacionado con la alimentación, y que el tiempo nocturno de permanencia en las reservas está ligado a esta actividad.

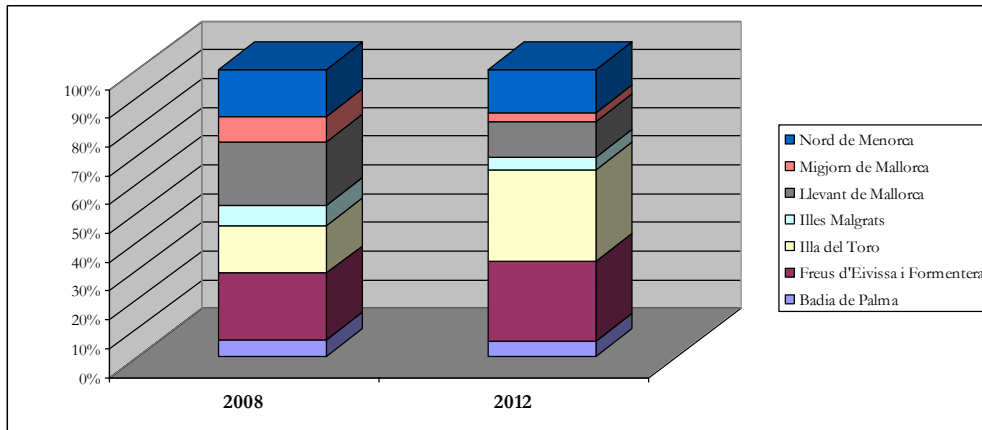


Figura 7-11. Composición por reservas de buceo.

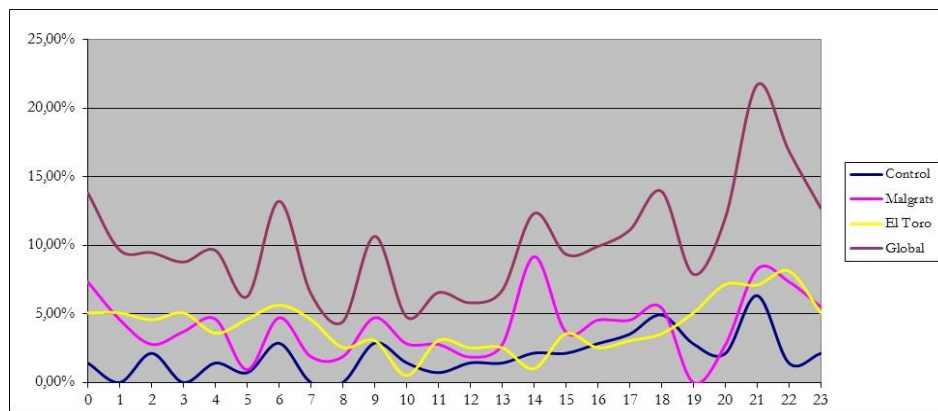


Figura 7-12. Porcentajes DPH por horas en los 3 puntos de escucha y totales.

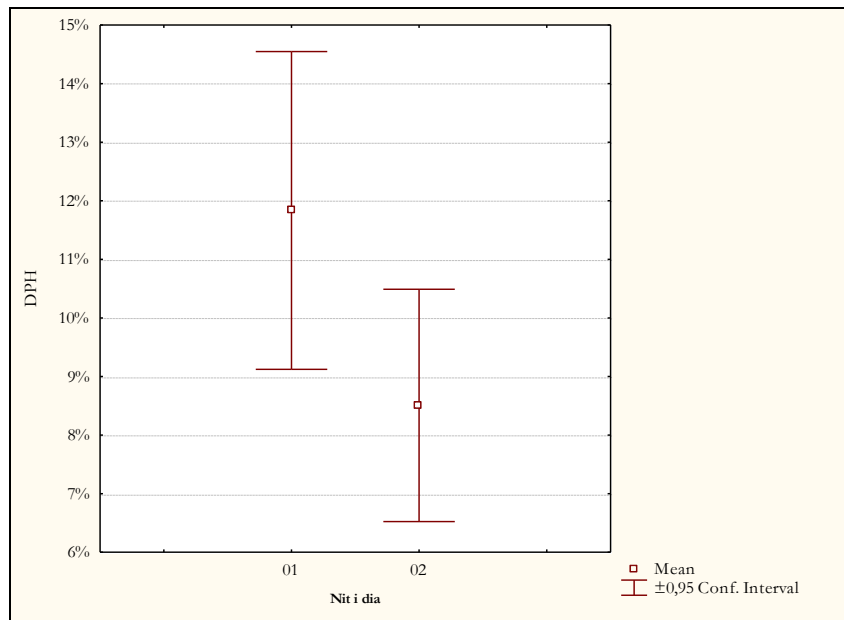


Figura 7-13. Medias e intervalos de confianza DPH/horas en los periodos noche/día.

Si se comparan los valores ICI registrados en las localizaciones dentro de las reservas y fuera de ellas, se puede comprobar como, en general, los números en las áreas marinas protegidas son más bajos. Ello implica que los delfines muestran una mayor actividad de alimentación en las reservas que fuera de ellas.

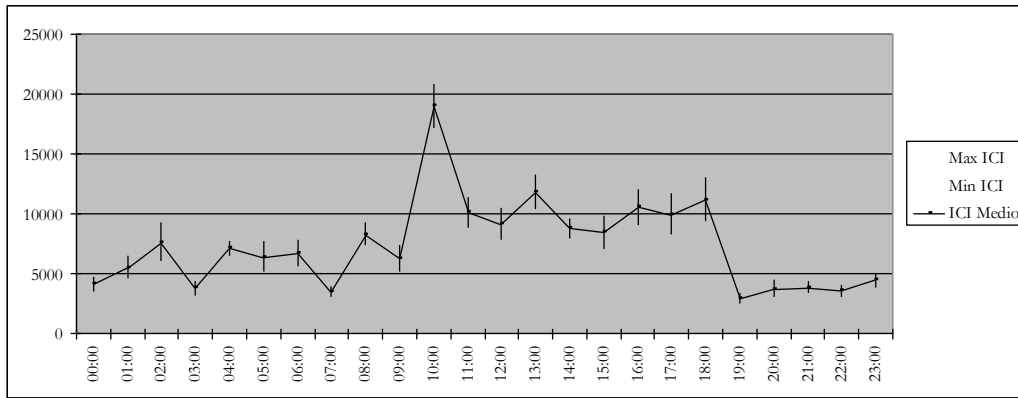


Figura 7-14. Min, Max y media de ICI por horas en las islas del Toro.

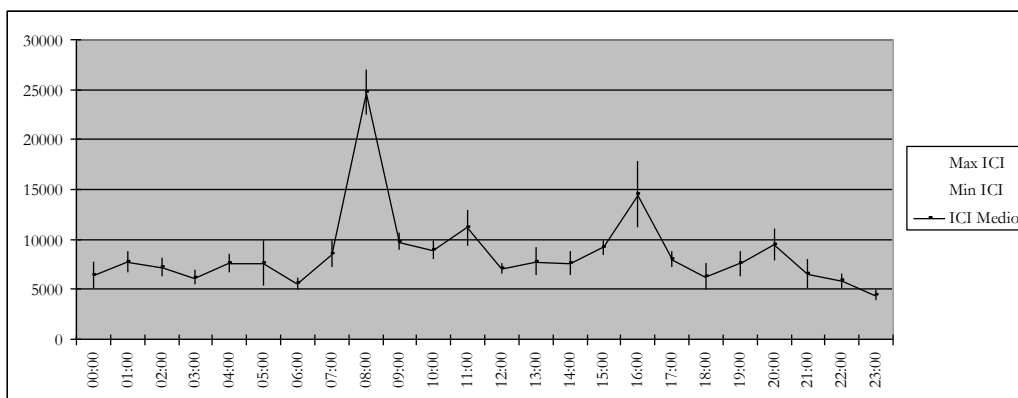


Figura 7-15. Min, Max y media de ICI por horas en las islas Malgrats.

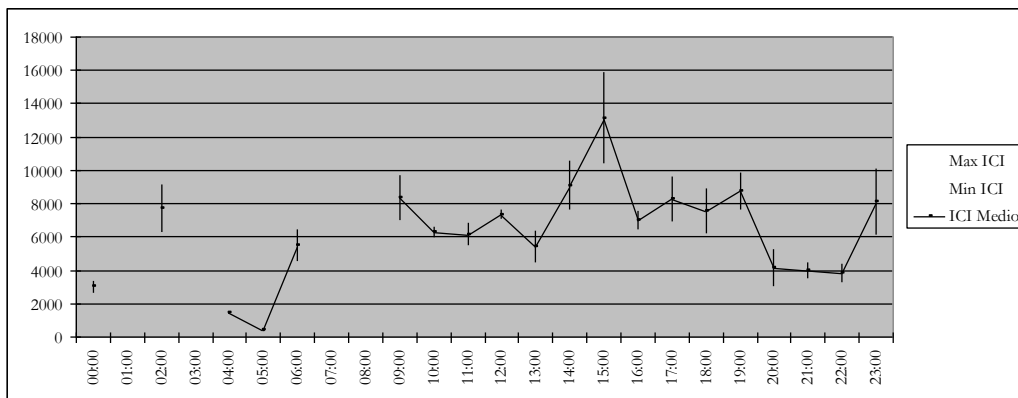


Figura 7-16. Min, Max y media de ICI por horas en la zona de control.

Desgraciadamente, el bajo número de datos control, hacen muy arriesgado concluir que las reservas marinas de las Islas del Toro y Malgrats son empleadas selectivamente por los delfines para su alimentación. Sin embargo, todos los datos, parecen indicarlo.

Por la calidad y cantidad de datos obtenidos, así como por la excelente relación coste económico/rendimiento del seguimiento acústico pasivo de cetáceos en las reservas, juntamente con las importantes repercusiones que para la ecología de estos animales tienen las áreas marinas protegidas descritas tanto en el artículo como en la discusión general, el uso de PODs (o tecnología similar) es la herramienta idónea para la correcta gestión de las mismas en relación a los cetáceos.

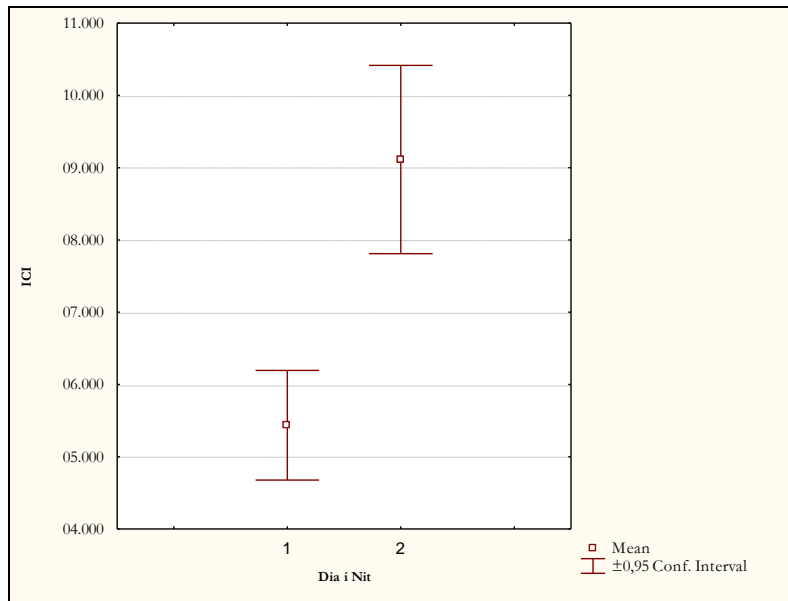


Figura 7-17. Media e intervalos de confianza ICI para noche (1) y día (2).

7.4. Bibliografía

- Bailey H, Clay G, Coates EA, Lusseau D, Senior B, Thompson PM. 2010. Using T-PODs to assess variations in the occurrence of coastal bottlenose dolphins and harbour porpoises. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 20: 150-58
- Bearzi G, Fortuna C, Reeves RR. 2009. Ecology and conservation of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the Mediterranean Sea. *Mammal Review* 39: 92-123
- Culik BM, Koschinski S, Tregenza N, Ellis GM. 2001. Reactions of harbor porpoises *Phocoena phocoena* and herring *Clupea harengus* to acoustic alarms. *Marine Ecology Progress Series* 211: 255-60
- Forcada J, Gazo M, Aguilar A, Gonzalvo J, Fernández-Contreras M. 2004. Bottlenose dolphin abundance in the NW Mediterranean: addressing heterogeneity in distribution. *Marine Ecology Progress Series* 275: 275-87
- García-Rubies A, Zabala i Limousin M. 1990. Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean). *Scientia Marina, 1990, vol. 54, num. 4, p. 317-328*
- Gonzalvo J, Forcada J, Grau E, Aguilar A. 2014. Strong site-fidelity increases vulnerability of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in a mass tourism destination in the western Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 94: 1227-35
- Halpern BS. 2003. The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecological applications* 13: 117-37
- Hua Y, Zhang X, Wei Z, Wang X. 1990. A note on the feasibility of using photo-identification techniques to study the baiji, *Lipotes vexillifer*. *Report of the International Whaling Commission*: 439-40
- Philpott E, Englund A, Ingram S, Rogan E. 2007. Using T-PODs to investigate the echolocation of coastal bottlenose dolphins. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 87: 11-17
- Planes S, Galzin R, Rubies AG, Goni R, Harmelin J-G, Direach L, Lenfant P, Quetglas A. 2000. Effects of marine protected areas on recruitment processes with special reference to Mediterranean littoral ecosystems. *Environmental Conservation* 27: 126-43
- Roberts CM, Bohnsack JA, Gell F, Hawkins JP, Goodridge R. 2001. Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *Science* 294: 1920-23
- Tregenza N, Northridge S, Rogan E, Hammond P. 2001. Monitoring echo-location activity of porpoises around set gill nets. *European Research on Cetaceans* 15: 359
- Würsig B, Jefferson TA. 1990. Methods of photo-identification for small cetaceans. *Reports of the International Whaling Commission. Special*: 42-43

8. Discusión.

Hoy termina mi segundo mes de mar.
De las tinieblas me llegan los guiños de un faro.
Destello... Siete segundos de oscuridad.
Destello... Siete segundos de oscuridad.
Destello... Siete segundos de oscuridad.
Es el cabo Machichaco.
Cuando amanezca veré las montañas.
La tierra está ahí.
Eh ¡ Petrel. *Julio Villar* (1943-)

8.1. Discusión

Desde una perspectiva moderna, en el Mediterráneo no se han desarrollado estudios sobre cetáceos hasta bien entrada la década de 1970. La información previa existente, provenía de dispersas citas sobre varamientos y contadas campañas científicas (Bosca 1916, Cabrera 1914, Gihl y Pilleri 1969, Richard 1936).

Cuando se inician los primeros trabajos incluidos en esta tesis, a principios de los años 90, el conocimiento sobre la cetofauna balear era muy limitado. Al margen de referencias de diferentes autores sobre la zona (Casinos y Vericad 1976, Duguy *et al.* 1988, Grau *et al.* 1980, Grau *et al.* 1986) y notas sobre el avistamiento o varamiento de especies consideradas poco comunes (Aguilar 1989, Casinos 1981, Di Natale y Mangano 1983), no existían proyectos definidos para valorar la presencia de cetáceos en las Islas Baleares.

El extenso listado de estudios desarrollados a nivel mundial sobre el delfín mular, hacen que, actualmente, sea una de las más conocidas de las, aproximadamente, 85 especies de cetáceos vivas (Leatherwood y Reeves 1990, Reynolds *et al.* 2000, Wells y Scott 1999).

Sin embargo, su comportamiento difiere, de forma considerable, entre grupos según sea el hábitat en el que viven, ya que se trata de una especie de comportamiento extraordinariamente adaptativo y flexible y de dieta cosmopolita (Barros y Odell 1990, Cockcroft y Ross 1990, Connor *et al.* 2000, Shane *et al.* 1986). Además, debido a su avanzada capacidad de aprendizaje, estos animales, son extraordinariamente rápidos en el descubrimiento de nuevas oportunidades para la obtención de alimento, y la difusión de dicha información puede disgregar poblaciones en espacios temporales relativamente cortos (Whitehead *et al.* 2004). Ello hace que la información disponible no pueda ser exportada de una localización a otra sin su validación.

Considerando el vacío de información cetológica referente a Baleares y las limitaciones para aplicar los conocimientos bibliográficos sobre la especie, el conocimiento de la **Ecología del delfín mular (*T. truncatus*) en las Islas Baleares** al inicio de esta tesis, se encontraba en su estadio “0”. La conceptualización de la compleja historia de vida de la especie en un área igualmente compleja, ha exigido la constante evolución de los métodos de estudio, por lo que esta tesis incluye datos derivados de técnicas muy diversas, pero complementarias, para paliar las amplias lagunas existentes.

Brotons, 1996, (Capítulo 2), identifica 7 especies diferentes de cetáceos, avistadas o varadas en aguas de Baleares. El seguimiento de varamientos en el archipiélago entre 1998 y 2009, analizados en el mismo Capítulo 2, aumenta hasta un total de 8 las especies registradas.

Duguy, 1989, considera 9 especies como fauna permanente en el Mediterráneo, aunque en el listado incluye a la orca (*O. orca*), cuya presencia se circunscribe al estrecho de Gibraltar (Reeves y Notarbartolo di Sciarra 2006). Curiosamente, en este último trabajo, entre las especies regularmente presentes en la cuenca no se incluye al delfín común (*D. delphis*), que sí se encuentra en el listado de Duguy. La última revisión de la IUCN (Otero y Conigliaro 2012) considera como residentes a 8 especies: *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821), *Stenella coeruleoalba* (Meyen, 1833), *Delphinus delphis* Linnaeus, 1758, *Grampus griseus* (Cuvier, 1812), *Globicephala melas* (Traill, 1809), *Ziphius cavirostris* Cuvier, 1823, *Physeter macrocephalus* Linnaeus, 1758 y *Balaenoptera physalus* (Linnaeus, 1758).

Por lo tanto, la diversidad cetológica en las Islas Baleares es elevada, al estar presentes todas las especies catalogadas como residentes en el Mediterráneo.

La especie más abundante, al igual que en el resto del Mediterráneo (Otero y Conigliaro 2012), es el delfín listado (*S. coeruleoalba*) aunque su presencia en Baleares, muestra discontinuidades espacio-temporales relacionadas con sus movimientos a gran escala en el Mediterráneo occidental.

Sin embargo, es el delfín mular, la especie con una mayor frecuencia de observación (Brotons 1996). La mayoría de los avistamientos de esta especie se localizan en zonas de profundidades inferiores a

200 metros, sobre la plataforma continental o en el límite de ella, siendo el delfín mular la especie más costera de las que frecuentan nuestras aguas (Brotons 1996) y el Mediterráneo en general (Duguy 1989, Reeves y Notarbartolo di Sciara 2006). Sin embargo, esta alta frecuencia de observación no viene ligada a una alta abundancia, ya que en general se distribuye en grupos discretos (Brotons 1996, Duguy 1989, Duguy *et al.* 1983, Duguy *et al.* 1988, Forcada *et al.* 2004, Gonzalvo *et al.* 2014).

La alta frecuencia de avistamientos de *T. truncatus* en el Mar Balear y la distribución temporal de los mismos, (Brotons 1996) indican la presencia estable de la especie a lo largo de todo el año. Este hecho ha sido verificado con diversas técnicas en estudios posteriores, ver Capítulo 5 y 6, (Alomar *et al.* 2013, Brotons y Islas-Villanueva 2013, Brotons *et al.* 2008a, b, Brotons *et al.* 2009, Brotons y Grau 2005, Brotons *et al.* 2011).

Su proximidad a la costa y un régimen alimenticio compuesto en un 100% por especies comerciales (Blanco *et al.* 2001), algunos de cuyos “stocks” están en declive (Bearzi 2002), provocan que el delfín mular entre en conflicto con la actividad pesquera en diferentes áreas (Reeves *et al.* 2001).

La IUCN (International Union for Conservation of Nature) considera la subpoblación mediterránea de delfín mular vulnerable (Otero y Conigliaro 2012). La clasificación propuesta se basó, principalmente, en las sospechas de un declive poblacional causado por: 1) muertes intencionadas y campañas de exterminación organizadas hasta finales de la década de 1960 en diferentes zonas de la cuenca y 2) la reciente y actual mortalidad asociada a las actividades de pesca. También se consideró la sobrepesca de las presas potenciales, ya que diferentes estudios han evidenciado la depredación por parte del delfín mular de especies diana de las pesquerías (Blanco *et al.* 2001), y la degradación general del hábitat, incluyendo la polución por contaminantes y el impacto acústico provocado por el tráfico marítimo (Bearzi y Fortuna 2006).

Especialmente importante en Baleares es el conflicto derivado de la interacción entre el delfín mular y la actividad pesquera, que si bien es conocido desde la antigüedad (Prats 1997), no se hace evidente hasta la década de 1990 (Soler 1998).

En Brotons *et al.*, 2008c, capítulo 3, con datos recogidos en el periodo 2001-2003, se evaluó que en las interacciones entre delfines y pescadores se producían 60 capturas accidentales al año, y que éstas podrían afectar gravemente a la población de *T. truncatus*. Si bien no existen datos robustos sobre dicha mortalidad, en Brotons *et al.*, 2008c insistimos en tomar el cálculo con cautela debido al bajo número de acontecimientos, debe tenerse en consideración que la población balear de *T. truncatus*, soporta una pérdida de efectivos importante, por este motivo, desde al menos dos décadas, tal y como atestiguan diferentes estudios diseminados a lo largo de los años (Brotons *et al.* 2008c, Fernández-Contreras *et al.* 2002, Silvani *et al.* 1992).

Si la mortalidad asociada a las interacciones con pesca es tan importante, dicha situación debería quedar reflejada en el seguimiento de los varamientos de la especie. Desde 1998, y hasta 2013 a través de la fundación Aspro-Ocio, la Direcció General de Medi Ambient, de la Conselleria d’Agricultura, Medi Ambient i Territori del Govern de les Illes Balears, redacta una memoria anual con los resultados del seguimiento de los varamientos de cetáceos en la costa Balear. En algunos de dichos informes, se analiza la tendencia temporal del porcentaje de delfines mulares encallados sobre el total de varamientos y la proporción de cuántos de éstos pueden atribuirse a interacciones con la pesca, ya que se han identificado numerosos casos en el histórico de los seguimientos.

Sin embargo, en los últimos años, y a pesar de que se siguen encontrando evidencias de este problema, en los informes no se realizan análisis ni comentario alguno sobre el mismo.

Reconociendo las limitaciones que conlleva la tipología de los datos, se ha procedido a analizar las tendencias del porcentaje de *T. truncatus* sobre el total de varamientos y la proporción de éstos muertos por interacciones con pesca, a partir de la información facilitada por la Direcció General de Medi Ambient (Figura 8-1).

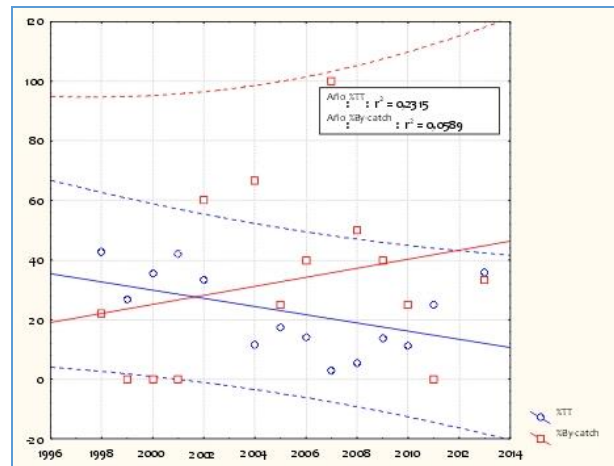


Figura 8-1. Tendencia del porcentaje de *T. truncatus* sobre el total de varamientos (línea azul) y de la proporción de éstos, muertos por interacciones con pesquerías (línea roja).

Aunque, obviamente, el ajuste es basto, puede observarse como la tendencia de la proporción de *T. truncatus* sobre el total de varamientos es a la baja, mientras que el número de éstos que mueren por interacciones con la pesca, aumenta.

Obviamente, la naturaleza de los datos impide afirmar taxativamente ninguna tendencia temporal, si bien se apunta claramente al conflicto con las pesquerías como uno de los mayores problemas para garantizar la viabilidad de la población Balear de *T. truncatus*.

Un estudio para modelizar los factores que intervienen en las interacciones entre el delfín mular y la pesca de arrastre, recogió, entre 2002 y 2003, datos de 79 lances mediante observador y, a pesar de que en 55 de ellos se observaron a los delfines depredar sobre la red, no se registró ninguna captura accidental (Gonzalvo *et al.* 2008). La misma publicación indica que el “by-catch” de delfines en la pesca de arrastre, en las Islas Baleares, no debe ser importante ya que Massutí (datos no publicados), entre 2001 y 2004, en 460 lances, únicamente documentó una captura de delfín mular.

Sin embargo, si se considera que según el Censo de la flota publicado en el BOE nº88 del viernes de 12 de abril de 2013, el número de barcos de arrastre en las Islas Baleares era de 51 y que, de media, cada embarcación faena alrededor de 200 días al año (Garau, Presidente Federación Cofradías de las Islas Baleares, comunicación personal), un cálculo conservador, es decir, considerando un solo lance diario, sería de 10,200 lances anuales. Si se extrapola a partir de 1 captura accidental por 460 lances, la mortalidad asociada a la actividad de arrastre sería de 22 animales. Número nada desdeñable y en concordancia con anteriores estudios, aunque de nuevo, la falta de sucesos, resta robustez a los cálculos.

A tenor de los datos recogidos, la interacción con la actividad pesquera es, posiblemente, el factor más importante de mortalidad no natural para la población de *T. truncatus* en las Islas Baleares y una de las principales amenazas para su supervivencia y por lo tanto, debería ser incluida en cualquier plan de gestión que afecte a la especie.

En el marco del proyecto LIFE-POSIDONIA, aprobado en comisión el 5 de julio de 2001, se diseñó un “Plan de Conservación del delfín mular (*Tursiops truncatus*) en aguas del archipiélago Balear”, por parte del GRUMM-GBC-Universidad de Barcelona, que incluye 14 actuaciones. La mayoría de ellas no se han llevado a cabo, por lo que actualmente, se carece de información básica de gestión y además, la obtención de nuevos datos lo deja obsoleto.

Es obvio que ante la constatación de la importante mortalidad asociada a las interacciones con pesca, el primer y urgente paso, es valorar el impacto poblacional derivado.

Para ello es necesario, primero, una estima lo más precisa posible del número de delfines muertos por actividades pesqueras y, segundo, conocer los parámetros poblacionales de *T. truncatus* en las Islas Baleares, especialmente tamaño y grado de aislamiento y fragmentación.

Como se ha comentado anteriormente, tan sólo se cuenta con dos cálculos de mortalidad por pesca publicados: 30 (Silvani *et al.* 1992) y 60 (Brotons *et al.* 2008c) animales por año. Y ambos datos, por el tipo de estudio del que se derivan, deben ser tomados con prudencia. El primero porque reconoce no valorar la totalidad del problema y el segundo, ya comentado, por ser una extrapolación a partir de un número bajo de sucesos.

A esta incerteza, debe añadirse la derivada del cálculo del tamaño poblacional de *T. truncatus* en Baleares. Forcada *et al.*, 2004, calculó en 1.030 (95% I.C.= 415-1,849) el número de efectivos poblacionales para la plataforma balear y en 7,654 (95% I.C.=1,608-15,766) el Mar Balear según la Figura 5-10. Área de estudio estratificada por Forcada *et al.*, 2004. B1-B3 aguas interiores, B4 y A2 aguas exteriores. Posteriormente, Gonzalvo *et al.*, 2014, con datos obtenidos entre 2002 y 2004, estimó que la población en la plataforma de Pitiusas y Gimnesias era de 248 (95% I.C.= 168-367) y 268 (95% I.C.= 226-318) respectivamente, y de 517 (95% I.C.= 406-658) para el total de las aguas continentales de Baleares. Las dos estimas emplearon técnicas distintas, censo aéreo en Forcada *et al.*, 2004 y captura-recaptura por fotoidentificación en Gonzalvo *et al.*, 2014. La diferencia en el resultado final lo explican los propios autores (Gonzalvo *et al.* 2014) por la falta de cobertura espacial del muestreo y por su concentración temporal en primavera y verano, cuando los delfines pueden mostrar un comportamiento más esquivo por el aumento de actividad humana (Brotons *et al.* 2011, Gonzalvo *et al.* 2008). Por ello, y a pesar del alto grado de incertidumbre, C.V. de 0.47 para el Mar Balear y de 0.35 para las aguas continentales de Baleares, la estima de Forcada *et al.*, 2004, es la única que provee de información básica sobre el tamaño poblacional de *T. truncatus* en las Islas Baleares.

La Comisión Ballenera Internacional y ASCOBANS fijan en 1.7% la tasa de extracción máxima del total poblacional, por lo que, y partiendo de los datos extraídos de Forcada *et al.*, 2004, sobre el tamaño de población de delfín mular en Baleares, y de Silvani *et al.*, 1992 y Brotons *et al.*, 2008c, sobre la mortalidad asociada a las interacciones con pesca, esta es insostenible, ya que las tasas de extracción fluctúan entre 5.82% (I.C.95%=3.24-14.45) y 2.91% (I.C.95%=1.62-7.22), según se consideren 60 o 30 animales muertos por año.

Desgraciadamente la falta de robustez de los cálculos impide ser categórico en tal afirmación. Sin embargo subraya la urgencia de la obtención de una estima tanto del tamaño poblacional de *T. truncatus* en Baleares como de su mortalidad por interacciones con pesca. Hay que considerar que las poblaciones de delfín mular que habitan zonas costeras son, potencialmente, las más sensibles a sufrir el impacto de las acciones antropogénicas y a la destrucción del hábitat (Moscrop 1993).

Estas interacciones provocan además pérdidas económicas en la actividad extractiva en forma de reducción de captura por predación directa y deterioro del arte. Se ha calculado que este problema ocasiona al pescador la pérdida del 6.5% del valor total de captura (95% I.C. -12.3%, -1.6%) y del 3.4% en peso del total de captura (95% I.C. -6.5%, -0.1%), (Brotons *et al.* 2008c), Capítulo 3, si bien, se considera que no pone en peligro la viabilidad de la explotación ya en los análisis de rendimiento de la CPUE (“Captura Por Unidad de Esfuerzo”), el intervalo de confianza incluye el 0 en su límite superior y el 97.5% de los acontecimientos representan una pérdida inferior al 5.6%.

Este volumen supone los requerimientos energéticos de alrededor de 12 delfines en un año (95% I.C. 0.2, 22), por lo que a nivel poblacional no representa un aporte importante. Sin embargo, la desigual distribución espacio-temporal de los conflictos registrados, podría provocar que para ciertos segmentos de la población y en momentos concretos, la depredación sobre artes de pesca fuera vital, además, estos procesos pueden provocar que segmentos de la población lleguen a ser dependientes de los recursos obtenidos de la depredación sobre la actividad pesquera (Chilvers y Corkeron 2001).

Aunque a nivel global, la pérdida económica de la pesquería artesanal a causa de las interacciones con el delfín mular, no parece poner en peligro a la misma, la distribución contagiosa temporal y espacialmente de los episodios de depredación, puede afectar negativamente a explotaciones concretas.

La mortalidad asociada con la actividad pesquera ha provocado graves problemas de conservación a diferentes especies, algunas ya detectadas en los años 80. Una de las poblaciones identificadas como más amenazadas es la de la marsopa (*P. phocoena*) en el Mar Báltico (Scheidat *et al.* 2008, Trippel *et al.* 1996).

Precisamente, la precaria situación de la misma, promovió la restricción de ciertos artes de pesca y la aparición del Reglamento (CE) nº 812/2004 del Consejo de 26/4/2004 por el que se establecen medidas relativas a las capturas accidentales de cetáceos en la pesca y se modifica el Reglamento (CE) nº 88/98. En dicho reglamento, en el apartado 1 del artículo 1, se estipula que "...queda prohibida la utilización, por los buques de una eslora total igual o superior a 12 m, de los artes de pesca que figuran en el Anexo I en las zonas, durante los periodos y a partir de las fechas que se indican en él, a no ser que utilicen simultáneamente dispositivos acústicos de disuasión activos...". En el mismo reglamento, en el apartado 1 del artículo 3, se dice: "Los dispositivos acústicos de disuasión utilizados en aplicación del apartado 1 del artículo 2 reunirán una serie de especificaciones técnicas y condiciones de uso que figuran en el Anexo II.". Dicho reglamento tuvo su entrada en vigor el 1 de julio de 2004.

Sin embargo, el uso de "pingers" como medida minimizadora no puede ser considerado una opción aplicable sin un programa de seguimiento específico (Dawson *et al.* 1998). Los estudios para diagnosticar su efectividad discuten la validez del sistema (Goodson y Mayo 1995, Kraus *et al.* 1997), especialmente con el delfín mular (Dawson *et al.* 2013). Hay que considerar que un delfín mular puede detectar redes de monofilamento de 0.49 mm (Au 1994) y que los nudos en los pasos de malla aumentan su detectabilidad (Pence 1986). Además, la aproximación a los artes de pesca por parte de las marsopas y los delfines mulares se produce por motivos muy diferentes. En el primer caso, el animal no emite pulsos de biosonar en el momento de quedar enmallado. En el segundo, el animal detecta la red y voluntariamente se aproxima a ella para conseguir alimento.

En las Islas Baleares se han desarrollado dos proyectos para valorar la efectividad del uso de los "pingers" para reducir la depredación del delfín mular en la pesquería de artes menores y el "by-catch" derivado (Brotons *et al.* 2008d, Gazo *et al.* 2008). En ninguno de los dos casos los resultados son concluyentes. En Gazo *et al.*, 2008 se reflexiona sobre la alta posibilidad de la existencia del efecto llamada (Richardson *et al.* 2013), la limitación de las intensidades de emisión por los efectos nocivos descritos en mamíferos marinos (Morton y Symonds 2002) y el impacto del uso generalizado de los "pingers" en la flota de artes menores en Baleares, que en 300 Km de costa, puede desplegar hasta 2,500 Km de redes (Cardona *et al.* 2002). En Brotons *et al.*, 2008d, Capítulo 4, aunque globalmente el uso de "pingers" parece reducir la tasa de interacción, este descenso no es ecuanímente significativo para todos los modelos empleados, y se discute la posibilidad de habituación.

Así, la Resolución de la consellera de Agricultura y Pesca de 20 diciembre de 2005 por la cual se prohíbe el uso de disuasores acústicos de cetáceos (pingers) en la pesca en las aguas interiores de las Islas Baleares, BOIB num. 194 de 29 de diciembre de 2005, actúa sobre el principio de precaución, protegiendo tanto la actividad pesquera artesanal como a la población de delfín mular en las Islas Baleares, ante los posibles efectos adversos y no deseados del uso indiscriminado de los "pingers".

La distribución contagiosa, temporal y espacial, descrita para las interacciones entre mulares y pesquerías (Brotons y Grau 2005, Brotons *et al.* 2008c), es un indicio que la presencia permanente de la especie en Baleares (Brotons 1996) no es homogénea.

La influencia de los cambios estacionales sobre los movimientos y el uso del hábitat de las poblaciones de mamíferos, está muy bien documentada. Los patrones de movimiento y migración de los animales pueden responder a cambios en la disponibilidad de los recursos en áreas específicas de su zona de campeo (Begon y Harper 1990) o por cambios estacionales en la ecología de las especies que marcan

temporalmente las estaciones de alimentación, o reproducción, por ejemplo (Bonner 1979, Cantoni y Vogel 1989, Jarman 1974). El amplio rango de selección de hábitat del delfín mular se refleja en numerosos aspectos de su ecología, selección de presas, patrones de movimiento e, incluso, en su morfología (Wells y Scott 1999).

¿Se reflejan estos cambios estacionales de distribución en otros estudios? Forcada *et al.*, 2004, realizó dos estimas distintas para primavera y otoño que fueron interpretadas como indicio de la existencia de movimientos de migración. Sin embargo, esta aseveración debe ser contemplada con prudencia ya que los cálculos se realizaron a partir de un total de 19 avistamientos y altos coeficientes de variación ya comentados.

Indicios en contra de este flujo migratorio, se han obtenido a partir del desarrollo del seguimiento, mediante técnicas de fotoidentificación, de la dinámica poblacional de *T. truncatus* en Baleares, Capítulo 5, ya que ha podido constatarse una alta fidelidad geográfica de los individuos (Brotos *et al.* 2008a, b, Brotos *et al.* 2009, Brotos *et al.* 2011, Gonzalvo *et al.* 2014).

Aunque esta fidelidad es contraria a las diferencias descritas por Forcada *et al.*, 2004 entre otoño y primavera, al igual que en éste, ciertos estudios describen un patrón estacional (Brotos *et al.* 2008a, b, Brotos *et al.* 2009, Brotos *et al.* 2011). Si bien en este caso, dicho patrón relacionaba la proximidad a la costa con la época del año, siendo los animales más costeros en invierno que en verano (Brotos *et al.* 2011). Conclusiones similares han sido obtenidas por otros autores (Gonzalvo *et al.* 2014, Gonzalvo *et al.* 2008).

Existen, al margen de las derivadas por estudios de fotoidentificación, otras evidencias contrarias a la teoría de movimientos poblacionales importantes. Las diferencias de ratio DDT/PCB y otros perfiles de PCB entre animales muestreados en Baleares y el Mediterráneo ibérico son indicativos de que las aguas profundas que rodean el archipiélago representan una efectiva barrera para el movimiento de la especie (Borrell *et al.* 2006).

Las diferencias encontradas en los perfiles isotópicos, Capítulo 6, de localidades relativamente próximas indican una alta fidelidad tanto geográfica como ecológica de un nicho concreto (Alomar *et al.* 2013). A nivel genético, existen diferencias significativas entre los ejemplares muestreados en las Pitiusas (Ibiza y Formentera) y el levante peninsular (Brotos y Islas-Villanueva 2013). Más sutiles, pueden observarse diferencias entre los individuos de Gimnesias (Mallorca y Menorca) y las propias Pitiusas. Es decir, que no solo el canal profundo entre el archipiélago Balear y la península actuaría como barrera geográfica, si no que existiría otra frontera, sita en el canal, batimétricamente hablando muy similar al primero, que separa Ibiza de Mallorca.

Mediante fotoidentificación entre 2004 y 2009, en una zona de alrededor de 1,250 Km² al SW de Mallorca (alrededor de la cofradía de Puerto de Andratx), Capítulo 5, se estimó que la población de *T. truncatus* que usa el área es de 177 individuos (SE=23.76, CV=0.135, CI=135-229), ver 10.1. O lo que es lo mismo, una densidad de 14 animales por 100 Km². Forcada *et al.*, 2004 obtuvo una densidad de entre 6 y 11 animales, con un coeficiente de variación más alto. Gonzalvo *et al.*, 2014, densidades todavía más bajas. Todo parece indicar que la especie, al margen de verse segregada por barreras “geográficas”, no se distribuye homogéneamente, y que ciertas áreas, podrían actuar como puntos calientes de gran importancia para su pervivencia.

El muestreo tradicional mediante embarcación y el seguimiento por fotoidentificación, a pesar de ser una herramienta potente y en constante evolución para el estudio de las poblaciones de cetáceos y, para algunos autores, la más eficaz en obtener información sobre los mismos (COMMN, Hua *et al.* 1990, Würsig y Jefferson 1990), adolece de falta de regularidad temporal afectada por las condiciones lumínicas y meteorológicas. Por ello, para valorar a microescala el posible movimiento de delfines y describir la posible existencia zonas de alta densidad, es necesario el desarrollo de nuevas técnicas, y en este caso, el monitoreo acústico pasivo ha demostrado tener una mejor relación coste-efectividad para

el seguimiento de la presencia y actividad del delfín mular en, relativamente, pequeñas áreas, además de otros múltiples beneficios, que los métodos tradicionales (Bailey *et al.* 2010, Philpott *et al.* 2007).

Aprovechando las ventajas de dicha metodología, se ha podido observar cómo en la reserva marina dels Freus d'Eivissa i Formentera (Brotons *et al.* 2010) se registró una mayor presencia, un uso discriminado de las diferentes zonas y un patrón temporal de permanencia de los delfines en el área marina protegida. Estos datos soportan la teoría de los movimientos estacionales en relación a la distancia a la costa descritos en diferentes trabajos basados en fotoidentificación (Brotons *et al.* 2011, Gonzalvo *et al.* 2008) ya que la detección de animales fue mayor en invierno que en verano y mostró la existencia de heterogeneidad en la distribución de la especie. Cabe pensar que sería lógico que el comportamiento de *T. truncatus* en el resto de las Islas Baleares siguiera el mismo patrón.

Los resultados recogidos en “Long-term acoustic monitoring of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in marine protected areas in the Spanish Mediterranean Sea.”, Capítulo 7, así lo demuestran.

Esta preferencia y fidelidad a lugares concretos hacen que la gestión de la población del delfín mular en Baleares, pueda verse beneficiada por la proliferación de reservas marinas.

El efecto de las reservas marinas (el llamado “efecto reserva”) está bien descrito (García-Rubies y Zabala i Limousin 1990, Halpern 2003, Planes *et al.* 2000, Roberts *et al.* 2001) y numerosos trabajos científicos publicados indican que tanto en el Mediterráneo como en otros mares, las regulaciones establecidas en las reservas producen: incremento de la riqueza (biodiversidad) en especies comerciales, incrementos de la densidad, de las tallas y de la biomasa de especies vulnerables a la pesca, exportación de peces adultos e incremento de las capturas fuera de la reserva e incremento del reclutamiento fuera de la reserva por exportación de larvas.

Si las poblaciones costeras de *T. truncatus* son las más vulnerables a la actividad humana (Bearzi y Fortuna 2006, Moscrop 1993, Otero y Conigliaro 2012), también deben ser más susceptibles a los efectos anteriormente descritos. Además, la alta capacidad adaptativa de la especie, podría acelerar este proceso (Barros y Odell 1990, Cockcroft y Ross 1990, Connor *et al.* 2000, Shane *et al.* 1986), pudiendo segregar a la población (Whitehead *et al.* 2004) y hacer, a ciertos segmentos de la misma, dependientes de los recursos así obtenidos (Chilvers y Corkeron 2001).

Los datos obtenidos mediante acústica pasiva en diferentes áreas marinas protegidas, incluidos en el Capítulo 7, indican que así es, ya que la presencia de delfines es, comparativamente, mayor en las zonas de reserva que en los puntos de control, y que su comportamiento, también difiere de una zona a otra. La capacidad de reconocer, a partir del registro de trenes de ecolocalización con intervalos muy cortos entre “clicks”, denominados zumbidos, el comportamiento de alimentación del delfín mular (Nuuttila *et al.* 2013, Pirota *et al.* 2014), ha permitido diferenciar localizaciones de alimentación y de paso o reposo (Brotons *et al.* 2010).

Al mismo tiempo, ha podido observarse como la presencia de los delfines es mayor en horario nocturno. Es decir, existe no solo un patrón temporal, más cercanos a costa en invierno y más alejados en verano, si no también uno diario, cerca de noche, lejos de día. Este hecho está relacionado con el aumento de la actividad antrópica (Brotons *et al.* 2010, Brotons *et al.* 2011, Gonzalvo *et al.* 2008).

En resumen, la población de *T. truncatus* en las Islas Baleares presenta una serie de características que la hacen extraordinariamente sensible a las diferentes amenazas reconocidas a nivel general en el global del Mediterráneo. Especialmente relevante es su interacción con las pesquerías artesanales, sin embargo, algunas de estas características, como la alta fidelidad geográfica y el uso selectivo del medio permiten que, mecanismos locales como los planes de gestión para Zonas Especiales de Conservación, puedan desempeñar un rol importante en la gestión de sus efectivos.

8.2. Bibliografía.

- Aguilar A. 1989. A record of two humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, in the western Mediterranean Sea. *Marine Mammal Science* 5: 306-09
- Alomar C, Deudero S, Tor A, Brotons J. Year New isotopic data for bottlenose dolphins in the Balearic Islands. Published. *VI Jornades de Medi Ambient de les Illes Balears, Palma, 2013*: 249-50. Societat Història Natural de les Illes Balears.
- Au W. 1994. Sonar detection of gillnets by dolphins: theoretical predictions. *Rep Int Whal Comm Spec*: 565-71
- Bailey H, Clay G, Coates EA, Lusseau D, Senior B, Thompson PM. 2010. Using T-PODs to assess variations in the occurrence of coastal bottlenose dolphins and harbour porpoises. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 20: 150-58
- Barros NB, Odell DK. 1990. Food habits of bottlenose dolphins in the Southeastern United States In *The Bottlenose Dolphin*, ed. L Reeves, pp. 309-28. San Diego, CA, USA.: Academic Press
- Bearzi G. 2002. Interactions between cetacean and fisheries in the Mediterranean Sea. *Cetaceans of the Mediterranean and Black Seas: state of knowledge and conservation strategies. A report to the ACCOBAMS Secretariat, Monaco*: 3-4
- Bearzi G, Fortuna C. 2006. Common bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* (Mediterranean subpopulation) In *The Status and Distribution of Cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea*, ed. RRRGNd Sciara, pp. 64-73. Málaga, Spain: IUCN Centre for Mediterranean Cooperation
- Begon M, Harper J. 1990. Townsend CR-1990: Ecology: Individuals, Populations and Communities. *Blackwell Scientific Publications, Boston, MA. Bjorkman C, Larsson S & Bommarco R (1997) Oviposition preferences in pine sawflies: a trade-off between larval growth and defence against natural enemies. Oikos* 79: 45-52
- Blanco C, Salomón O, Raga J. 2001. Diet of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the western Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 81: 1053-58
- Bonner W. 1979. Grey seal. *Mammals in the Seas* 2: 90-94
- Borrell A, Aguilar A, Tornero V, Sequeira M, Fernandez G, Alis S. 2006. Organochlorine compounds and stable isotopes indicate bottlenose dolphin subpopulation structure around the Iberian Peninsula. *Environment International* 32: 516-23
- Bosca A. 1916. Fauna del reino de Valencia. Ed. A. Mareín. Valencia
- Brotons J, Islas-Villanueva V. Year Genetic characterisation of bottlenose dolphins (*T. truncatus*) in the Balearic Islands. Published. *27nd Annual Conference of the European Cetacean Society, Setubal, Portugal, 2013*.
- Brotons J, Martin A, Jiménez J, Chastaing Y, Castellote M. Year Marine protected areas and *Tursiops truncatus* in the Balearic Islands: conservation involvement. Published. *24nd Annual Conference of the European Cetacean Society, Stralsund, Germany, 2010*.
- Brotons J, Munilla Z, Grau AM. Year Interaccions dofins mulars/pesqueres artesanals a Balears: diferències "dofins-culturals". Published. *V Jornades de Medi Ambient de les Illes Balears, Palma, 2008a*.
- Brotons J, Munilla Z, Grau AM. Year Local fisheries interactions with bottlenose dolphins in the Balearic Islands: a case of dolphin "cultural" differences? Published. *22nd Annual Conference European Cetacean Society, Egmond aan Zee, Holland, 2008b*.

- Brotons J, Yuste L, Grau AM. Year Analysis using GIS of home range, habitat use and relationships with fisheries by bottlenose dolphins in Port d'Andratx. Published. *23rd Annual Conference of the European Cetacean Society, Istanbul, Turkey, 2009*.
- Brotons JM. 1996. Contribución a la caracterización cetológica del Mar Balear. *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears* 39: 47-58
- Brotons JM, Grau AM. Year Bottlenose dolphin and artisanal fisheries interactions in the Balearic Islands: A final Report. Published. *Annual Conference of the European Cetacean Society, La Rochelle, 2005*.
- Brotons JM, Grau AM, Rendell L. 2008c. Estimating the impact of interactions between bottlenose dolphins and artisanal fisheries around the Balearic Islands. *Marine Mammal Science* 24: 112-27
- Brotons JM, Munilla Z, Grau AM, Rendell LE. 2008d. Do pingers reduce interactions between bottlenose dolphins and nets around the Balearic Islands? *Endangered Species Research*
- Brotons JM, Yuste L, Grau AM. Year Bottlenose dolphins movements in relations with anthropic activities in Majorca (Balearic Islands). Published. *25th Annual Conference of the European Cetacean Society, Cádiz, Spain, 2011*: 266.
- Cabrera A. 1914. Fauna Ibérica. Mamíferos. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. 441 pp. Spanish
- Cantoni D, Vogel P. 1989. Social organization and mating system of free-ranging, greater white-toothed shrews, *Crocidura russula*. *Animal Behaviour* 38: 205-14
- Cardona L, López D, Sales M, de Caralt S, Díez I. 2002. Avaluació de l'impacte de la pesca recreativa sobre les comunitats de peixos litorals de Menorca. Direcció General de Pesca (Fisheries office of the local Government of the Balearic Islands)
- Casinos A. 1981. Notes on cetaceans of the Iberian coasts. A record of *Orcinus orca* (Linnaeus, 1758) from the Island of Minorca. *Säugetierkund. Mitt* 29: 80-81
- Casinos A, Vericad J-R. 1976. The cetaceans of the Spanish coasts: a survey. *Mammalia* 40: 267-90
- Cockcroft V, Ross G. 1990. Food and feeding of the Indian Ocean bottlenose dolphin off southern Natal, South Africa. *The Bottlenose Dolphin, Academic Press Inc, San Diego, California, USA*
- COMMUN RIW. A Note on the Feasibility of Using Photo-Identification Techniques to Study the Baiji, *Lipotes vexillifer*. *to Estimate Population Parameters*: 439
- Connor RC, Wells RS, Mann J, Read AJ. 2000. The bottlenose dolphin: social relationships in a fission-fusion society In *Cetacean societies: Field studies of dolphins and whales.*, ed. RCC J. Mann, P. L. Tyack & H. Whitehead. Chicago, USA.: Chicago University
- Chilvers BL, Corkeron PJ. 2001. Trawling and bottlenose dolphins' social structure. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 268: 1901-05
- Dawson S, Northridge SP, Waples D, Read A. 2013. To ping or not to ping: the use of active acoustic devices in mitigating interactions between small cetaceans and gillnet fisheries. *Endangered Species Research*
- Dawson SM, Read A, Slooten E. 1998. Pingers, porpoises and power: uncertainties with using pingers to reduce bycatch of small cetaceans. *Biological Conservation* 84: 141-46
- Di Natale A, Mangano A. 1983. Killer whale, *Orcinus orca* (Linnaeus) and false-killer whale, *Pseudorca crassidens* Owen, in the Italian seas. CIESM, Rapp. *Comm. Int. Mer Médit* 28: 181-82
- Duguay R. 1989. Les mammifères marins de la Méditerranée occidentale. *Bulletin de la Société zoologique de France* 114: 89-96

- Duguy R, Casinos A, Di Natale A, Filella S, Ktari-Chakroun F, Lloze R, Marchessaux D. 1983. Répartition et fréquence des mammifères marins en Méditerranée. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit* 28: 223-30
- Duguy R, Vila ÀA, Casinos A, Grau E, Raga J. 1988. Étude comparative des échouages de cétacés sur les côtes méditerranéennes de France et d'Espagne. *Miscel·lània Zoològica* 12: 339-45
- Fernández-Contreras M, Brotons J, Beltran C, Aguilar A. Year Interactions between cetaceans and fishing activities in the Balearic Islands. Published. *Abstract book of the 16 th Annual Conference of the European Cetacean Society, Liege, Belgium 2002*: 39-40.
- Forcada J, Gazo M, Aguilar A, Gonzalvo J, Fernández-Contreras M. 2004. Bottlenose dolphin abundance in the NW Mediterranean: addressing heterogeneity in distribution. *Marine Ecology Progress Series* 275: 275-87
- García-Rubies A, Zabala i Limousin M. 1990. Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean). *Scientia Marina*, 1990, vol. 54, num. 4, p. 317-328
- Gazo M, Gonzalvo J, Aguilar A. 2008. Pingers as deterrents of bottlenose dolphins interacting with trammel nets. *Fisheries Research* 92: 70-75
- Gahr M, Pilleri G. 1969. On the anatomy and biometry of *Stenella styx* Gray and *Delphinus delphis* L. *Cetacea, Delphinidae*: 15-65
- Gonzalvo J, Forcada J, Grau E, Aguilar A. 2014. Strong site-fidelity increases vulnerability of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in a mass tourism destination in the western Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 94: 1227-35
- Gonzalvo J, Valls M, Cardona L, Aguilar A. 2008. Factors determining the interaction between common bottlenose dolphins and bottom trawlers off the Balearic Archipelago (western Mediterranean Sea). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 367: 47-52
- Goodson D, Mayo R. 1995. Interactions between free-ranging dolphins (*Tursiops truncatus*) and passive acoustic gill-net deterrent devices. *Sensory systems of aquatic mammals*: 365-79
- Grau E, Filella Cornadó S, Aguilar Vila A. 1980. Cetaceans stranded, captured or sighted in the Spanish coasts during 1976-1979. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*: 167-79
- Grau E, Filella S, Raga J, Raduan A. 1986. Cetáceos varados en las costas del Mediterraneo Ibérico, durante los años 1980–1981. *Miscellània Zoològica* 10: 353-58
- Halpern BS. 2003. The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecological applications* 13: 117-37
- Hua Y, Zhang X, Wei Z, Wang X. 1990. A note on the feasibility of using photo-identification techniques to study the baiji, *Lipotes vexillifer*. *Report of the International Whaling Commission*: 439-40
- Jarman P. 1974. The social organisation of antelope in relation to their ecology. *Behaviour* 48: 215-67
- Kraus S, Read A, Anderson E, Baldwin K, Solow A, Spradlin T, Williamson J. 1997. A field test of the use of acoustic alarms to reduce incidental mortality of harbor porpoise in gill nets. *Nature* 388: 341
- Leatherwood S, Reeves RR. 1990. *The bottlenose dolphin*. San Diego: Elsevier. 653 pp.
- Morton AB, Symonds HK. 2002. Displacement of *Orcinus orca* (L.) by high amplitude sound in British Columbia, Canada. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 59: 71-80

- Moscrop A. 1993. An assessment of threats to marine cetaceans resulting from the degradation of their habitats. *Unpublished MSc Thesis. University of Greenwich, London*
- Nuuttila HK, Meier R, Evans PG, Turner JR, Bennell JD, Hiddink JG. 2013. Identifying Foraging Behaviour of Wild Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) and Harbour Porpoises (*Phocoena phocoena*) with Static Acoustic Dataloggers. *Aquatic Mammals* 39: 147-61
- Otero MdM, Conigliaro M. 2012. *Marine mammals and sea turtles of the Mediterranean and Black Seas*. IUCN.
- Pence E. 1986. Monofilament gill net acoustic study. *Contract Nr*
- Philpott E, Englund A, Ingram S, Rogan E. 2007. Using T-PODs to investigate the echolocation of coastal bottlenose dolphins. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 87: 11-17
- Pirotta E, Thompson PM, Miller PI, Brookes KL, Cheney B, Barton TR, Graham IM, Lusseau D. 2014. Scale-dependent foraging ecology of a marine top predator modelled using passive acoustic data. *Functional Ecology* 28: 206-17
- Planes S, Galzin R, Rubies AG, Goni R, Harmelin J-G, Direach L, Lenfant P, Quetglas A. 2000. Effects of marine protected areas on recruitment processes with special reference to Mediterranean littoral ecosystems. *Environmental Conservation* 27: 126-43
- Prats A. 1997. La pesca d'abans a les Pitiüses. *Consell Insular d'Eivissa i Formentera. Conselleria de Cultura, Spain*
- Reeves R, Notarbartolo di Sciara G, eds. 2006. *The status and distribution of cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea*, Vols. 1. 137 pp.
- Reeves RR, Read AJ, di Sciara GN. Year Report of the Workshop on Interactions between Dolphins and Fisheries in the Mediterranean, Evaluation of Mitigation Alternatives: Roma, 4-5 May 2001. Published. 2001. ICRAM.
- Reynolds JE, Wells RS, Eide SD. 2000. *The bottlenose dolphin: biology and conservation*. University Press of Florida Gainesville.
- Richard J. 1936. *Documents sur les cétacés et pinnipèdes provenant des campagnes du prince Albert Ier de Monaco*. Imprimerie de Monaco.
- Richardson WJ, Greene Jr CR, Malme CI, Thomson DH. 2013. *Marine mammals and noise*. Academic press.
- Roberts CM, Bohnsack JA, Gell F, Hawkins JP, Goodridge R. 2001. Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *Science* 294: 1920-23
- Scheidat M, Gilles A, Kock K, Siebert U. 2008. Harbour porpoise *Phocoena phocoena* abundance in the southwestern Baltic Sea. *Endangered Species Research* 5: 215-23
- Shane SH, Wells RS, Würsig B. 1986. Ecology, behavior and social organization of the bottlenose dolphin: a review. *Marine Mammal Science* 2: 34-63
- Silvani L, Raich J, Aguilar A. 1992. Bottle-nosed dolphins, *Tursiops truncatus*, interacting with fisheries in the Balearic Islands, Spain. *European Research on Cetaceans* 6: 32-34
- Soler M. 1998. Estudi de la incidència dels dofins sobre les arts dels pescadors d'arts menors a les Illes Balears.: Direcció General de Pesca i Cultius Marins
- Trippel EA, Wang JY, Strong MB, Carter LS, Conway JD. 1996. Incidental mortality of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) by the gill-net fishery in the lower Bay of Fundy. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 1294-300

- Wells RS, Scott MD. 1999. Bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) In *Handbook of Marine Mammals, Vol. VI, The second Book of Dolphins and Porpoises*, ed. SHRR Harrison, pp. 137-82. San Diego, USA: Academic Press
- Whitehead H, Rendell L, Osborne RW, Würsig B. 2004. Culture and conservation of non-humans with reference to whales and dolphins: review and new directions. *Biological Conservation* 120: 427-37
- Würsig B, Jefferson TA. 1990. Methods of photo-identification for small cetaceans. *Reports of the International Whaling Commission. Special*: 42-43

9. Conclusiones.

“Hakuna matata”
Timón y Pumba (1994).

9.1. Conclusiones.

1. La diversidad cetológica en las Islas Baleares, dentro del contexto Mediterráneo, es elevada, ya que están presentes en el archipiélago todas las especies catalogadas como residentes en el mismo.
2. La especie más abundante, al igual que en el resto del Mediterráneo, es el delfín listado (*Stenella coeruleoalba*) aunque su presencia en Baleares, muestra discontinuidades espacio-temporales relacionadas con sus movimientos a gran escala en el Mediterráneo occidental.
3. Sin embargo, la especie con una mayor frecuencia de observación es el delfín mular, *Tursiops truncatus*.
4. Al igual que en el resto del Mediterráneo, esta especie, es la más costera de las Islas Baleares, ya que la mayoría de sus avistamientos se localizan en zonas de profundidades inferiores a 200 metros, sobre la plataforma continental o en el límite de ella.
5. Sin embargo, esta alta frecuencia de observación no viene ligada a una alta abundancia, ya que en general se distribuye en grupos discretos.
6. Si bien la presencia del delfín mular en el archipiélago Balear es permanente, ésta no es homogénea ya que se presenta heterogeneidad espacial en sus densidades.
7. Temporalmente, su presencia tampoco es homogénea, ya que se observa un patrón estacional y otro diario en su distribución en relación a la distancia a costa. En invierno y en horario nocturno, más costeros. Más alejados en verano y durante el día.
8. Estos patrones de comportamiento se encuentran íntimamente ligados a los ciclos de mayor y menor actividad antrópica, eludiendo los delfines la cercanía de costa en los períodos de alta presencia humana.
9. Presenta una alta fidelidad geográfica, de tal forma que la población Balear se encuentra segregada entre Gimnesias y Pitiusas y el levante peninsular.
10. Su proximidad a costa lo hace muy sensible a las actividades antrópicas, especialmente preocupante es la interacción con la actividad pesquera, que representa el factor más importante de mortalidad no natural para la población de *T. truncatus* en las Islas Baleares y una de las principales amenazas para su supervivencia.
11. Estas interacciones provocan, además, pérdidas económicas en la actividad extractiva en forma de reducción de captura por predación directa y deterioro del arte, aunque no ponen en peligro la viabilidad de la misma. Sin embargo su distribución temporal y espacial contagiosa, puede, localmente, afectar seriamente a explotaciones concretas.
12. A nivel poblacional, el aporte energético obtenido de las interacciones con la pesquería de artes menores no es importante.
13. El uso de “pingers” como medida minimizadora, actualmente, no puede ser considerado una opción aplicable sin un programa de seguimiento específico.
14. Las características locales de la población balear hacen que, a pesar de ser, actualmente, una de las más importantes del Mediterráneo Occidental, sea muy sensible a las actividades antrópicas, especialmente a la actividad pesquera, y que el diseño de un plan de gestión actualizado y viable sea indispensable para garantizar su pervivencia.

Aunque el conjunto de trabajos expuestos han permitido una gran evolución en el conocimiento del delfín mular en nuestras aguas, su gran capacidad adaptativa, su nivel discreto y segmentado de población y la posibilidad de encontrar diferencias de orden cultural, hacen que el estudio de la dinámica ecológica del delfín mular en Baleares sea muy compleja y sean muchas, aún, las preguntas por

contestar. Sirva esta tesis como plataforma para lanzar nuevas ideas y proyectos con el objetivo de llevar más allá el conocimiento sobre la

“Ecología del delfín mular, *T. truncatus*, en las Islas Baleares”

10. Anexos.

“Siempre acabamos llegando a donde nos esperan.”

José Saramago (1922-2010)

10.1. Estima de población por captura/recaptura en el área SW de Mallorca.

10.1.1. Preámbulo.

A partir de los datos adquiridos en los trabajos mencionados en el capítulo 5, se está trabajando actualmente en otra publicación que resume las ponencias y comunicaciones en congresos que conforman dicho capítulo.

Parte de los análisis ya se han concluido. En este anexo se incluye todo lo relativo a la estima de población del delfín mular en el área SW de Mallorca (Puerto de Andratx) basándose en cálculos por captura/recaptura mediante fotoidentificación, ya que ha sido comentado a lo largo de la tesis.

10.1.2. Artículo.

“Population estimates and modelling of the presence of bottlenose dolphins (*T. truncatus*) in SW Mallorca (Port d’Andratx)”

J.M. Brotons, M. Arso, E. Pirotta & L. Rendell

In development

I. Data collection.

Data were derived from boat surveys carried out in the study area between 2004 and 2009 in sea states less than Beaufort force 4.

Surveys followed a predetermined route until a school of dolphins was encountered, where upon the survey vessel slowly approached the school and ran parallel of its course. During each encounter attempts were made to photograph both sides of each dolphins dorsal fin and encounter continued until this was achieved or until the school was lost (a school was considered lost after 10 minutes without a sighting).

A school was defined as "all animals within 100 meter of each other engaged in similar activities" (Wells *et al.* 1987).

Individuals were identified from photographs using unique natural markings such as nicks and notches in the dorsal fin and tooth rare marks, scratches, scars and skin lesions on the dorsal fin and back (Wilson *et al.* 1999, Würsig y Würsig 1977).

Photographs were taken using a Canon Eos D10 digital autofocus reflex camera equipped with a Canon telephoto autostabilizer zoom lens 75-300.

II. Photo-identification process

The best quality photographs taken of each dolphin during surveys encounters were compared with and archived catalogue of identified individuals in order to reidentify known animals. If no previous photograph existed of a marked dolphin this animal was assigned a unique identification number and added to the catalogue.

The best photographs of each side of every dolphin encountered on each survey were selected and scored according to photograph quality with no consideration of the degree of marking of the subject (Hammond 1990, Wilson *et al.* 1999).

Each catalogued dolphin was scored from 1-3 according to severity of its marks based on the scale published by (Lockyer y Morris 1990). In order to reduce the problem of marking false positive matches (Gunnlaugsson y Sigurjonsson 1990) poorly marked grade 3 (superficial marks and lesions considered temporary) animals were excluded from the recapture analysis. In addition, poor quality photographs with a score 3 (poorly lit or out of focus shots taken at acute angles to the dorsal fin) were also excluded from the analysis.

III. Statistical methods

The 5 years of photo-identification data were analyzed using capture-recapture methods (Hammond 2010, Seber 1982) to estimate population abundance. For this study, only high-quality photographs from individuals with permanent marks in the dorsal fin were included in the analysis to minimize misidentification of individuals (Stevick *et al.* 2001). The two-sample Chapman-modified Petersen estimator (Chapman 1951) was applied to 5 pairs of consecutive years of mark-recapture data (2004-05, 2005-06, 2006-07, 2007-08, and 2008-09) to estimate population abundance, as follows:

$$N = \frac{(n_1 + 1)(n_2 + 1)}{(m_2 + 1)} - 1$$

Where N = abundance of marked individuals; n_1 = number of animals identified in the first year; n_2 = number of animals identified in the second year; m_2 = number of animals identified in both years. The variance for the estimated abundance of marked individuals was calculated as:

$$\text{var}(\hat{N}) = \frac{(n_1 + 1)(n_2 + 1)(n_1 - m_2)(n_2 - m_2)}{(m_2 + 1)^2(m_2 + 2)}$$

For comparison, population abundance was also estimated using closed population models available in program CAPTURE (Rexstad y Burnham 1991). Each year was divided into multiple sampling occasions (between 3 and 4), by pulling together consecutive days of sampling. The year 2007 was excluded from this part of the analysis as there was only one recapture due to the low sampling effort. Capture histories consisting of 1s and 0s were constructed for all marked individuals, to define whether or not an individual was captured within each sampling occasion. CAPTURE includes a model selection procedure based on goodness-of-fit tests and discriminant function analysis, which was initially used to investigate the relative fit of the competing 8 pre-defined models (Otis *et al.* 1978). Models other than the closed-population models in CAPTURE or the Chapman estimator fitted the data poorly and were not considered.

The model assumptions under the Chapman estimator and other closed population models state that (1) all animals are uniquely marked and marks are not lost or missed; (2) marks are correctly recorded; (3) capture probabilities are equal for all individuals (marked and unmarked) at any sampling occasion; (4) population is demographically closed between years.

IV. Proportion of marked individuals in the population

The proportion of marked individuals in the population (θ) was estimated for each sampling period (years and pair of consecutive years). The photo-identification effort generally allowed classifying each individual in an encountered group as marked or unmarked, based on high quality photographs. Assuming effort was maximized to photograph all animals encountered regardless of their level of marking, the number of marked individuals was divided by the total number of individuals photographed in each encounter.

Then, a Generalized Linear Model (GLM) was used to model the proportion of marked individuals and the associated variance. Specifically, a binomial GLM with logit link function was employed to model the proportion of marked individuals by year and pair of years. Data were tested for dispersion by modelling the data using a quasi-Poisson distribution to estimate the dispersion parameter ϕ (φ), and Pearson residuals were plotted against fitted values to assess the goodness of fit of the model.

V. Total population size

Mark-recapture estimates of abundance based on the estimators relate to the marked population and must be expanded to total population (i.e. marked and unmarked individuals). Total population size

(N_{total}) as derived from each estimate of marked individuals (N^{\wedge}) from the mark-recapture models by dividing it by the corresponding proportion of marked individuals in the population (θ^{\wedge}), as follows:

$$\hat{N}_{total} = \frac{\hat{N}}{\hat{\theta}}$$

The variance for the estimated total population size was calculated based on the Delta method:

$$\text{var}(\hat{N}_{total}) = \hat{N}_{total}^2 \left(\frac{\text{var}(\hat{N})}{\hat{N}^2} + \frac{\text{var}(\hat{\theta})}{\hat{\theta}^2} \right)$$

Log-normal confidence intervals were derived for total population size estimates following (Burnham 1987) recommendation. The lower and upper confidence limits were calculated as N/C to $N*C$, where:

$$C = \exp\left(1.96 \sqrt{\ln\left(1 + CV_{\hat{N}_{total}}^2\right)}\right)$$

VI. Validation of model assumptions

Conventional mark-recapture models rely on a number of assumptions about the marked individuals and the way they are sampled. Violations of these assumptions can cause substantial bias on the mark-recapture estimates and should be explored and validated. The assumption of equal probability of capture among individuals is generally the most difficult to meet in mark-recapture studies with cetacean populations. Heterogeneity in capture probabilities may be caused by behavioural response to marking, inherent individual behavioural differences, individual ranging preferences or temporary emigration. Violation of the assumption of equal probability of capture results in underestimation of population size. Photo-identification does not involve physical interaction with the animals and thus behavioural responses from the marking were not expected in this study as in other studies of this kind e.g. (Read *et al.* 2003, Wilson *et al.* 1999). Individual differences in capture probability were minimized by attempting to photograph all individuals encountered regardless of their age, behaviour or level of marking. Years in which sampling coverage of the study area was poorer can also introduce heterogeneity in capture probabilities if individuals have different spatial preferences.

Another assumption of mark-recapture models is that marks should be permanent and recognizable across time, and should be correctly recorded and reported (Hammond 2010). Nicks and notches on the trailing edge of the dorsal fin of bottlenose dolphins are permanent (Wilson *et al.* 1999), although natural marks may change with time as new marks are added. The effort across years allowed following the addition of new marks in each individually recognized animal. Using high-quality photographs from distinctively marked individuals minimized the probability of misidentification of an individual (Stevick *et al.* 2001).

Finally, we assumed that the population was closed to deaths and births between sampling occasions. This assumption is clearly violated because animals can both die and enter the population between and within years. However, the expected positive bias in the abundance estimates will only be a few per cent (Hammond 1990).

VII. Results

Photo-identification effort.

Between 2004 and 2009 bottlenose dolphins were encountered on 98 occasions, resulting in the identification of 136 marked individuals based on high-quality pictures taken during 81 field days. The number of marked individuals identified per year ranged between 16 and 82 individuals (Tabla 10-1). Resighting rates varied among individuals, with 72 individuals (53%) captured in only one year, and

only 3 individuals seen in all 6 years (Figura 10-1). The cumulative discovery curve for marked individuals suggests that new individuals would be found with additional surveys. Photographic effort also varied greatly between years, reaching the lowest effort in 2007, when only 16 individuals were identified from 5 trips (Figura 10-2).

Proportion of marked individuals and total population size

The GLM model gave estimates of the proportion of marked individuals for years and pairs of years that ranged between 0.59 and 0.72. The model Mt (which allows capture probabilities to vary by sampling occasion; (Darroch 1958)) was consistently selected based on the model selection of program CAPTURE. Estimates for the model Mth (which allows capture probabilities to vary between sampling occasion and between individuals; (Chao *et al.* 1992)) were also derived, and were generally larger than the equivalent estimates based on the Mt model. These results indicate that there was some heterogeneity in our data (Chao *et al.* 1992), and were considered to estimate total population size as being more appropriate.

Tabla 10-1. Summary of annual survey and photo-identification effort from 2004 to 2009 and number of marked individuals identified.

Year	No. months surveyed	No. trips	No. individuals	New individuals	No. individuals catalogue	No. individuals catalogue
2004	8	16	43	43	43	44
2005	12	16	82	45	88	89
2006	7	14	45	18	106	107
2007	4	5	16	5	111	112
2008	8	15	35	10	121	122
2009	8	15	53	15	136	137

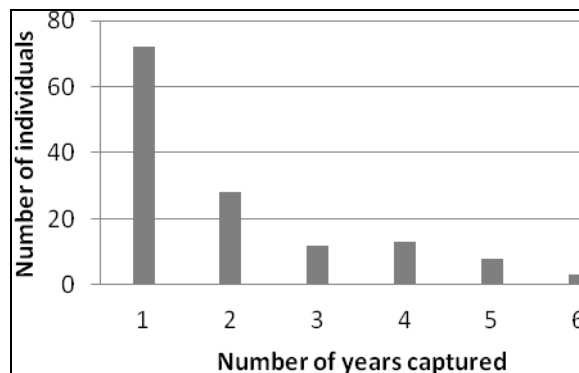


Figura 10-1. Distribution of capture frequencies for marked individuals.

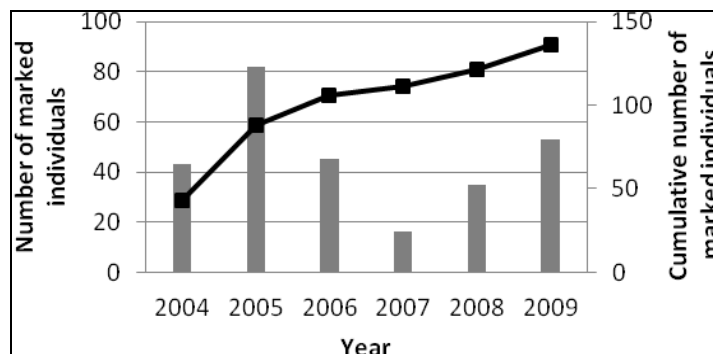


Figura 10-2. Number of marked individuals captured annually and cumulative number of marked individuals.

Chapman estimates of abundance for pairs of years and annual estimates of abundance from CAPTURE models were scaled up to total population abundance according to the estimated proportion of marked individuals (Tabla 10-2 and Tabla 10-3). Because presence of heterogeneity was

confirmed by comparing models Mt and Mth in CAPTURE, the results from model Mth were considered more appropriate, even though these estimates were generally less precise.

The inverse CV-squared weighted mean of all five estimates from the Mth model in CAPTURE was 177 individuals (SE=23.76, CV=0.135, 95% CI 135-229) using the study area during the sampling period between 2004 and 2009.

Tabla 10-2. Estimates of the proportion of marked individuals ($\hat{\theta}$), abundance of marked individuals (\hat{N}) and total population size (\hat{N}_{total}) based on the Chapman estimator (95% lower and upper confidence limits are presented).

Sampling period	$\hat{\theta}$	CV ($\hat{\theta}$)	\hat{N} (95% CI)	SE (\hat{N})	CV (\hat{N})	\hat{N}_{total} (95% CI)	SE (\hat{N}_{total})	CV (\hat{N}_{total})
2004-05	0.690	0.04	95 (87-104)	4	0.04	138 (123-155)	8	0.06
2005-06	0.637	0.04	140 (115-171)	14	0.10	221 (178-273)	24	0.11
2006-07	0.632	0.07	77 (55-108)	13	0.17	122 (85-175)	23	0.18
2007-08	0.636	0.07	67 (46-97)	13	0.19	105 (71-157)	22	0.20
2008-09	0.637	0.05	92 (74-113)	10	0.11	144 (114-182)	17	0.12

Tabla 10-3. Estimates of abundance of marked individuals (\hat{N}) and total population size (\hat{N}_{total}) based on the models Mt and Mth from CAPTURE (95% lower and upper confidence limits are presented).

Year	Model Mt (Darroch)						Model Mth (Chao)					
	\hat{N}	SE \hat{N}	CV \hat{N}	\hat{N}_{total}	SE \hat{N}_{total}	CV \hat{N}_{total}	\hat{N}	SE \hat{N}	CV \hat{N}	\hat{N}_{total}	SE \hat{N}_{total}	CV \hat{N}_{total}
2004	65 (53-93)	10	0.150	90 (65-123)	15	0.162	123 (73-256)	43	0.347	170 (87-332)	60	0.352
2005	114 (99-141)	10	0.092	169 (138-208)	20	0.118	119 (96-181)	20	0.167	177 (126-248)	31	0.174
2006	69 (56-103)	11	0.165	117 (82-167)	25	0.215	129 (68-365)	65	0.502	218 (85-559)	111	0.509
2008	88 (54-182)	30	0.337	104 (53-201)	37	0.353	93 (55-212)	36	0.388	109 (52-232)	43	0.393
2009	85 (68-123)	13	0.157	126 (90-175)	23	0.184	171 (87-468)	84	0.493	253 (101-637)	126	0.498

VIII. Summary results

Mark-recapture estimates obtained based on the Mth model were consistently larger than the equivalent for the Mt model, which confirmed presence of heterogeneity in capture probabilities in our data. Population estimates obtained through Mth model were therefore considered as the most reliable.

The total abundance of bottlenose dolphins using the study area between 2004 and 2009 was 177 individuals (SE=23.76, CV=0.135, 95% CI 135-229) based on the closed population model Mth from CAPTURE.

IX. References

Burnham KP. 1987. Design and analysis methods for fish survival experiments based on release-recapture. *American Fisheries Society monograph (USA)*

Chao A, Lee S, Jeng S. 1992. Estimating population size for capture-recapture data when capture probabilities vary by time and individual animal. *Biometrics*: 201-16

Chapman DG. 1951. *Some properties of the hypergeometric distribution with applications to zoological sample censuses*. University of California Press.

Darroch J. 1958. The multiple-recapture census: I. Estimation of a closed population. *Biometrika*: 343-59

- Gunnlaugsson T, Sigurjonsson J. 1990. A note on the problem of false positives in the use of natural marking data for abundance estimation. *Report of the International Whaling Commission Special*: 143-45
- Hammond P. 1990. Capturing whales on film—estimating cetacean population parameters from individual recognition data. *Mammal Review* 20: 17-22
- Hammond P. 2010. Estimating the abundance of marine mammals. *Marine Mammal Ecology and Conservation*. Oxford University press, New York: 42-67
- Lockyer C, Morris R. 1990. Some observations on wound healing and persistence of scars in *Tursiops truncatus*. *Reports of the International Whaling Commission (Special Issue 12)*: 113-18
- Otis DL, Burnham KP, White GC, Anderson DR. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife monographs*: 3-135
- Read AJ, Waples DM, Urian KW, Swanner D. 2003. Fine-scale behaviour of bottlenose dolphins around gillnets. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 270: S90-S92
- Rexstad E, Burnham KP. 1991. *User's guide for interactive program CAPTURE*. Color. Cooperative Fish and Wildlife Research Unit.
- Seber G. 1982. The estimation of animal abundance and related parameters. *Griffin, London*
- Stevick PT, Palsbøll PJ, Smith TD, Bravington MV, Hammond PS. 2001. Errors in identification using natural markings: rates, sources, and effects on capture recapture estimates of abundance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 1861-70
- Wells RS, Scott MD, Irvine AB. 1987. The social structure of free-ranging bottlenose dolphins. In *Current mammalogy*, pp. 247-305: Springer
- Wilson B, Hammond PS, Thompson PM. 1999. Estimating size and assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population. *Ecological applications* 9: 288-300
- Würsig B, Würsig M. 1977. The photographic determination of group size, composition, and stability of coastal porpoises (*Tursiops truncatus*). *Science* 198: 755-56

10.2. Índice de ilustraciones.

Figura 1-1. Límites del Mar Balear o Ibérico según la “Organización Hidrográfica Internacional”.....	20
Figura 1-2. Divisiones del Mediterráneo occidental teniendo en cuenta las características hidrográficas (modificado de Bas, 2002). 1-Alborán, 2- M. noroccidental, 3-cuenca argelina, 4-Tirreno.....	21
Figura 1-3. Zona de estudio de Gonzalvo <i>et al.</i> , 2008.....	21
Figura 1-4. Mar Balear a partir de Massutí, 1991.	22
Figura 1-5. Características morfológicas del delfín mular: cuerpo fusiforme y robusto. Color gris oscuro aclarándose en los flancos, blanco el vientre. Foto: J. M. Brotons.....	23
Figura 1-6. Características morfológicas del delfín mular: melón convexo, morro corto y amplio. Foto: J. M. Brotons	24
Figura 2-1. Frecuencia y abundancia relativa de los avistamientos por especies.....	38
Figura 2-2. Distribución temporal de los avistamientos de <i>Tursiops truncatus</i>	40
Figura 2-3. Distribución temporal del total de los varamientos.	41
Figura 2-4. Distribución temporal de los avistamientos.	42
Figura 2-5. Evolución del número de varamientos totales por año.	45
Figura 2-6. Porcentaje, sobre total identificados, de varamientos por especie periodo 1998/2009.....	46
Figura 2-7 . Varamientos por año de <i>T. truncatus</i>	47
Figura 3-1. Map showing locations of observed set with (o) and without (+) depredation, and the division of the data into geographic areas for analyses.	55
Figura 3-2. Proportion of sets depredated by year and area. Only areas with data for all 3 yr. are shown. Bars are binomial maximum likelihood estimators of the probability of depredation; error bars show 95% confidence intervals.....	57
Figura 3-3. Proportion of sets depredated by month. Bars are binomial maximum likelihood estimators of the probability of depredation; errors bars show 95% confidence intervals.	58
Figura 3-4. Proportion of sets depredated by time of day. Bars are binomial maximum likelihood estimators of the probability of depredation; errors bars show 95% confidence intervals. No data collected between 2200 and 0000.....	58
Figura 3-5. Proportion of sets depredated by net type. Bars are binomial maximum likelihood estimators of the probability of depredation; error bars show 95% confidence intervals. T indicates trammel net, G indicates gill net.....	59
Figura 3-6. CPUE of the sixteen most commercially important species in the absence (clear bars) and presence (gray bars) of dolphin depredation. The number below each plot is a t-test P-value; with a Bonferroni adjustment, this value must be less than 0.003 for significance with $\alpha=0.05$. Bars are means and error bars represent the standard errors.	61
Figura 3-7. Number of holes, per net panel, of different sizes in the lower, middle, and upper thirds of the net. Clear bars show values absent depredation, gray bars show values in the presence of depredation. Values are averaged over five sampled net panels. Error bars show 95% confidence intervals for the means, and asterisks show the fitted values from the best-fit model.	61
Figura 4-1. Locations of fishing operations in the Balearic Islands. Dotted lines show the 1000 m isobath.	77

Figura 4-2. Net interaction rates for 3 experimental treatments. Error bars are 95% confidence intervals on the maximum likelihood estimates for the binomial probability of net interaction.....	79
Figura 4-3. Interaction rates by treatment and pinger brand (A=Aquatec, B=Dukane, C=SaveWave). Error bars are 95% confidence intervals on the maximum likelihood estimates for the binomial probability of net interaction. Active, inactive: status of pingers.	80
Figura 4-4. Profit per unit effort (PPUE) by pinger treatment. Error bars are 95% confidence intervals assuming normal error.	81
Figura 4-5. Profit per unit effort (PPUE) by pinger treatment and brand (A=Aquatec, B=Dukane, C=Savewave). Error bars are 95% confidence intervals assuming normal error.....	82
Figura 4-6. Evolución de la tasa de interacción (n° de interacciones/n° calados) por tipo de pinger, placebo y sin pingers.	98
Figura 4-7. Medias de la tasas de interacción (n° de interacciones/n° calados) por tipo de pinger, placebo y sin pingers en Julio.....	98
Figura 4-8. Medias de la tasas de interacción (n° de interacciones/n° calados) por tipo de pinger, placebo y sin pingers en Noviembre.....	98
Figura 5-1. Límites de las áreas de estudio de Andratx y Cala Rajada (Mallorca).	107
Figura 5-2. Foto tipo de identificación.	111
Figura 5-3. Calidad fotográfica (desde esquina superior izquierda, y en sentido horario): 4, 3, 2, 1.	115
Figura 5-4. Zona de estudio de Andratx subdividida en casillas de 2x2 Km.....	116
Figura 5-5. Navegación de muestreo (líneas verde) en Andratx i C. Rajada.....	118
Figura 5-6. Navegación de seguimiento (líneas amarillas) de cetáceos.	118
Figura 5-7. Kernel Home Range (50% verde claro-95% verde oliva) del individuo 010.....	119
Figura 5-8. Kernel Home Range (50% verde claro-95% verde oliva) del individuo 519.....	119
Figura 5-9. N° salidas y encuentros por meses.	120
Figura 5-10. Área de estudio estratificada por Forcada <i>et al.</i> , 2004. B1-B3 aguas interiores, B4 y A2 aguas exteriores.	121
Figura 5-11. Número total de embarcaciones por casilla.....	121
Figura 5-12. Medias e intervalos de confianza por mes del total de embarcaciones de recreo.....	122
Figura 5-13. Densidad de embarcaciones de recreo, izquierda verano, derecha invierno.	122
Figura 5-14. Medias e intervalos de confianza de las distancias a costa (en metros) de las embarcaciones de recreo contabilizadas por estación.	123
Figura 5-15. Densidades puntos de control con presencia de delfines, izquierda verano, derecha invierno.	123
Figura 5-16. Medias y error estándar de los índices de avistamientos por meses (1-enero; 12-diciembre).	124
Figura 5-17. Distribución de los avistamientos por su distancia a costa (metros), izquierda verano, derecha invierno.....	124
Figura 5-18. Medias de grupo por meses (1-enero; 12-diciembre).....	125

Figura 5-19. Frecuencia relativa de los avistamientos por casilla (n° puntos de control con presencia/n° puntos de control en ausencia) izquierda, abundancia relativa (n° puntos de control con presencia por n° de individuos/n° puntos de control en ausencia) derecha.....	126
Figura 5-20. Medias de frecuencia (izquierda) y abundancia (derecha) e intervalos de confianza por profundidad.....	126
Figura 5-21. Medias de frecuencia (izquierda) y abundancia (derecha) e intervalos de confianza por pendiente.....	127
Figura 5-22. Medias de frecuencia (izquierda) y abundancia (derecha) e intervalos de confianza por profundidad discreta.....	127
Figura 5-23. Medias de frecuencia (izquierda) y abundancia (derecha) e intervalos de confianza por pendiente discreta.....	128
Figura 5-24. Número de recapturas por individuo.....	128
Figura 5-25. Porcentaje por mes de los individuos por clases de frecuencia (1-enero; 12-diciembre).....	128
Figura 5-26. Distribución “Kernel-Home Range” 50% y 95% de las clases de frecuencia "COMMON" izquierda, y "ONCE", derecha.....	129
Figura 5-27. Distancia (metros) a costa de la distribución “Kernel-Home Range” 50% y 95% de las clases de frecuencia "COMMON" izquierda, y "ONCE", derecha.....	130
Figura 5-28. Histograma bivariable, distribución de las actividades de <i>T.truncatus</i> por clases de frecuencia.....	131
Figura 5-29. Porcentajes de recapturas.....	132
Figura 5-30. "Cluster" entre individuos por avistamientos.....	132
Figura 6-1. Study area with indication of macrosites and sites for <i>Tursiops truncatus</i> biopsies and strandings locations.....	145
Figura 6-2. Evanno method in the far right shows K=3 for the three populations showed in the Barplot: 1) Gimnèsies, 2) Pitiüses and 3) ComunitatValenciana.....	149
Figura 6-3. Haplotype network of <i>Tursiops truncatus</i> samples from Comunitat Valenciana (CV), Gimnèsies (Gim) and Pitiüses (Pit) and its relationships with neighbouring populations haplotypes from: BSea (Baltic Sea), EMed (Eastern Mediterranean), WMed (Western Mediterranean).....	150
Figura 7-1. Seven different MPAs from the regions of Catalonia, Valencia and Balearic Islands in the Spanish Mediterranean Sea (East of Iberian Peninsula). Black line denotes MPA area, black dots denote T-POD deployment locations, fish symbols denote fish farms. a) Columbretes Islands Natural Reserve, b) Medes islands Natural Park, c) Los Freus de Ibiza y Formentera Marine Reserve, d) Sa Dragonera Natural Park, e) Serra Gelada Natural Park, f) Migjorn de Mallorca Marine Reserve and g) Levante de Mallorca – Cala Rajada Marine Reserve.....	172
Figura 7-2. Bottlenose dolphin seasonal presence in % detection-positive hours (DPH)/month in the seven Marine Protected Areas (MPA) included in this study. Note: For all sites panel, y axis is %DPH/T-POD/month, upper values denote number of months with DPH, and asterisk denotes that sampling was less than 12 months. For Columbretes and Dragonera, grey bars denote lack of data...	176
Figura 7-3. Bottlenose dolphin diel presence in % Detection-positive Hour (DPH) over the total number of hours sampled for each hour of the day in each of the seven Marine Protected Areas (MPA) included in this study.....	177
Figura 7-4. Maximum, minimum and average inter-click interval (ICI) in ms calculated for all click trains detected in each hour of the day averaged for all deployment locations in each of the seven	

Marine Protected Areas (MPA) included in this study. In Serra Gelada, average results were separated from fish farm and non-fish farm locations. For Migjorn and Levante average results were separated from the control locations and the MPA locations.	178
Figura 7-5. Overall average inter-click interval (ICI) in ms and 1x standard deviation from all the echolocation click trains detected in each of the seven Marine Protected Areas (MPA) included in this study. Note: For Levante, averages were calculated for three different areas: the fishing prohibited MPA zone alone (Levante no-take), both the fishing prohibited and permitted MPA zones (Levante) and the control location alone (Levante control).	179
Figura 7-6. Amount of recreational events (i.e. SCUBA diving and anchoring vessels) per month averaged from four of the seven Marine Protected Areas (MPA) included in this study (Medas, Freus, Migjorn and Levante) and divided in three levels of intensity, low (yellow), moderate (green) and high (grey), according to the 33rd and 66th percentile ranking.	180
Figura 7-7. Plano Reserva Marina de las Islas del Toro.	190
Figura 7-8. Plano Reserva Marina de las Islas Malgrats.	191
Figura 7-9. Porcentaje DPH/horas de escucha por localizaciones.	192
Figura 7-10. Medias e intervalos de confianza DPH/horas por estación.	192
Figura 7-11. Composición por reservas de buceo.	193
Figura 7-12. Porcentajes DPH por horas en los 3 puntos de escucha y totales.	193
Figura 7-13. Medias e intervalos de confianza DPH/horas en los periodos noche/día.	193
Figura 7-14. Min, Max y media de ICI por horas en las islas del Toro.	194
Figura 7-15. Min, Max y media de ICI por horas en las islas Malgrats.	194
Figura 7-16. Min, Max y media de ICI por horas en la zona de control.	194
Figura 7-17. Media e intervalos de confianza ICI para noche (1) y día (2).	195
Figura 8-1. Tendencia del porcentaje de <i>T. truncatus</i> sobre el total de varamientos (línea azul) y de la proporción de éstos, muertos por interacciones con pesquerías (línea roja).	200
Figura 15-1. Distribution of capture frequencies for marked individuals.	219
Figura 15-2. Number of marked individuals captured annually and cumulative number of marked individuals.	219

10.3. Índice de tablas.

Tabla 2-1. Avistamientos realizados.....	36
Tabla 2-2. Distancia de la costa, profundidad y presencia de juveniles.....	39
Tabla 2-3. Varamientos.....	40
Tabla 2-4. Encallamientos por años y especie.....	44
Tabla 2-5. Especies Regularmente presentes en el Mediterráneo y Mar Negro (Reeves y Notarbartolo di Sciara, 2006).....	45
Tabla 2-6. Frecuencia y abundancia relativa (varamientos) de las especies más importantes en ambos estudios.....	47
Tabla 3-1. Summed Akaike weights, interpreted as support, for each predictor in models of depredation occurrence.....	57
Tabla 3-2. Summed Akaike weights, interpreted as support, for each predictor in models of economic CPUE using observer data.....	59
Tabla 3-3. Summed Akaike weights, interpreted as support, for each predictor in models of CPUE by weight using observer data.....	59
Tabla 3-4. Catch weight, value, and summed Akaike weight support in a model predicting depredation for the sixteen species that made up 1% or more of the total catch value.....	60
Tabla 4-1. Data summary by vessel. For an explanation of “Condition” see “Materials and methods”. Values for profit per unit effort (PPUE) are mean (SD) na: not applicable.....	78
Tabla 4-2. Coefficients from final model of net interaction with overall pinger treatment. Here the intercept represents the rate of net interaction in MONTH 7 (July) for the no-pinger control condition. Significant pinger terms are highlighted in bold.....	79
Tabla 4-3. Coefficients from final model of net interaction with pinger treatment broken down by pinger brand. Here the intercept represents the rate of net interaction in MONTH 7 (July) for the no-pinger control condition. Significant pinger terms are highlighted in bold.....	80
Tabla 4-4. Coefficients from final model of CPUE for overall pinger treatment. Here the intercept represents the CPUE in month 7 (July) for the no-pinger control condition.....	81
Tabla 4-5. Coefficients from final model of CPUE with pinger treatment broken down by pinger brand. Here the intercept represents the CPUE in month 7 (July) for the no-pinger control condition.....	81
Tabla 5-1. Embarcaciones por cofradía y modalidad en las Islas Baleares en 2009 (Fuente: Dirección General de Pesca).....	108
Tabla 5-2. Datos ambientales y de uso del medio.....	110
Tabla 5-3. Clasificación del comportamiento.....	110
Tabla 5-4. Hoja Excel de datos de navegación, uso del medio y comportamiento.....	114
Tabla 6-1. Total number of alleles (n), Allelic richness (A) Expected and Observed heterozygosity (H_E , H_O) and Hardy-Weinberg equilibrium test P-value. Significant values after Bonferroni correction = 0.00185.....	148
Tabla 6-2. F_{ST} below diagonal with P-values obtained after: 3000 permutations. Indicative adjusted nominal level (5%) for multiple comparisons is: 0.016667. Above diagonal R_{ST} values with significance P-values in parenthesis. Migration rates (MR) obtained with Bayesians for simulations showing no	

information in the data, will have a 0.833 mean and 95% confidence interval for the non-migration rates are 0.833 (0.675, 0.992) and for the migration rate mean and 95% confidence interval for data sets with 3 populations are 0.0837 (0.00125, 0.261)..... 149

Tabla 6-3. Mitochondrial genetic diversity and differentiation between populations. Number of haplotypes, Nucleotide (*H*) and haplotype diversity and population differentiation F_{ST} obtained with the Tamura & Nei distance method with a significance Level=0.0500 *..... 150

Tabla 6-4. Mean \pm S.E isotopic values for $\delta^{13}C$, $\delta^{15}N$ and C:N for *Tursiops truncatus* sampled at macrosites (Gimnèsies and Pitiüses) and sites (Andratx, Minorca Channel, Migjorn and Formentera). n, number of individuals used to calculate mean values..... 151

Tabla 6-5. One-way ANOVA to test differences in tissues of *Tursiops truncatus* for $\delta^{13}C$, $\delta^{15}N$ and C:N ratio at macrosites (Gimnèsies and Pitiüses) and sites (Andratx, Minorca Channel, Migjorn and Formentera). *p < 0.05 and n.s for non significant differences. 152

Tabla 7-1. : Description of the seven Marine Protected Areas (MPA) included in this study, number of T-PODs deployed and anthropogenic activities analyzed..... 171

Tabla 7-2. : Descriptive characteristics of bottlenose dolphin presence and sample sizes for each of the seven Marine Protected Areas (MPA) from the Spanish Mediterranean Sea included in this study. 175

Tabla 7-3. : Summary of Kruskal-Wallis one-way analysis of variance results for seasonal and diel bottlenose dolphin presence, and echolocation ICI patterns for each of each of the seven Marine Protected Areas (MPA) from the Spanish Mediterranean Sea included in this study. “ns” indicates results are non-significant.* indicates significant differences at p < 0.05,** indicates significant differences at p < 0.01. If significant differences, the letter following the asterisks indicates the ‘group’ with higher rank (e.g.,*W indicates rank for winter is statistically higher). 175

Tabla 15-1. Summary of annual survey and photo-identification effort from 2004 to 2009 and number of marked individuals identified. 219

Tabla 15-2. Estimates of the proportion of marked individuals (θ), abundance of marked individuals (N^{\wedge}) and total population size (N total) based on the Chapman estimator (95% lower and upper confidence limits are presented). 220

Tabla 15-3. Estimates of abundance of marked individuals (N^{\wedge}) and total population size (N total) based on the models Mt and Mth from CAPTURE (95% lower and upper confidence limits are presented)..... 220