

Tasa de supervivencia, abundancia y residencia del delfín mular en el Estrecho de Gibraltar



TT_GIB_132



TT_GIB_214



TT_GIB_190

Autor/a: Carolina Jiménez Torres

Director: Renaud de Stephanis. CIRCE (Conservación, Información y Estudio sobre los cetáceos)

Tutor: Àlex Aguilar Vila. Catedrático Unidad de Vertebrados. Facultat de Biologia. Universitat de Barcelona

Fecha de presentación: 15-09-2009

Título del Máster: Máster en ciencias del mar: Oceanografía y Gestión del medio marino

Índice

1. Resumen/Abstract
2. Introducción
3. Material y Métodos
 - Área de estudio
 - Foto-identificación
 - Tasa de supervivencia, tasa de crecimiento y estimas de abundancia
4. Resultados
 - Esfuerzo realizado
 - Foto-identificación
 - Frecuencia de recapturas
 - Estimaciones de tasa de crecimiento y tasa de supervivencia
 - Estima de la población
5. Discusión
6. Conclusión
7. Agradecimientos
8. Bibliografía

RESUMEN

Los delfines mulares en el Estrecho de Gibraltar tienen altos niveles de contaminantes, son una especie objetivo para las empresas de avistamiento de cetáceos y se distribuyen en la zona de ruta principal para buques de carga y transporte marítimo. Esto les supone posibles perturbaciones físicas y acústicas. El objetivo de este estudio es estimar el grado de residencia, la tasa de crecimiento poblacional, la tasa de supervivencia y el tamaño de la población de los delfines mulares en el estrecho entre 2002 y 2007 usando la foto-identificación. Se usó un diseño robusto cerrado con heterogeneidad y estimación de tasa de crecimiento poblacional de Pradel para estimar estos parámetros. Un total de 10836 imágenes de aletas dorsales individuales de delfines mulares se analizaron. Un 71% de los animales se recapturaron en dos o más años diferentes. La estima de la tasa de supervivencia fue de 0,920 (IC 95%: 0,895-0,944) mientras que la tasa de crecimiento poblacional se estimó en 1,076 (IC 95%: 1,035-1,117). El tamaño poblacional en los meses de primavera y verano aumentó desde los 200 individuos en el año 2002 hasta los 282 en el 2007, no mostrando una variación significativa entre los años 2003 y 2007. El número medio estimado del total de delfines mulares en el Estrecho de Gibraltar fue de 259 entre los años 2003 y 2007. Estos datos sugirieron que la población de delfín mular en el Estrecho de Gibraltar puede ser residente durante los meses de abril-septiembre y de años en años.

ABSTRACT

The bottlenose dolphins of the Strait of Gibraltar have high contaminant levels, are targeted by whale watching companies and are distributed in the middle of the main entrance channel to the Mediterranean Sea for cargos and ferries which could cause physical and acoustical disturbances. The objective of this study is to estimate the level of residency, the survival rate, the population growth rate and the population size of the bottlenose dolphin of the Strait between 2002 and 2007 using photo-identification. A closed robust design with heterogeneity and the Pradel population growth rate estimator was used to estimate the different parameters. A total of 10 836 individual dorsal fin images were analyzed. A total of 71% of the animals were recaptured in two or more years. The annual survival rate estimate was 0.920 (95% CI: 0.895-0.944) while the population growth rate was estimated at 1.076 (95% CI: 1.035-1.117). The population size, during spring and summer months, has increased from 200 individuals in 2002 to 282 in 2007 not showing significant variation between 2003 and 2007. The mean number of bottlenose dolphins present in the Strait was then estimated to be 259 individuals between 2003 and 2007. These data suggest that the bottlenose dolphin population of the Strait could be resident from April to September and from year to year.

INTRODUCCIÓN

El delfín mular (*Tursiops truncatus* (Montagu, 1821)) se distribuye extensamente en el mar Mediterráneo (Reeves y Notarbartolo di Sciara 2006). Aunque históricamente su distribución pudo haber sido continua, al menos en aguas costeras, ahora se encuentra marcada por parches con bajas densidades que pueden ser naturales o el resultado de los efectos antropogénicos (Reeves y Notarbartolo di Sciara 2006). Desde el 2002, el grupo de investigación CIRCE (Conservación, Información y Estudios sobre Cetáceos) lleva a cabo tareas de foto-identificación de delfines mulares, es una de las especies de cetáceos con mayor posibilidad de encuentro en el Estrecho de Gibraltar (de Stephanis *et al.* 2008). Principalmente se puede observar en la parte central y más profunda del estrecho (de Stephanis *et al.* 2008) (figura 1 y 2). Sin embargo, la abundancia y el estado de residencia del delfín mular se estudió solo hasta el año 2005 en el Estrecho de Gibraltar (Pérez 2007).

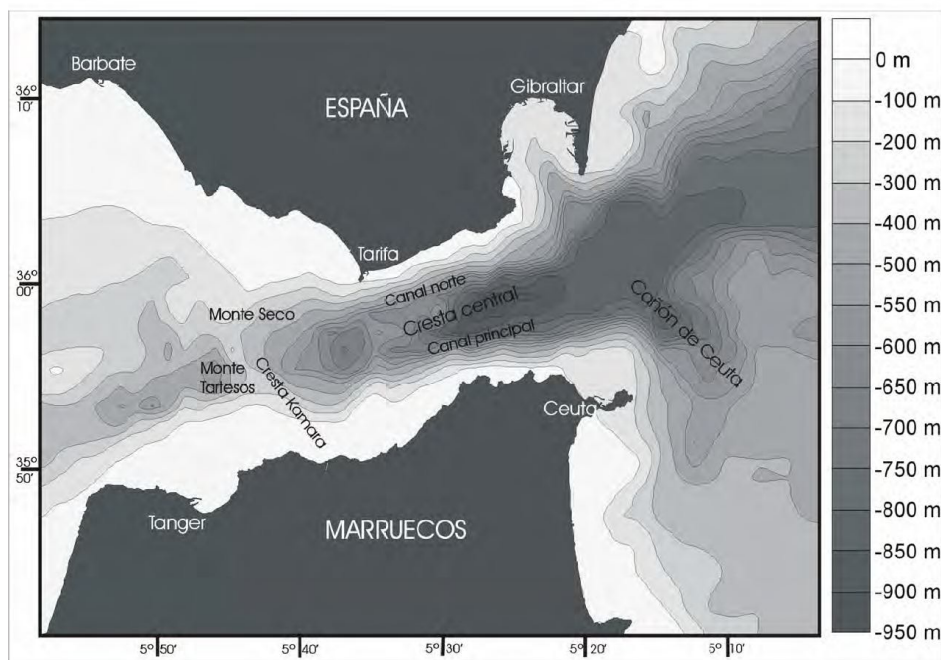


Figura 1: Batimetría del Estrecho de Gibraltar. (Extraído de de Stephanis, 2008 según Sanz *et al.*, 1988).

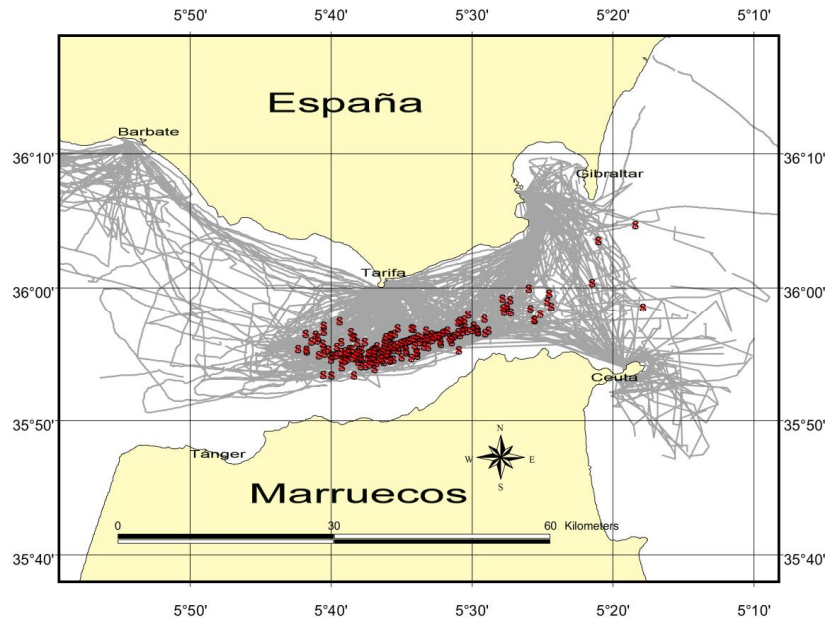


Figura 2: Área de estudio incluyendo el esfuerzo de muestreo (líneas grises) y avistamientos (círculos rojos) de delfines mulares en el Estrecho de Gibraltar entre 2001 y 2006 (de Stephanis 2008).

El Estrecho de Gibraltar es la única conexión entre el mar Mediterráneo y el océano Atlántico. Es muy importante en términos de tráfico marítimo, debido a que es el segundo canal natural de navegación más usado en el mundo. Cada año aproximadamente 90.000 buques de carga y transbordadores cruzan el estrecho (de Stephanis *et al.* 2005). Los barcos de vela, a motor y los pesqueros no se consideran en esta estadística. Además, la presión antropogénica debido a la actividad de nuevos transbordadores se ha visto incrementada a causa de la apertura del puerto marroquí Tanger Med en la línea de costa del Estrecho de Gibraltar. Las nuevas líneas de navegación a este puerto cruzan la zona de descanso y alimentación de los delfines mulares en el estrecho (de Stephanis *et al.* 2005, 2008). El delfín mular junto con el calderón común son las especies principales de las empresas de *whale watching* con un 54% de los avistamientos, después el delfín listado y el común (37% de los avistamientos) y ocasionalmente el cachalote (6% de los avistamientos), la orca y el rorcual común (cada uno con un 1% de los avistamientos) (Fernández-Casado, 2000). En aguas del Estrecho de Gibraltar se pueden encontrar amenazas para el delfín mular como pueden ser, en primer lugar, la alta tensión toxicológica a la que se exponen los delfines

mulares que habitan en el Estrecho de Gibraltar. Comparado con otras poblaciones de delfines mulares que habitan en otras regiones del mar Mediterráneo donde se encontraron niveles más bajos de PCBs, DDTs y OCs-EDCs (Fossi *et al.* 2009). En segundo lugar, el descenso de la disponibilidad de presas que sirven de alimento debido a la sobrepesca y la degradación medioambiental. En tercer lugar, el posible efecto por parte de las empresas de embarcaciones dedicadas al turismo (*whale-watching*) sobre la abundancia de delfines mulares de poblaciones pequeñas residentes (Bejder *et al.* 2006); y en cuarto y último lugar, el efecto perturbador que les puede causar el tráfico marítimo tan frecuente en la zona ya sea a nivel físico y/o acústico. Actualmente la Directiva Hábitats considera al delfín mular como una de las especies de cetáceos a conservar creando áreas protegidas marinas. También está catalogado como “vulnerable” en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. Por tanto, son importantes los estudios como este que nos permiten obtener resultados pertinentes si queremos saber en qué posición se encuentra el delfín mular en el Estrecho de Gibraltar para determinar el posible impacto por parte de la actividad humana.

La tasa de abundancia se puede estimar en especies de cetáceos con marcas naturales como muescas en la aleta dorsal, incluyendo el delfín mular, usando métodos de marcaje-recaptura aplicados a la foto-identificación de los individuos (Hammond 1986, Wilson *et al.* 1999, Williams *et al.* 2002). El objetivo de este estudio es proporcionar conocimiento del estado en el que se encuentra la población del delfín mular en el Estrecho de Gibraltar mediante técnicas de foto-identificación entre 2002 y 2007. En primer lugar, se determinó el grado de residencia de la población del delfín mular a lo largo del período de estudio. En segundo lugar, se estimaron las tasas de supervivencia y crecimiento poblacional de los delfines mulares marcados en el Estrecho de Gibraltar y se compararon con estudios relacionados en otros lugares del mundo. Finalmente, se estimó el tamaño de la población de delfín mular en los meses de abril-septiembre durante los seis años consecutivos.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio se encuentra en aguas del Estrecho de Gibraltar y las contiguas, localizada entre 5° y 6° Oeste, e incluye tanto aguas españolas como marroquíes.

El Estrecho de Gibraltar tiene aproximadamente 60 Km de largo. El lado Oeste, en el extremo comprendido entre el Cabo Trafalgar (Europa) y el Cabo Espartel (África), tiene una anchura de 44 Km. Si nos dirigimos hacia el Este llegamos a la zona más estrecha, de tan sólo 14 Km, localizada entre Tarifa (Europa) y Punta Cires (África). El lado más al Este está localizado entre el Peñón de Gibraltar (Europa) y Punta Almina (África), separados por 23 Km. La batimetría del Estrecho está caracterizada por un cañón que corre de Oeste a Este, con aguas menos profundas (de 200 á 300 m) en el lado Atlántico y aguas más profundas (de 800 á 1000 m) en el lado Mediterráneo (de Stephanis 2009) (Figura 3).

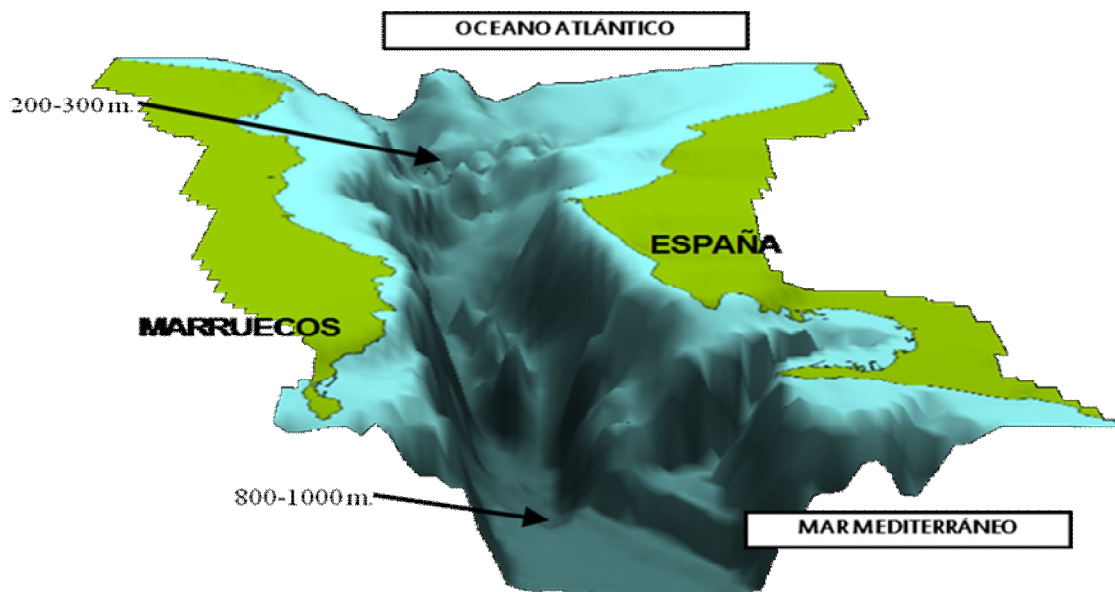


Figura 3: Mapa batimétrico del Estrecho de Gibraltar (de Stephanis 2008)

El estudio se llevó a cabo realizando transectos (ruta seguida por la embarcación) desde el barco a motor de CIRCE, *Elsa* (10 m), durante los años comprendidos entre 2002 y 2007 y entre los meses de abril y septiembre. Los transectos se diseñaron de manera aleatoria para cubrir la batimetría del Estrecho cada mes. La velocidad media de recorrido fue de 5,3 nudos. El esfuerzo de búsqueda paró cuando los cetáceos se avistaron por primera vez y comenzó otra vez cuando la visualización terminó, con el regreso de la embarcación al rumbo establecido previamente. Dos observadores entrenados ocuparon una plataforma de observación, a 4 m sobre el nivel del mar, con cambios de 1 h durante periodos de luz solar, con visibilidad sobre 3 millas náuticas (5,6 Km), asistidos por prismáticos de 7 × 50, cubriendo 180° delante del navío.

Foto-identificación

Cuando se produjeron avistamientos de delfines mulares se tomaron imágenes fotográficas de las aletas dorsales de todos los individuos que navegaban en la vecindad del barco. Las imágenes se tomaron lo más cerca posible de los animales y del lado izquierdo de sus aletas dorsales, dado que éste es el más accesible debido a que el animal está casi todo el tiempo nadando contra la corriente predominante del Este para permanecer aproximadamente en la misma área. Por este motivo, el lado izquierdo estaba mirando hacia el sur donde estaba la mejor luz del sol para hacer las fotografías. Este tipo de comportamiento y de estrategia (análisis de fotografías izquierdas), es el mismo que el seguido en estudios anteriores de delfines mulares (Pérez 2007) y calderones comunes (Verborgh *et al.* 2008, de Stephanis *et al.* 2008). Se realizó un catálogo de foto-identificación del lado izquierdo y se analizó sólo usando dicho lado. Todos los animales presentes en el avistamiento se fotografiaron independientemente de su nivel de marcado, es decir se fotografiaron tanto a individuos con marcas más visibles como a los individuos con marcas menos visibles, para que tuvieran así la misma probabilidad de captura. Las marcas de la aleta dorsal permitieron que se identificaran a los individuos basándose en las características de las “marcas naturales” (muescas, cicatrices y patrones de pigmentación) que se utilizaron

en los análisis de captura-recaptura (Hammond 1986). A partir del año 2002 a 2004, una lente de Canon EF100-400-mm (Canon España S.A., Madrid, España) con estabilizador de imagen se utilizó en la Cámara Canon EOS-3 (Canon España S.A., Madrid, España). Del 2004 hacia adelante, esta lente se instaló en una cámara Canon 10D digital con 6,3 megapíxeles (Canon España S.A., Madrid, España).

Algunas fotografías incluyen más de un individuo o aleta dorsal porque el delfín mular a veces forma grupos muy compactos. El término “imagen de aleta” se utilizará para hablar de la representación de una sola aleta dorsal en una imagen que pueda contener muchas otras. El mismo método se ha utilizado desde 2002; por lo tanto, todas las imágenes se pueden utilizar y analizar de la misma manera.

Las fotos tomadas los años 2002 y 2003 se realizaron con soporte analógico de diapositivas en color y se identificaron con un código que incluía el número de avistamiento, el nombre del grupo, el número de carrete y el número de foto. A partir de 2004, todas las fotografías fueron digitales y se identificaron con el número de avistamiento, el nombre del grupo y el número de foto. Las diapositivas se examinaron con una lupa de 8 aumentos en una tabla de luz. Cada fotografía se analizó y la información que se extrajo de ella se introdujo en una base de datos. Esta información incluyó: número de avistamiento, nombre de grupo, número de carrete, número de foto, número total de individuos en la fotografía, número de individuo analizado en la foto (comenzando por el individuo más próximo al más lejano y desde el lado izquierdo al lado derecho en caso de confusión cuando dos animales están a la misma distancia), ángulo de la aleta (a partir de 0° y cada 30° y en sentido giratorio de las agujas del reloj cuando la cabeza del individuo está en frente de la cámara, lo que permite una selección de los animales solamente vistos del lado izquierdo –desde 240° á 300°- para los análisis (Figura 4)), calidad de la imagen (nombrado como Q y en una escala que va desde 0 (mala) á 2 (muy buena)) y el código del individuo (número de identificación del individuo en el catálogo).

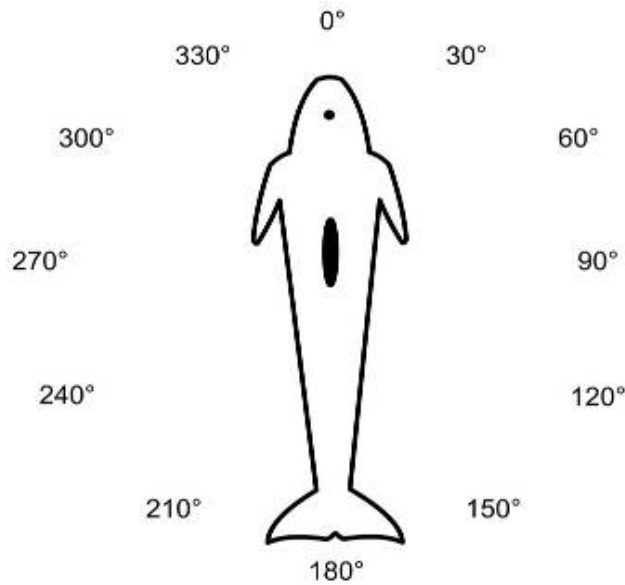


Figura 4. Descripción de los ángulos alrededor de la aleta dorsal. El ángulo viene determinado por la posición del fotógrafo (Verborgh 2005).

La calidad de imagen de cada aleta (Q) se asignó en base a cinco características: enfoque, tamaño, orientación, exposición, y porcentaje de aleta visible en la imagen:

Q0: aleta dorsal no útil porque está desenfocada, demasiado lejos o el ángulo está entre 330° y 30° o 150° y 210°.

Q2: calidad media donde se puede ver parcialmente o completa la aleta dorsal.

Q3: calidad alta donde se puede ver la aleta dorsal completa.

Se asignó un código a cada individuo identificado en el catálogo siguiendo la siguiente fórmula: TT_GIB_XXX donde TT representa *Tursiops truncatus*, GIB para Estrecho de Gibraltar y XXX para el número asignado a cada individuo identificado en el catálogo. La información obtenida de cada imagen se contrastó con la de individuos previamente identificados comparando cada fotografía nueva, del lado izquierdo, con todos los individuos identificados previamente. A los animales a los cuales no se les pudo reconocer se les dio una identificación nueva.

Tasa de supervivencia, tasa de crecimiento poblacional y estimas de abundancia.

La tasa de supervivencia, la tasa de crecimiento poblacional y la abundancia se estimaron mediante el diseño robusto cerrado con el estimador de crecimiento poblacional de Pradel (Pradel 1996), usando los datos de captura-recaptura obtenidos a lo largo de los seis años y empleando el programa MARK.

Las sesiones primarias consisten en seis años de captura-recaptura (de abril-septiembre de cada año) divididas a su vez en múltiples sesiones secundarias, cada una consiste en varios días consecutivos de muestreo. El número de sesiones secundarias varió a lo largo de los años (Tabla 2). Para cada uno de los intervalos entre sesiones primarias se estimaron los parámetros siguientes:

Φ_T también denotado como $\phi(T)$, o tasa de supervivencia, la probabilidad de que un miembro de la población en el periodo t sobreviva y todavía sea miembro de la población en el período $t+1$;

λ_T también denotado como $L(T)$, la tasa de crecimiento poblacional basado tanto en la tasa de supervivencia como en la de transición en la población entre los períodos primarios.

Para el análisis de las sesiones de muestreo secundarias se utilizó un diseño de poblaciones cerradas con heterogeneidad para estimar el tamaño de la población y las probabilidades de captura. Se determinó el factor mezcla π (π), que indica la proporción de la población que tiene una alta probabilidad de captura (P_{alto}) y la proporción de la población con una baja probabilidad de captura (P_{bajo}). Por tanto, la heterogeneidad se modeló usando un modelo de mezcla finito (Pledger 2000) con dos grupos de individuos, los de alta probabilidad de recaptura (P_{alto}) y los de baja probabilidad de recaptura (P_{bajo}).

El modelo de diseño robusto (Kendall *et al.* 1995) sigue las siguientes suposiciones:

1. Se asume que la población es cerrada para la inmigración, emigración, nacimientos y muertes dentro de los periodos primarios.
2. Los individuos marcados son “recapturados” en sesiones de muestreo secundarias y se asume que fueron identificados sin error.
3. Todos los individuos utilizaron el área dentro del período del estudio, pero no necesariamente cada año (lo que permite la emigración temporal al azar).

Tanto la curva de identificación y recaptura de los individuos marcados como el análisis de la curva de descubrimiento, trazada a partir del número acumulado de aletas dorsales analizadas con respecto al número acumulado de individuos identificados, permitirá saber si la población de estudio es cerrada.

El diseño robusto de crecimiento poblacional de Pradel (Pradel 1996) de poblaciones cerradas con heterogeneidad del programa Mark aporta una serie de modelos. La selección del modelo comienza con el modelo general ($\Phi_T \lambda_T \pi_T \rho_T$) donde la tasa de supervivencia Φ (phi), la tasa de crecimiento poblacional λ (L), factor de mezcla π (pi) y la probabilidad de captura ρ variaron entre los periodos primarios. Por lo tanto, se probaron varias hipótesis. Una de ellas fue el potencial efecto que el cambio en el soporte fotográfico (de diapositivas en 2002 y 2003 a imagen digital en 2004-2007) podía tener en la probabilidad de captura (Diapo+Digital) ($\Phi_T \lambda_T \pi_T \rho_{\text{Diapo+Digital}}$). Finalmente, se usó el modelo que mejor se ajustó a los datos.

En la versión 5.1 del programa Mark (White y Burnham 1999) se analizaron todos los datos de captura-recaptura. Se compararon y seleccionaron los modelos obtenidos por el Criterio de Información de Akaike (1974), ajustados al menor tamaño de muestra (AICc. Sugiura 1978), un índice del modelo de ajuste (Buckland *et al.* 2001). La diferencia en AICc entre cualquier modelo dado y el modelo más sostenible (ΔAICc) se usó para

establecer el ajuste relativo del modelo. Los modelos entre una $\Delta AICc \leq 2$ se consideraron bien admitidos para los datos (Burnham y Anderson 1998).

El diseño robusto permite estimar el número de individuos marcados en la población (\hat{N}) para cada año. Sin embargo, el total del tamaño poblacional (\hat{N}') se obtuvo a partir de $\hat{N} \times \hat{c}$, donde \hat{c} se define más abajo y se conoce como factor de corrección (Pérez 2007).

$$\hat{c} = \frac{\text{número de aletas de buena calidad (Q2) de individuos marcados y no marcadas}}{\text{número de aletas de buena calidad (Q2) de individuos marcados}}$$

Por tanto, $\hat{N}' = \hat{N} \times \hat{c}$

Lo mismo fue aplicado para los límites del intervalo de confianza del 95% (CI):

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

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

Donde, *L.CI* es el límite inferior 95% CI y *U.CI* es el superior 95% CI. En los resultados este factor de corrección se presentará como % de individuos marcados.

Para este trabajo se revisó el catálogo existente de delfines mulares del Estrecho de Gibraltar (Pérez 2007), se completó el análisis de imágenes de aletas dorsales existentes (Pérez 2007) hasta el año 2007 y se introdujeron todos los datos desde el año 2002 hasta el 2007 en el diseño robusto cerrado con el estimador de crecimiento poblacional de Pradel (Pradel 1996).

RESULTADOS

Esfuerzo realizado

Para la observación de los delfines mulares en aguas del Estrecho de Gibraltar, se realizó un esfuerzo de un total de 7625 km entre los meses de abril - septiembre comprendidos entre los años 2002-2007 (Figura 2). Se realizaron un total de 106 observaciones de delfines mulares durante este periodo, y en 99 de ellos se realizaron fotografías que pudieron ser utilizadas para foto-identificación (Tabla 2).

Foto-identificación

Un total de 10836 imágenes de aletas dorsales individuales de delfines mulares se analizaron de un total de 99 avistamientos que se realizaron durante 57 días diferentes entre los meses de abril y septiembre comprendidos entre los años 2002-2007. De éstas, 7365 son de Q1 y Q2 y 3471 son de Q0. Sólo se utilizaron imágenes de aletas de individuos marcados para realizar el catálogo y así evitar utilizar cicatrices que pueden llegar a desaparecer en el tiempo (Wilson *et al.* 1999). Un total de 327 individuos se incluyeron en el mismo.

El esfuerzo fotográfico aumentó a lo largo del periodo de estudio junto con el número de individuos identificados (Figura 5). Cada año tiene un esfuerzo fotográfico diferente, el cual se refleja en el número total de individuos identificados (Figura 5).

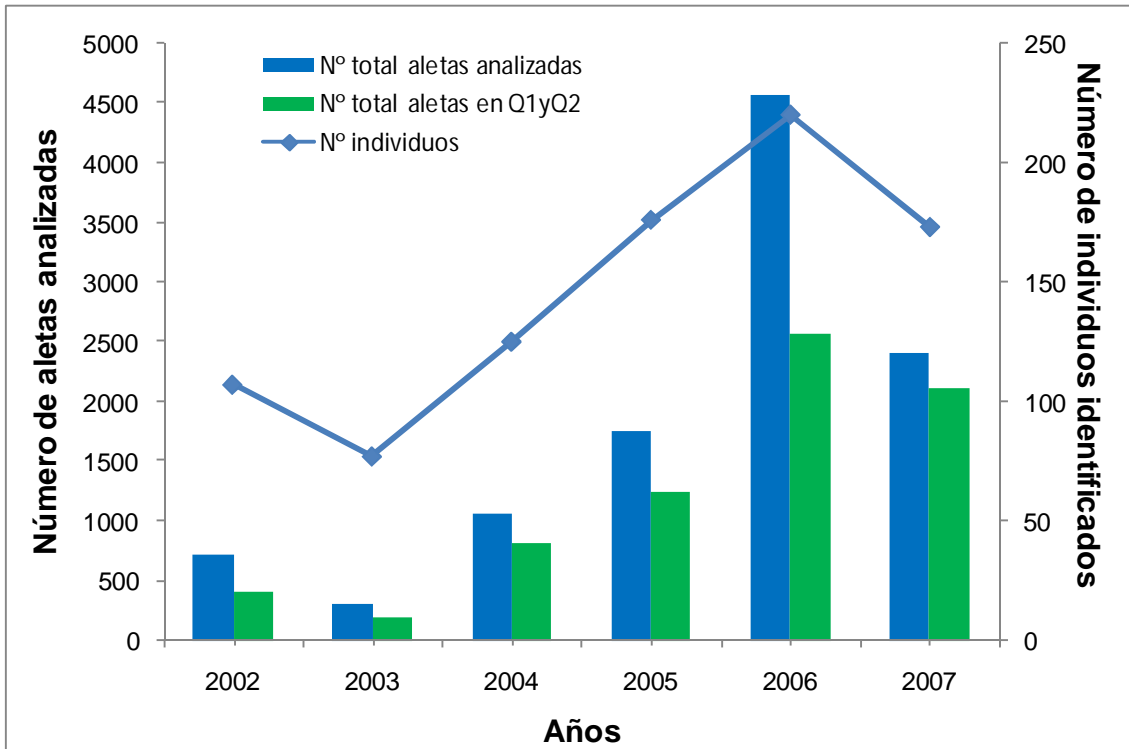


Figura 5. Esfuerzo fotográfico (en eje Y izquierdo) tomado como número total de aletas analizadas y número total de aletas analizadas de calidad Q1 y Q2, y número de individuos identificados (en eje de Y derecho).

Frecuencia de recapturas:

Los individuos recapturados se agruparon por número de años avistados dentro del periodo de estudio 2002-2007. Como muestra la figura 6, un total de 231 delfines mulares, representando un 71% de los animales se recapturaron en dos o más años diferentes durante los meses de primavera-verano. Tan sólo 7 individuos se han recapturado durante los 6 años de estudio.



Figura 6. Número de individuos recapturados por número de años entre 2002 y 2007.

La curva del total de individuos identificados se pudo separar en nuevos individuos identificados e individuos recapturados (Figura 7).

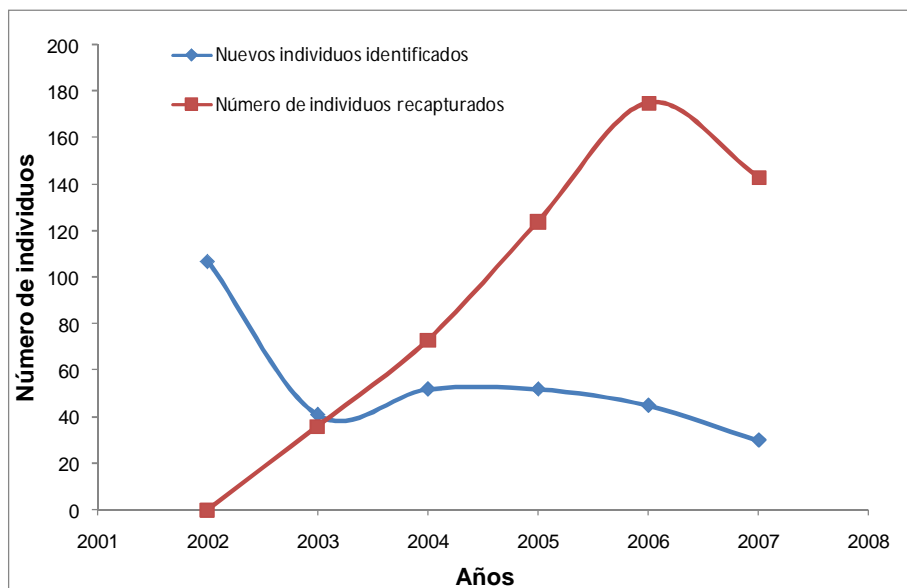


Figura 7. Comparación entre el número de nuevos individuos identificados y el número de individuos recapturados por año.

En esta figura se puede observar cómo la línea de nuevos individuos identificados en el año 2002 presenta un máximo de 107 individuos, disminuyendo hasta 41 al año siguiente. Durante los dos años siguientes (2004

y 2005) el número se mantiene constante en 52 individuos identificados. Finalmente, el número de individuos identificados tiene una tendencia a disminuir los años siguientes. Sin embargo, la curva representada con el número de individuos recapturados tiene una tendencia a aumentar linealmente conforme aumentamos en años hasta que llega un momento, en el año 2006, que se detiene.

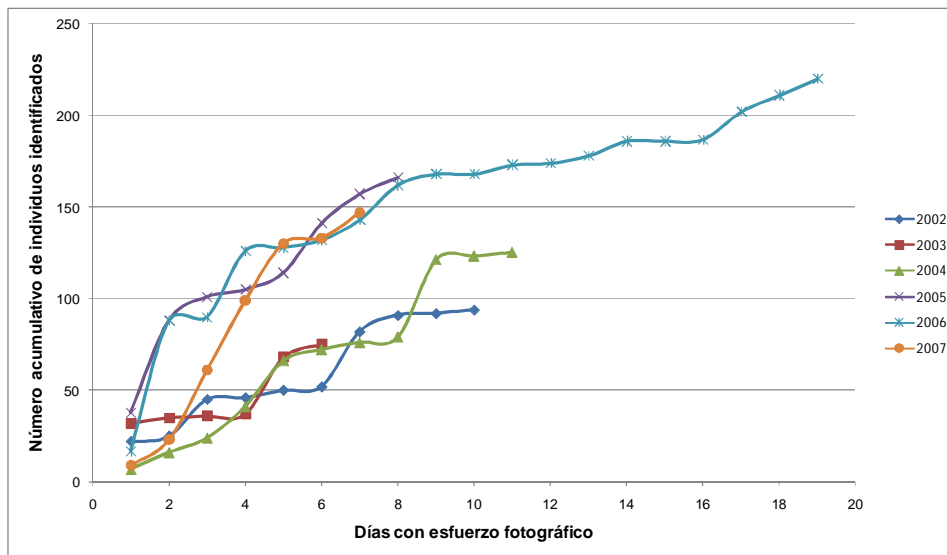


Figura 8. Curva de identificación de nuevos individuos cumulativos en función de los días con esfuerzo fotográfico.

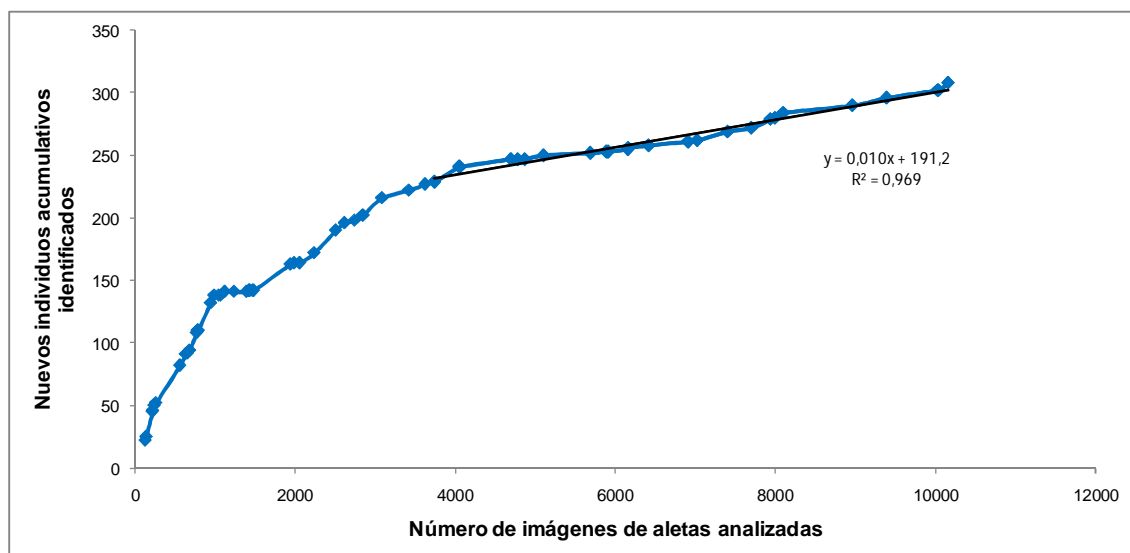


Figura 9. Curva de de identificación de nuevos individuos acumulativos en función del número de imágenes de aletas analizadas.

Como muestran las figuras 8 y 9, la tasa de identificación de nuevos individuos acumulativos no aumenta de forma regular sino que llega un momento en el que por más esfuerzo que se realice, ya sea aumentando los días de esfuerzo fotográfico (figura 8) o a nivel de imágenes de aletas analizadas (figura 9) parece que se estabiliza. Además se observa que se necesita identificar 100 fotografías para encontrar un nuevo individuo. Este último dato se obtuvo con una recta de regresión con una pendiente de 0,01 y un $R^2 = 0,969$ (figura 9) realizada a partir del año 2006 hasta el 2007 y desde un número de 3736 fotografías hasta el total analizado.

Estimas de tasa de crecimiento y tasa de supervivencia

Tras introducir nuestros datos en el modelo diseño robusto de Pradel (Pradel 1996) de poblaciones cerradas con heterogeneidad obtuvimos los siguientes posibles modelos (Tabla 1).

Tabla 1. Selección del modelo para delfines mulares entre los años 2002 y 2007 en el Estrecho de Gibraltar. El modelo más parsimonioso es aquel cuyo valor de AICc sea el más bajo. N.P es el número de parámetros y -2log (probabilidad) son los resultados que nos permiten calcular el AICc.

	Modelo	AICc	$\Delta AICc$	Peso de Probabilidad		N. P.	-2 log (p)
				AICc	del modelo		
1	$\phi_{\cdot} T_{\cdot} \Pi_{\cdot} p_{\cdot}$	-258,4442	0	0,89785	1	18	-294,952
2	$\phi_{\cdot} T_{\cdot} \Pi_{\cdot} p_{\cdot}$	-252,4233	6,0209	0,04424	0,0493	13	-278,6926
3	$\phi_{\cdot} T_{\cdot} \Pi_{\cdot} p_{\cdot}$	-251,6932	6,751	0,03071	0,0342	23	-298,5159
4	$\phi_{\cdot} T_{\cdot} \Pi_{\cdot} p_{\cdot}$	-249,13	9,3142	0,00852	0,0095	16	-281,5333
5	$\phi_{\cdot} T_{\cdot} \Pi_{\cdot} p_{\cdot}$	-248,5311	9,9131	0,00632	0,0070	19	-287,0957
6	$\phi_{\cdot} T_{\cdot} \Pi_{\cdot} p_{\cdot}$	-248,4148	10,0294	0,00596	0,0066	23	-295,2374
7	$\phi_{\cdot} T_{\cdot} \Pi_{\cdot} p_{\cdot}$ (diapo+digital)	-247,4995	10,9447	0,00377	0,0042	21	-290,187
8	$\phi_{\cdot} T_{\cdot} \Pi_{\cdot} p_{\cdot}$	-246,3142	12,13	0,00209	0,0023	17	-280,7682
9	$\phi_{\cdot} T_{\cdot} \Pi_{\cdot} p_{\cdot}$ (diapo+digital)	-243,379	15,0652	0,00048	0,0005	14	-271,6899
10	$\phi_{\cdot} T_{\cdot} \Pi_{\cdot} p_{\cdot}$	-239,4725	18,9717	0,00007	0,0001	29	-298,7749
11	$\phi_{\cdot} T_{\cdot} \Pi_{\cdot} p_{\cdot}$	-78,5887	179,8555	0	0	19	-117,1533

El primer modelo que se consideró fue el saturado ($\Phi_T \lambda_T \pi_T \rho_T$) (Tabla 1, modelo 10). Analizamos el efecto del tiempo sobre la probabilidad de captura p y observamos que este parámetro sí influía. A continuación, se planteó la hipótesis de que la probabilidad de captura p pudiera verse influenciada por el tipo de fotografía (digital o diapositiva), resultando poca repercusión en función al modelo anterior. A continuación, se analizó el efecto del tiempo en π (factor de mezcla), pero se observó que se ajustaba aún peor a nuestros datos. Siguiendo con nuestra búsqueda del modelo mejor adaptado a los datos, se testó el efecto del tiempo en Φ (tasa de supervivencia) y λ (tasa de crecimiento poblacional) con todas las posibles combinaciones. Finalmente, los dos mejores modelos mostraban una Φ y una λ constantes. En consecuencia, se volvió a testar el efecto del tiempo en la probabilidad de captura p y se vio que éste era el mejor modelo que se ajustaba a los datos con un $\Delta AICc \leq 2$. Finalmente, el modelo mejor adaptado fue; ($\Phi, \lambda, \pi_T, \rho_T$). Modelo que aportó como resultados una tasa de supervivencia Φ de: 0,920 (SE: 0,012, IC 95%: 0,895-0,944) y una tasa de crecimiento λ de: 1,076 (SE: 0,021, IC 95%: 1,035-1,117).

Estima de la población

El factor de corrección \hat{c} se calculó para cada año porque la proporción de individuos marcados varió entre los años (Tabla 2). El porcentaje más bajo se encontró dentro del año 2005 con un 85% de individuos marcados en la población y el más alto en el año 2007 con un 95%.

Usando dicho factor de corrección presentado en la Tabla 2, todas las estimas del tamaño de la población total están consideradas dentro del intervalo de confianza 95%, excepto el año 2002 cuyas estimas están por debajo de las de todos los otros años (Figura 10). Entre estos años no se observa una variación interanual significativa, siendo el número medio estimado del total de delfines mulares en el Estrecho de Gibraltar de 259 entre los años 2003 y 2007.

Tabla 2: Estimaciones de la población marcada (\hat{N}) para cada año utilizando el modelo de diseño robusto cerrado con heterogeneidad, coeficiente de variación (CV) y 95% intervalo de confianza (95% IC). Las estimaciones del porcentaje de los individuos marcados por año es la inversa del factor de corrección (\hat{c}). El número de avistamientos por año y el número de sesiones que se usaron para el diseño robusto están indicados.

Año	Estima población marcada	95% CI	Error estándar	CV	% individuos marcados	Número avistamientos	Número sesiones secundarias
2002	187	155-237	20,40	0,11	93	19	4
2003	201	157-268	27,73	0,14	90	10	3
2004	220	191-261	17,66	0,08	89	16	5
2005	229	209-258	12,18	0,05	85	16	4
2006	252	238-278	10,07	0,04	91	22	5
2007	268	238-312	18,67	0,07	95	16	3

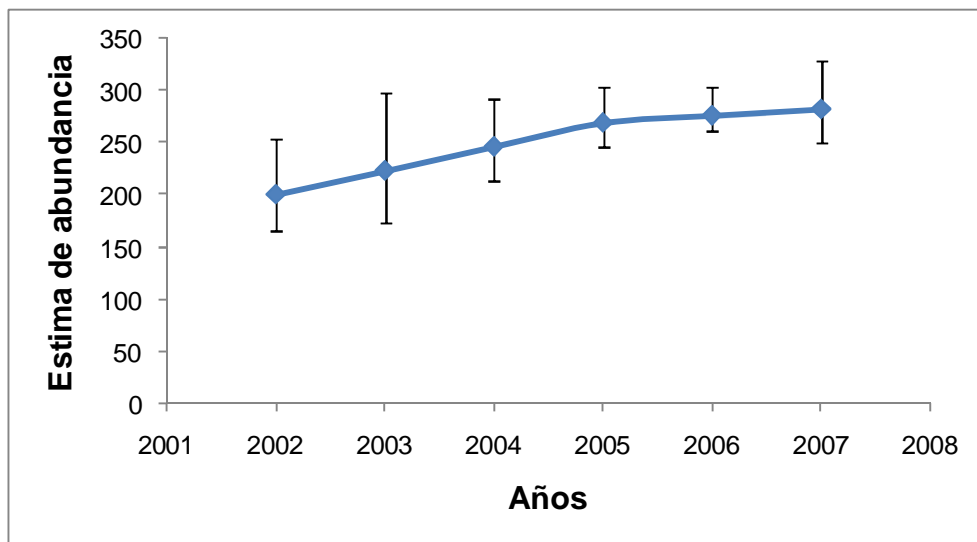


Figura 10. Estimaciones de abundancia de la población total (\hat{N}) con un 95% de IC.

DISCUSIÓN

Un total de 231 delfines mulares, representando un 71% de los animales recapturados, lo fueron en dos o más años diferentes durante los meses de primavera-verano en la parte central del Estrecho de Gibraltar (Figura 6). En los últimos años de estudio (2006 y 2007) se necesitó un número medio de 100 fotografías para identificar a un nuevo individuo (Figura 9). Ambos datos sugirieron que se estaba identificando los mismos individuos año tras año, con lo cual se pudo predecir que la población del delfín mular en el Estrecho de Gibraltar era una población residente en los meses de abril–septiembre. La residencia del delfín mular ya ha sido observada en el Estrecho por Pérez (2006) y por otros autores en diferentes partes del mundo. En Moray Firth, Escocia, se estimó una población de 130 delfines mulares (Wilson 1995), los cuales residían todo el año en la misma área, y la utilizaban para alimentarse y reproducirse. Estimaciones parecidas se obtuvieron en el estuario de Shanon, Irlanda, por Ingram (2000), con un total de 113 individuos. La residencia de delfines mulares estudiada mediante foto-identificación también se demostró en aguas de estuario en Carolina del sur (Gubbins 2002). Se compararon individuos capturados y catalogados en el Estrecho de Gibraltar con individuos capturados y catalogados de poblaciones de delfines mulares que residen en aguas contiguas como son el Golfo de Cádiz y el Mar de Alborán (CIRCE, datos no publicados). No se obtuvo ninguna recaptura. Por tanto, se puede deducir que no parece que existió mezcla entre individuos foto-identificados entre estas poblaciones, lo que viene también confirmado por estudios genéticos de las mismas zonas (Natoli *et al.* 2008).

Se requirió un número de suposiciones para la realización del diseño robusto. Dada la esperanza de vida larga y la tasa reproductiva de los delfines mulares, en primer lugar, se asumió que la población era cerrada (es decir, sin muerte, nacimiento, emigración, e inmigración) dentro de las sesiones primarias. Además, se puede observar en las curvas de descubrimiento que llegamos a identificar a casi todos los individuos con un esfuerzo adecuado,

como es el caso del año 2006, donde no se identificaban a más individuos aunque siguiéramos reconociendo los mismos individuos (ver figura 7). De Stephanis *et al.* (2008) (figura 1 y 2) demostró que la distribución del delfín mular está restringida al canal principal del estrecho. Por lo tanto, su distribución geográfica se cierra probablemente también. En segundo lugar, asumimos que se fotografiaron a todos los individuos en cada avistamiento independientemente de su nivel de marcaje. Se realizó también un esfuerzo para asegurarse de que todos los individuos han sido fotografiados de forma que al menos haya una buena imagen de cada individuo. Las muescas no se perdieron a lo largo del periodo de estudio, puesto que había individuos con las mismas muescas desde el primer año que se capturaron hasta el último año de recaptura. Además, las muescas de las aletas dorsales pueden evolucionar, por ejemplo, cuando aparecen nuevas muescas alrededor de una muesca antigua. Sin embargo, en el caso de los individuos con muescas pequeñas se usaron también las cicatrices. Varias de ellas permanecieron durante el periodo de estudio, otras fueron temporales y por tanto, fue necesario el estudio de la particularidad de cada silueta de la aleta dorsal, nuevas cicatrices e incluso fijarse en los patrones de pigmentación para continuar con la identificación del individuo.

El valor de la tasa estimada de crecimiento poblacional anual de los individuos marcados ($\lambda = 1,076$; SE: 0,021, IC 95%: 1,035-1,117) sugirió que la población de delfín mular crecía sobre el área de estudio. Esta estimación de tasa de crecimiento es alta para cetáceos (Reilly y Barlow 1986). Los valores de tasa de crecimiento rápido se explican probablemente por una combinación de alto reclutamiento en la población, posiblemente una cierta inmigración entre los años, y un aumento en el esfuerzo fotográfico a lo largo de los años. El aumento del esfuerzo fotográfico ha tenido dos consecuencias. Primero, el aumento del número de fotografías nos ha permitido tener más individuos capturados en los últimos años del periodo de estudio. Segundo, el aumento de la calidad de foto nos permitió identificar a individuos con muescas muy pequeñas que eran probablemente presentes ya en la población pero no se identificaron. Estos dos factores hacen que se aumente de manera artificial el reclutamiento en la población. El análisis de sólo los individuos con muescas

grandes debería reducir este sesgo en la estima de la tasa de crecimiento poblacional.

El mejor modelo teniendo en cuenta una tasa de supervivencia (Φ) que no varía a lo largo de los años y una probabilidad de captura (p) en función del tiempo nos da una estimación de tasa de supervivencia de los individuos marcados de 0,920 (SE: 0,012, IC 95%: 0,895-0,944). Esta tasa de supervivencia está por debajo de la encontrada para la población residente de delfines mulares de Sarasota (Florida), la cual tiene una tasa anual de supervivencia media de 0,961 para los individuos adultos entre 1980 y 1987 (Wells y Scott 1990). Sin embargo, es una tasa de supervivencia más alta que la obtenida por Pérez (2006) de tan sólo 0,871 para delfines mulares del Estrecho de Gibraltar. Las estimas que se obtuvieron en nuestro estudio estuvieron muy probablemente subestimadas debido a que sólo disponíamos de un corto período de estudio (6 años), muy pequeño comparado con los 25 años de media que puede vivir un delfín mular (Wells y Scott 1990). Otra posible explicación podría ser que en los datos utilizados se ha tenido en cuenta no sólo a la población adulta sino también a crías y juveniles. Al contrario de otras especies o poblaciones, las crías y los juveniles de delfines mulares del estrecho obtienen marcas que permiten su identificación en las primeras etapas de su vida, es por ello que se puede encontrar más del 90% de los individuos marcados en esta población. Estudios realizados por Wells y Scott (1990) demostraron una tasa de supervivencia anual más baja para crías, de 0,813 (IC 95%: 0,682-0,945) que para adultos (visto más arriba). Esto puede llevar a pensar que si se tiene en cuenta a todos los individuos marcados e identificados, independientemente de su edad, las estimas de la tasa de supervivencia anual serán, por tanto, más bajas. Aún así, no hubo disponibilidad de datos sobre la clase de edad de los delfines mulares del Estrecho de Gibraltar, para poder obtener una tasa de supervivencia más robusta.

Según lo observado por Chao *et al.* (1992), cuando las estimas del tamaño de la población se hacen mediante un modelo con heterogeneidad son más altas que cuando se hacen con un modelo sin heterogeneidad, indica que la heterogeneidad en las probabilidades de captura está presente dentro de los

datos. Éste era el caso para todos los años; por lo tanto, el diseño robusto cerrado con heterogeneidad de Pradel (1996) se utilizó para estimar el tamaño de la población para cada año.

El incremento en las estimas del tamaño de población entre años pudo ser debido a un incremento en el esfuerzo en la foto-identificación y un incremento en la calidad de la foto-identificación a lo largo del período de estudio (figura 5). Además, los individuos con muescas muy pequeñas que previamente no se anotaron como individuos identificados en el catálogo, porque la metodología no permitía su identificación, fueron identificados fácilmente años después. La experiencia por parte del fotógrafo e identificador en el conocimiento de los delfines mulares del estrecho también pudo haber contribuido a un número creciente de delfines foto-identificados. Finalmente, los resultados obtenidos en este trabajo para la estima de la población de delfín mular en el Estrecho de Gibraltar, de 259 individuos, no varió con los resultados obtenidos con menor número de imágenes de aletas identificadas años anteriores, con un valor de 254 individuos (Pérez 2007).

CONCLUSIÓN

Se estimó que la población residente del delfín mular en el Estrecho de Gibraltar, contaba con 256 individuos en los años 2003-2007. Se encontraron una tasa de supervivencia estimada de 0,920 y una tasa de crecimiento poblacional de 1,076.

Para obtener resultados aceptables, es necesario realizar un elevado esfuerzo de trabajo, bien aumentando los días de esfuerzo fotográfico o bien, el número de imágenes de aletas analizadas.

Este estudio es un paso más para entender el estado en el que se encuentra la población de delfín mular en el Estrecho de Gibraltar. Estos datos servirán en un futuro para evaluar la tendencia de la población a lo largo del tiempo y, permitirán actuar en consecuencia con una buena gestión para la conservación de la especie.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo, como tantos y tantos otros, es el producto del ingenio científico e inagotable creatividad de quien me ha servido como maestro, Philippe Verborgh. Miembro de la comunidad CIRCE donde me han hecho sentir como en casa. No hubiera sido posible llevar a cabo este proyecto sin la colaboración de Renaud de Stephanis, Pauline Gauffier, Ruth Esteban, Noelia Seller, David Alarcón, Joan Giménez (con G), Juanma, Sergi Pérez, Gordo y Angus. Por supuesto, a mi tutor en la Universidad de Barcelona, Àlex Aguilar, quién depositó en mí una gran confianza, casi sin conocerme, a la hora de recomendarme este grupo de investigación. No puedo nunca olvidar a mi familia y amigos que en todo momento me están apoyando para que siga luchando por mi sueño, la bioconservación de los cetáceos.

BIBLIOGRAFÍA

Ada Natoli, Alexei Birkun, Alex Aguilar, Alfredo Lopez and A. Rus Hoelzel, 2009. *Habitat structure and the dispersal of male and female bottlenose dolphins (Tursiops truncatus)* *Proc. R. Soc. B* 2005 272, 1217-1226.

Bejder, L., Samuel, A., H. Whitehead., N. J. Gales., Mann, J., Connor, R. C., M. H. Heithaus., Watsoncapps, J., Flaherty, C., Krützen, M. 2006. *Decline in Relative Abundance of Bottlenose dolphins Exposed to Long-Term Disturbance.* *Conservation Biology.* 20: 6.

BUCKLAND, S. T., D. R. ANDERSON, K. BURNHAM, J. L. LAAKE, D. L. BORCHERS AND L. THOMAS. 2001. *Introduction to distance sampling.* Oxford University Press, Oxford, U.K.

BURNHAM, K. P., AND D. R. ANDERSON. 1998. *Model delection and inference.* Springer- Verlag, Berlin, Germany.

CHAO, A., S. M. LEE AND S. L. JENG. 1992. *Estimating population size for capture-recapture data when capture probabilities vary by time and individual animal.* *Biometrics* 48:201–216.

DE STEPHANIS, R., P.VERBORGH, N. PEREZGIMENO, A. SANCHEZ CABANES, S. P´EREZ JORGE, R. ESTEBAN PAVO, N. SELLER, E. URQUIOLA AND C. GUINET. 2005. *Impactos producidos por el tráfico marítimo en las poblaciones de cetáceos en el estrecho de Gibraltar. Situación actual y previsiones de futuro.* Dirección General para la Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente (unpublished). 140 pp. Available from CIRCE, C/ Cabeza de Manzaneda 3, Algeciras-Pelayo, 11390 Cadiz, Spain.

DE STEPHANIS, R., T. CORNULIER, P. VERBORGH, J. SALAZAR SIERRA, N. PÉREZ GIMENO AND C. GUINET. (2008) *Summer spatial distribution of cetaceans in the Strait of Gibraltar in relation to the oceanographic context.* *Marine Ecology Progress Series* 353:275–288.

Fernández-Casado, M., De Stephanis, R. and Pérez Gimeno, N. (2000). *Cetacean populations in the Strait of Gibraltar: a first approach.* Poster at the ECS Congress in Cork, Ireland 2000.

FOSSI, M.C., HOLCER, D., MALTESE S., FORTUNA C., WIEMANN, A., CANESE, S., RENAUD DE STEPHANIS, MACKELWORTH P, MARSILI, L. 2009. *Preliminay results of organochlorines levels and biomarker responses in skin biopsies of the common bottlenose dolphins.* SC/61/E18.

Gubbins, C. 2002. *Use of home ranges by resident bottlenose dolphins (Tursiops truncatus) in a South Carolina Estuary.* Journal of Mammalogy, 83 (1): 178-187.

HAMMOND, P. S. (1986) *Estimating the size of naturally marked whale populations using capture-recapture techniques.* Report of the International Whaling Commission (Special Issue 8):253–282.

Ingram. S. 2000. *The Ecology and Conservation of Bottlenose Dolphins in the Shannon Estuary, Ireland.* PhD Thesis, University College Cork. 170 pp.

KENDALL, W. L., K. H. POLLOCK AND C. BROWNIE. 1995. *A likelihood-based approach to capture–recapture estimation of demographic parameters under the robust design.* Biometrics 51:293–308.

Pérez Jorge, S. (2007) *Estudio de abundancia absoluta y residencia del delfín mular (Tursiops truncatus) en el Estrecho de Gibraltar.* Diploma de Estudios Avanzados. Universidad de Cádiz.

PLEDGER, S. 2000. *Unified maximum likelihood estimates for closed capture–recapture models using mixtures.* Biometrics 56:434–442.

PRADEL, R. 1996. *Utilization of capture–mark–recapture for the study of recruitment and population growth rate.* Biometrics 52:703–709.

Reeves R., Notarbartolo di Sciara G. (compilers and editors). 2006 *The status and distribution of cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea.* IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, Málaga, Spain. 137pp.

REILLY, S. B., AND J. BARLOW. 1986. *Rates of increase in dolphin population size.* Fisheries Bulletin 84:527–533.

Roussel E, 1999 *Les cétacés dans la partie orientale du Déroit de Gibraltar au printemps: Indications d'écologie.* M.Sc. thesis. Ecole Pratique des Hautes Etudes, Montpellier, France, 72 pp.

SUGIURA, N. 1978. Further analysis of the data by Akaike's information criterion and the finite corrections. Communications in Statistics, Theory and Methods A7:13–26.

Verborgh, P., de Stephanis, R., Pérez, S., Jaget, Y., Barbraud C., Guinet, C. 2008. *Survival rate, abundance and residency of long-finned pilot whales in the Strait of Gibraltar.* Marine Mammal Science.

Wells, R. S., Scoot, M. D. and Irvine, A. F. 1990. The social structure of free ranging bottlenose dolphins. In: Current mammalogy, vol. 1 (Genoways, H. ed). New Cork: Plenum Press; 247-305.

WHITE, G. C., AND K. P. BURNHAM. 1999. Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46:120–138. Available at www.cnr.colostate.edu/~gwhite/mark/.

WILLIAMS, B. K., J. D. NICHOLS AND M. J. CONROY. (2002) *Analysis and management of animal populations*. Academic Press, San Diego, CA.

Wilson, B. 1995. *The Ecology of Bottlenose Dolphins in the Moray Firth, Scotland: A Population at the Northern Extreme of the Species Range*. PhD Thesis, University of Aberdeen, 201 pp.

Wilson, B., Hammond, P.S., and Thompson, P.M. 1999. *Estimating size and assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population*. *Ecological Applications* 9: 288–300.