

Seguimiento de la Reproducción de la Pardela Cenicienta (Calonectris diomedea) en las Islas Chafarinas. Año 2007.

Informe realizado por:

Jose Manuel Igual (IMEDEA, CSIC-UIB)

Daniel Oro (IMEDEA, CSIC-UIB)

M.G.Forero (EBD-CSIC)

Para el R.N.C. de las Islas Chafarinas (O.A.P.N.)

INTRODUCCIÓN

Continuando con el trabajo que se lleva realizando desde el año 1999 en el RNC, el Grupo de Ecología de Poblaciones del IMEDEA ha repetido durante el 2007, el protocolo básico de seguimiento de la reproducción de la Pardela Cenicienta (*Calonectris diomedea*) en las islas Chafarinas (Igual *et al* 2006), con el fin de añadir dicha información a la recogida en otras poblaciones del Mediterráneo (ej, Pantaleu, Columbretes, etc). Dado que se trata de una especie de larga vida, los objetivos del trabajo, tanto a nivel local como en el ámbito geográfico del Mediterráneo, requieren un largo plazo de estudio y van dirigidos a estimar parámetros demográficos, tales como el tamaño de la población, sus tendencias, el éxito reproductor, la supervivencia y el reclutamiento. En el presente informe se resumen los resultados correspondientes del año 2007, comparándolos con años anteriores.

OBJETIVOS

Algunos de estos objetivos se enmarcan en una colaboración con el IMEDEA (CSIC-UIB) y la EBD (CSIC) y están respaldados por proyectos financiados por los investigadores participantes de este instituto. En la presente memoria se resumen todos los resultados de las investigaciones realizadas hasta 2006.

1. Prospección de la isla y marcaje de los nuevos nidos encontrados. Estima de la evolución de la población nidificante.
2. Estima del éxito reproductor de la colonia.
3. Anillamiento y control de adultos para estimar tasas de supervivencia adultas. Analisis preliminares. Anillamiento de pollos para contribuir a estudios demográficos a largo plazo (reclutamiento). Valoración de la supervivencia local en la colonia de Chafarinas.

METODOLOGÍA Y RESULTADOS

1. Localización de parejas reproductoras y tendencias poblacionales.

1.1. Metodología.

Uno de los problemas que existen para valorar las tendencias poblacionales de Chafarinas es que solo conocemos una parte de los nidos, ya que gran parte de ellos son inaccesibles o indetectables. Dada la imposibilidad de conocer el total de la población reproductora, solamente se puede estimar un descenso o aumento de la población a partir de las huras prospectadas (vacías u ocupadas) y su porcentaje de ocupación. Para ello se viene realizando un esfuerzo de prospección más o menos constante cada año, asumiendo que la especie tiene tasas de fidelidad al nido muy elevadas (Ristow et al. 1980, Thibault 1994).

Los trabajos de prospección se llevaron a cabo del 27/6- 6/7 de 2007, en la época en que todos los adultos reproductores están incubando. Dicha prospección se realiza en los núcleos accesibles. La búsqueda se hace partiendo de la base de las huras marcadas en años anteriores y revisando todas las oquedades susceptibles de estar ocupadas, anotandose sólo aquellas huras en las que se tiene certeza que el adulto está incubando y descartando aquellas en las que se tiene duda. Aunque el número de nidos controlados sube cada año, ya que se encuentran nidos nuevos, hay que tener en cuenta también los

que se abandonan respecto al año anterior. Si tenemos en cuenta la variación de la tasa de ocupación (nidos ocupados/nidos prospectados) desde 2001 podemos tener una idea de la tendencia poblacional.

1.2. Resultados

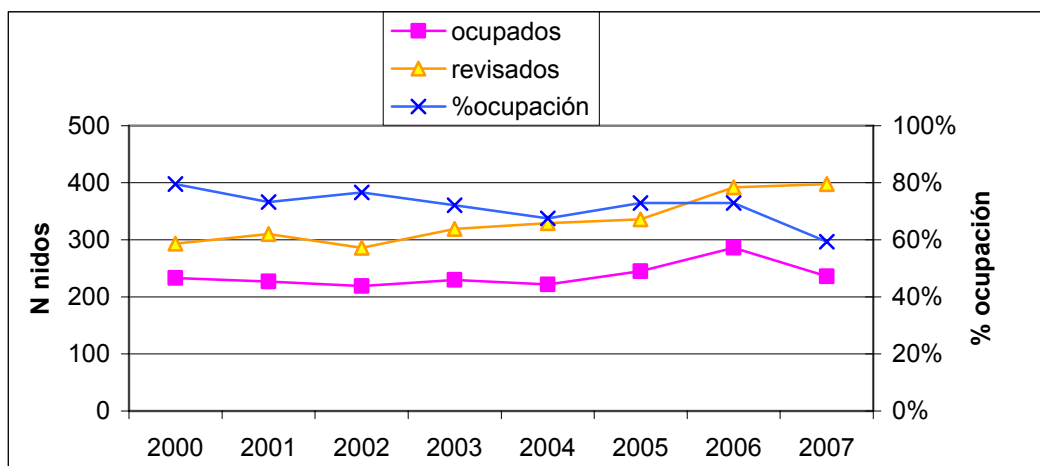
El número de huras ocupadas y revisadas detectadas durante el mes de junio en la serie de años de estudio se expone en la siguiente tabla.

Tabla 1.

| año | ocupados | revisados | %ocupación |
|------|----------|-----------|------------|
| 2000 | 233 | 293 | 80% |
| 2001 | 227 | 310 | 73% |
| 2002 | 219 | 286 | 77% |
| 2003 | 230 | 319 | 72% |
| 2004 | 222 | 329 | 67% |
| 2005 | 245 | 336 | 73% |
| 2006 | 286 | 392 | 73% |
| 2007 | 236 | 398 | 59% |

Podemos ver que tanto el número de nidos ocupados como la tasa de ocupación han caído significativamente respecto al año anterior. En realidad, este descenso empieza a ser evidente al aumentar el número de años de la serie temporal, desde un 80% en 2000 a un 59% en 2007 (es decir, se han abandonado más nidos que los que hemos encontrado nuevos en la serie de 8 años).

Fig 1. N ocupados, N revisados y tasa de ocupación.



En realidad, teniendo en cuenta el escenario más “pesimista”, la población habría descendido, con altibajos, un 27% desde el año 2000 (tasa de crecimiento entre 2000-2007= tasa de ocupación 2000/ tasa de ocupación 2007=0,59/0,80=0,73). El descenso de la tasa de ocupación parece corroborar las tendencias regresivas de la especie en el Mediterráneo. La magnitud de este descenso hay que tomarlo no obstante con cautela, ya que depende del esfuerzo de prospección. Este esfuerzo asumimos que es constante cada año, pero puede tener sesgos que determinen el número de nidos nuevos ocupados que se encuentran (durante el 2007 se han encontrado menos nidos nuevos que otros años) Por otro lado, el descenso de la tasa de ocupación es importante sobre todo en el último año, por lo que puede también ser debido a un año puntualmente mayor en porcentaje de “skipping” o año sabático de cría. Se recomienda por tanto continuar con el mismo protocolo de búsqueda y detección de parejas reproductoras, ya que en una serie algo más larga de años pueden darnos mejor información sobre las tendencias de la población de Chafarinas.

Por otra parte, se sigue confirmando la cría de la especie en la isla de Rey. Durante una prospección realizada en el mes de septiembre se han detectado 5 nidos, de los cuales 4 estaban ocupados con pollo volantón. No se han detectado nidos nuevos con respecto al año anterior. La población de la isla, puede constar de algunas parejas más (estimado a partir de las escuchas nocturnas), pero dada la imposibilidad de prospectar en Junio la isla mientras nidifica la Gaviota de Audouin, se recomienda intentar estimar esta población continuando cada año con la prospección de nidos con pollo durante el mes de septiembre.

2. Éxito reproductor.

2.1. Metodología.

Los protocolos de seguimiento son los mismos que vienen realizando desde 1999. Se realizó una revisión 27-6 al 6-7 (cuando la mayor parte de los individuos reproductores ha realizado ya la puesta) de todos los nidos conocidos en dos núcleos de la colonia (el Pedregal y Superficie/Playa Larga). En dicha revisión se marcaron todas las huras conocidas (y las nuevas descubiertas) y se ha verificado la presencia de adulto incubando. Todas estas huras se volvieron a revisar entre finales de septiembre y

principios de octubre (con pollos de alrededor de 80 días) para constatar la presencia del pollo o el fracaso reproductor. Se comparan los datos de ocho años de seguimiento. En el Anexo I, al final del informe, se expone una tabla con el historial de los nidos controlados desde 1999.

2.2. Resultados.

El éxito reproductor (Tabla 2) fue significativamente menor (χ^2 test, 1 d.f, $P < 0.001$) antes del inicio de las campañas de desratización (1997-1999) que después (2000-2007). En 2006 y 2007 el éxito reproductor de la colonia ha disminuido un poco, pero puede considerarse un éxito reproductor bueno, teniendo en cuenta los éxitos en otras colonias españolas del Mediterráneo (Thibault 1995, Sanchez y Castilla 1997) (Tabla 3).

Tabla 2. Éxito reproductor de la colonia según años.

| Año | Nidos | Éxito | % |
|------|-------|-------|----|
| 1997 | 100 | 44 | 44 |
| 1999 | 180 | 49 | 27 |
| 2000 | 225 | 158 | 70 |
| 2001 | 210 | 107 | 51 |
| 2002 | 220 | 156 | 71 |
| 2003 | 208 | 148 | 71 |
| 2004 | 222 | 157 | 71 |
| 2005 | 245 | 190 | 78 |
| 2006 | 278 | 176 | 66 |
| 2007 | 236 | 149 | 63 |

Tabla 3. Datos de éxito reproductor (medias anuales) en colonias con campañas de desratización o libres de ratas.

| COLONIA | N | Éxito rep. |
|---|---------------|------------|
| Salvajes | 190 (1 año) | 59% |
| Marsella | 221 (4 años) | 88% |
| Córcega | 294 (3 años) | 71% |
| Malta | 46 (4 años) | 72% |
| Pantaleu (Mallorca) | 1050 (7 años) | 67% |
| Columbretes | 269 (5 años) | 85% |
| Chafarinas (antes campañas desratización) | 280 (2 años) | 34% |
| Chafarinas (después de desratización) | 1844 (8 años) | 67% |

3. Exito reproductor según sub-colonias.

3.1. Metodología.

Se ha estimado el éxito reproductor (% de nidos con éxito con respecto a nidos que intentaron la cría) de ambas subcolonias: Pedregal y Superficie/Playa Larga entre los años 1999 y 2007 (Igual *et al* 2006).

3.2. Resultados.

Las diferencias de éxito reproductor entre las dos subcolonias se han venido dando, en mayor o menor medida, en todos los años de estudio (Tabla 4), pero a partir de 2005, año del mayor esfuerzo de desratización en Superficie, dichas diferencias son pequeñas. Los resultados del seguimiento por nido se exponen en el Anexo 1.

Tabla 4. Comparaciones del éxito reproductor según subcolonias.

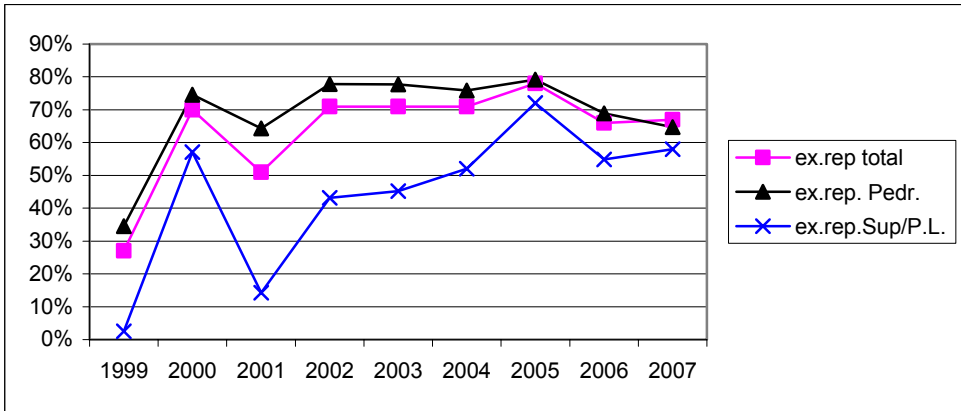
| Year | nucleo | % br. Succ. | N | chi-sq | P |
|------|------------|-------------|-----|--------|--------|
| 1999 | Superf/PL. | 2,4 | 41 | 16,2 | <0.001 |
| | Pedregal | 34,5 | 139 | | |
| 2000 | Superf/PL. | 5,7 | 46 | 18,3 | <0.001 |
| | Pedregal | 74,6 | 169 | | |
| 2001 | Superf/PL. | 14,3 | 56 | 20,9 | <0.001 |
| | Pedregal | 64,3 | 154 | | |
| 2002 | Superf/PL. | 43,2 | 44 | 14,5 | <0.001 |
| | Pedregal | 77,8 | 176 | | |
| 2003 | Superf/PL. | 45,2 | 42 | 13,7 | <0.001 |
| | Pedregal | 77,7 | 166 | | |
| 2004 | Superf/PL. | 52,1 | 48 | 12,6 | <0.001 |
| | Pedregal | 75,9 | 174 | | |
| 2005 | Superf/PL. | 71,7 | 53 | 1,33 | N.S. |
| | Pedregal | 79,2 | 192 | | |
| 2006 | Superf/PL. | 54,8 | 62 | 3,79 | =0.05 |
| | Pedregal | 68,9 | 206 | | |
| 2007 | Super/PL. | 57,7 | 52 | 2,06 | N.S. |
| | Pedregal | 66,7 | 184 | | |

Hasta 2005, siempre hemos encontrado diferencias significativas en el éxito reproductor entre subcolonias, diferencias debidas a las diferentes tasas de depredación por rata (Iguar *et al* 2006). Los éxitos reproductores de ambas colonias son bastante sincrónicos (están correlacionados) y es la probabilidad distinta de depredación (mayor en Superficie y menor en el Pedregal) la que explica las diferencias entre ambas subcolonias hasta 2005 (Iguar *et al.* 2006).

Al aumentar el esfuerzo de desratización en 2005, en este caso por el mantenimiento de las estaciones y pulsos a lo largo de toda la temporada 2004-2005, el éxito reproductor aumenta sobre todo en Superficie/ Playa larga, que alcanza niveles similares a los del Pedregal, algo que nunca había ocurrido. Por tanto, un indicador de la presencia de rata es la diferencia de éxito reproductor entre ambas subcolonias (fig 4).

Es probable que a partir de este año se haya erradicado la rata (o esté en densidades mínimas en la isla de Congreso), ya que entre 2005-2007, las diferencias en éxito reproductor son pequeñas entre ambos núcleos. El descenso de productividad en los dos últimos años se produce de manera similar en Pedregal y Superficie y puede deberse a otros factores ajenos a la depredación por rata (mortalidad en el mar, deserción por escasez de alimento, etc).

Fig. 4. Éxito reproductor según subcolonias.



E1

4. Anillamiento/Recaptura.

4.1. Metodología

Durante 2007, y repitiendo el protocolo de años anteriores, se vienen revisando una serie de nidos testigo en los cuales se extraen los dos adultos. Se leen las anillas de los adultos que han retornado o se anillan los nuevos adultos en los tarsos con anillas metálicas siguiendo los métodos establecidos por el Centro de Migración de Aves. Durante el anillamiento se han tomado medidas que permiten sexar los adultos (el macho es un 10% mayor que la hembra por término medio).

Dada la alta fidelidad al nido de esta especie (Ristow *et al.* 1990, Wharham 1990, Thibault 1994), el seguimiento año tras año permite una alta probabilidad de recaptura (Mougin *et al.* 1998) lo que permite estimar de forma fiable la tasa de supervivencia y realizar estudio demográfico la población, así como de otros aspectos de su biología reproductora.

Por otro lado, entre el 16 y el 21 de septiembre de 2007 se han anillado (con unos 60 días de edad) todos los pollos accesibles de los núcleos estudiados.

4.2. Resultados.

Se han capturado en 2007, 167 individuos reproductores (129 recapturas de individuos anillados en años anteriores y 38 individuos nuevos), pertenecientes a 87 nidos (80 parejas completas y 7 individuos) y 115 pollos. Incluyendo 2007, desde 2000 se han controlado 372 adultos pertenecientes a 120 nidos testigo. Los anillamientos y recuperaciones realizadas figuran en el Anexo 2 y 3.

5. Análisis de supervivencia adulta.

5.1. Metodología

Los análisis se han realizado sobre las matrices de captura un año y recaptura al siguiente (ver anexo 2) de todos los individuos reproductores utilizando programas informáticos diseñados específicamente que tratan de encontrar el modelo que más se ajusta a los datos reales. Se parte comenzando con el modelo de Cormack-Jolly-Seber (CSJ, Lebreton *et al.* 1992) donde ϕ (phi) es la supervivencia local, en la que se tiene en cuenta tanto la mortalidad como la emigración-dispersión ($\phi = 1 - (\text{mortalidad} + \text{emigración})$) y p la probabilidad de recaptura (que significa la probabilidad de que un año encontremos un individuo marcado que está presente en la colonia). Este modelo da parámetros específicos de tiempo para cada colonia y puede ser considerado el modelo general de partida (Lebreton *et al.* 1992). Primero se ha calculado el ajuste al modelo general usando el programa U-Care (Choquet *et al.* 2000). El programa señala posibles violaciones de asunciones inherentes al modelo de CSJ (Burnham *et al.* 1987, Pradel *et al.* 1997), para realizar los ajustes convenientes por presencia de “transients” (individuos que se marcan una vez y no se vuelven a recapturar nunca más) o de “trap dependence” (individuos cuya probabilidad de recaptura es distinta a la de los demás, ya que se parte de que todos los individuos deben tener la misma probabilidad de recaptura). A continuación con el programa MARK (White and Burnham 1999) se han probado diferentes modelos de supervivencia (ϕ) dependiendo de si varía o no con el tiempo o de si la probabilidad de recaptura (p) varía o no con el tiempo. Se ha escogido finalmente el modelo que tiene el criterio de información de AICc menor (Lebreton *et al.* 1992), un parámetro que tiene en cuenta

tanto el número de parámetros como la *deviance*. En nuestro caso se han testado 18 modelos.

5.2. Resultados

Los test de bondad de ajuste (GOF tests) han arrojado desviaciones significativas del modelo de CJS $\{\phi_t, p_t\}$ tanto en la supervivencia (con efecto transient, TEST3.SR, N(0,1) statistic for transient, $p < 0.0001$) como en la recaptura (con efecto *trap-happiness* TEST2.CT N(0,1), signed statistic for trap-dependence, $p < 0.0001$) para los datos de las dos sub-colonias agrupados. El test global es altamente significativo: $\chi^2 = 335.5$, $df = 48$, $p < 0.00001$. Para hacer frente a estos dos efectos combinados, hemos primero eliminado las historias que contenían 2 o más no-capturas entre dos recapturas. Esto nos ha permitido reducir el efecto de la *trap-dependence* (TEST2.CT N(0,1) N(0,1) signed statistic for trap-dependence = -1.9243, $p = 0.05$). El test global sigue por supuesto siendo significativo $\chi^2 = 112.3$, $df = 36$, $p < 0.00001$), pero si corregimos por el efecto transient el test da $\chi^2 = 53.3$, $df = 24$, con un c-hat de 2,22 con el que podemos empezar a trabajar con un modelo *umbrella* $\{\phi_{2a*g*b}, p_{t*g}\}$, siendo g la sub-colonia.

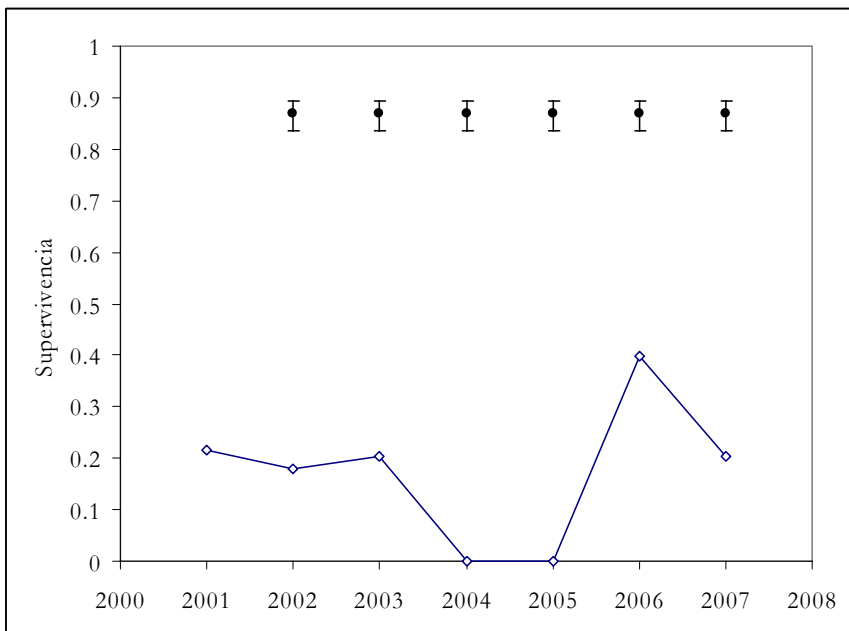
En la Tabla 5 se muestran los diferentes modelos testados, dependiendo de si los valores de ϕ (phi, supervivencia) y de p (probabilidad de recaptura) variaban con el tiempo (t), la sub-colonia (g) o eran constantes. El modelo seleccionado (modelo 1) es el que ofrece un mejor compromiso entre la deviance y el número de parámetros, aunque los modelos 2 y 3 son estadísticamente equivalentes. Decidimos aceptar el modelo 1 como el mejor modelo, esto es, un modelo que nos señala que la supervivencia de los transients varía con el tiempo (**phia1-t**) y la de los residentes es constante en el tiempo y entre sub-colonias (**phia2**), mientras que las probabilidades de recaptura varían sólo con el tiempo (**pt**).

Tabla 5. Modelos testados.

| Modelo | phi | p | Par | QDev | QAICc |
|----------|-------------------------------|-----------|-----------|-----------------|------------------|
| 1 | phia1·t phia2 | pt | 15 | 3345.107 | 1550.5032 |
| 2 | phia1·t phia2·g | pt | 16 | 3344.9777 | 1552.4444 |
| 3 | phia1·t phia2 | p | 9 | 3377.9709 | 1553.4413 |
| 4 | phia1·t phi2a·t | pt | 19 | 3335.2448 | 1554.0204 |
| 5 | phia1·t phia2 | pg | 10 | 3377.5814 | 1555.2643 |
| 6 | phi2a+t | pt | 15 | 3364.4881 | 1559.3128 |
| 7 | phia1·t·g phia2 | pt | 22 | 3344.7028 | 1564.3195 |
| 8 | phi a2 | pt | 9 | 3402.7572 | 1564.7078 |
| 9 | phia1·t·g phia2·g | pt | 23 | 3344.5917 | 1566.2689 |
| 10 | phit | pt | 13 | 3389.8055 | 1566.8207 |
| 11 | 2a·g | pt | 11 | 3402.6231 | 1568.6469 |
| 12 | 2a·g·t | pt | 32 | 3334.2204 | 1579.5547 |
| 13 | phit·g pt | | 20 | 3388.8811 | 1580.4005 |
| 14 | phi pt | | 8 | 3453.607 | 1585.8214 |
| 15 | umbrela phi 2a·g·t | pg·t | 38 | 3333.1625 | 1591.0739 |
| 16 | 2a·r·g interc | pt | 13 | 3588.3195 | 1657.0543 |
| 17 | phi 2a·r·g | pt | 15 | 3588.1348 | 1660.9704 |
| 18 | phi 2a·r | pt | 11 | 4000.6426 | 1840.4739 |

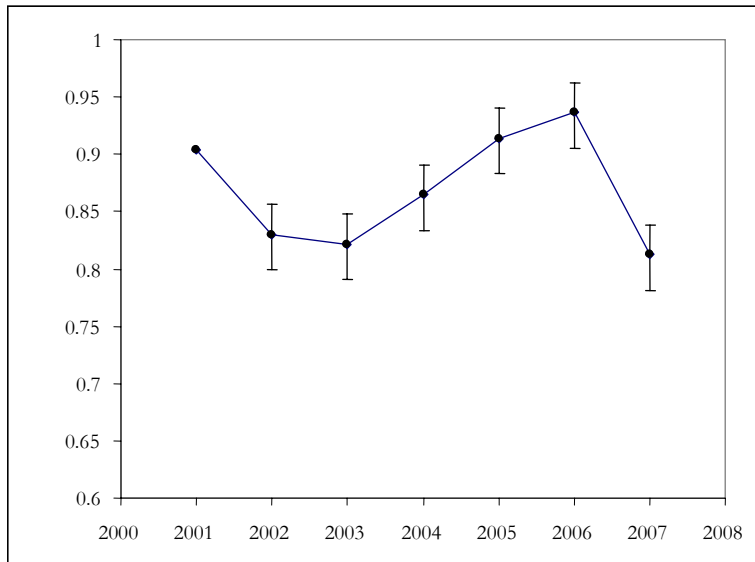
Según este modelo, la supervivencia adulta de los residentes se situaría en un valor de 0.868 (SE=0.015, IC 95%: 0,837-0,894, ver puntos negros en la figura 5), mientras que la proporción de transients (se calcula como $1-(\phi'/\phi)$) varía con el tiempo (puntos blancos, línea azul):

Figura 5.



Las probabilidades de recaptura (p) son muy altas, como se muestra en la siguiente figura, y no han bajado ningún año del 80%, lo que da una idea del esfuerzo realizado y la idoneidad del protocolo de seguimiento:

Figura 6. Probabilidad de recaptura.



La estima de supervivencia adulta anual ($\phi=0.87$) es baja para la especie. Para esta especie y otras procelarififormes similares se han descrito tasas de supervivencia anuales naturales de alrededor del 95% (Mougin *et al* 1996), valores típicos de una especie de larga vida. Una mortalidad local adulta de un 13% anual, significa que, con valores de reclutamiento normales (esperados según nuestro éxito reproductor), se estará produciendo una reducción progresiva de la población de Chafarinas. Las estimas de supervivencia son inferiores también al 90% anual, en otras colonias del Mediterráneo (Mallorca, Columbretes, Córcega), por lo que no podemos hablar de un problema local, sino para toda la especie en las colonias del Mediterráneo (Carboneras 2004). Ya hemos visto que este descenso se intuye también observando la tasa de ocupación.

Por tanto, actualmente, los mayores problemas de conservación para la especie se encuentran en fuera de las colonias de cría y superan el ámbito del RNC. Las causas directas de mortalidad son difíciles de identificar, porque se producen en el mar, pero entre ellas podrían estar la captura en palangres. Una causa conocida de mortalidad para todas estas colonias puede ser la captura de individuos en líneas de palangre (Cooper *et al* 2003). Esta mortalidad puede darse en sus zonas de alimentación que

pueden estar incluso lejos de sus zonas de cría (la Pardela Cenicienta puede desplazarse cientos de kilómetros en busca de presas). En Chafarinas hay constancia de que el palangre es un arte escasamente utilizada en la zona, en la que predomina la pesca de arrastre, las trañas y artes de pesca tradicionales de bajo impacto para las aves marinas. No obstante, la mortalidad puede darse también en las zonas de invernada, en el Atlántico, donde faenan grandes palangreros (Gonzalez-Solis *et al* 2007). Otras causas, como la contaminación por tóxicos o el descenso de la disponibilidad de alimento (pequeños peces y cefalópodos pelágicos, sus principales presas) y reducción de las tasas de descarte (en aplicación de políticas pesqueras actuales) pueden llegar a afectar la demografía de la especie. Por tanto, la conservación de la especie depende de acciones coordinadas de varios organismos a nivel nacional e internacional (ej. IBAs marinas, políticas pesqueras sostenibles, etc) tanto en el Mediterráneo occidental como en el Atlántico (zonas de invernada).

Ello no significa que haya que bajar la guardia en la gestión de la especie en las zonas de cría. Aunque intentar mitigar el efecto de la alta mortalidad, favoreciendo el éxito reproductor en sus zonas de cría (Wilcox & Donlan 2007), no parece ser suficiente (Oro *et al* 2004, Doak *et al* 2007) para mantener la población, si que puede ralentizar el descenso (en el sentido de alargar el tiempo de extinción) hasta que se encuentren medidas efectivas para solucionar el problema de la mortalidad en el mar. Por tanto, sigue siendo imprescindible mantener el éxito reproductor en niveles altos. Esto se ha conseguido hasta el momento gracias al control de ratas, medida que ha de mantener en el futuro.

CONCLUSIONES

- Las tendencias en la tasa de ocupación de nidos y en la supervivencia adulta (87%) ofrecen un panorama de descenso de la población preocupante. Aunque empezamos a tener una serie temporal lo suficientemente larga como para poder analizar con robustez los datos anuales, esta debería ser ampliada incorporando más años datos de captura- recaptura y tasa de ocupación.
- Los valores actuales de éxito reproductor son actualmente aceptables para la conservación de la especie en Congreso, siempre que se mantenga a la rata erradicada. Dichos valores son similares en todas las colonias libres de depredadores terrestres y están dentro de un rango que permitiría una

estabilidad de la población si la especie alcanzara valores de supervivencia adulta por encima del 90-95% anual (valores típicos descritos para especies próximas).

- Dado que el éxito reproductor no es bajo, ni se observa un efecto investigador sobre los nidos (contrastados también en otras colonias en las que trabaja el Grupo de Ecología de Poblaciones), sugerimos que el descenso progresivo de la población es exclusivamente debido a la baja supervivencia local por mortalidad fuera del ámbito de la colonia. Las causas de mortalidad provienen probablemente de las zonas marinas de campeo (probablemente debido a la interacción con artes de pesca, contaminantes, etc). Este es un problema que también afecta a otras colonias del Mediterráneo y que requieren de medidas coordinadas de otros organismos a nivel nacional e internacional.

Referencias

Burnham K.P, Anderson D.R., White, G.C., Brownie C., Pollock K.H. 1987. Design and Analysis Methods for Fish Survival Experiments based on Release-recapture. American Fisheries Society, Bethesda.

Carboneras, C. 2004. Pardela Cenicienta. En: A. Madroño, C. González y J. C. Atienza (eds.) Libro Rojo de las Aves de España, pp. 39-43. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife, Madrid.

Choquet R., Reboulet A.-M., Pradel R., Lebreton J.-D. 2000. U-CARE (Utilities-Capture-Recapture) User's Guide. CEFE-CNRS, Montpellier.

Cooper, J., Baccetti, N., Belda, E.J., Borg, J.J., Oro, D., Papaconstantinou, C., & Sánchez, A. 2003. Seabird mortality from longline fishing in the Mediterranean sea and Macaronesian waters: a review and a way forward. En: Mediterranean seabirds and their conservation (E. Mínguez, D. Oro, E. De Juana and A. Martínez-Abraín, Eds.). Scientia Marina 67: 57-64.

Doak *et al.* 2007. Compensatory mitigation for marine bycatch will do harm, not good. *Front Ecol Environ* 7:350-352

González-Solís, J., Croxall, J.P., Oro, D. & Ruiz, X. 2007. Long distance migration and mixing in the wintering areas in a pelagic seabird. *Front Ecol Environ* 5: 297-301.

Igual et al. 2006. Seguimiento de la biología reproductora de la Pardela Cenicienta (2000-2006) en las Islas Chafarinas. Resumen 2000-2006. Informe técnico para el RNC de las islas Chafarinas. Organismo Autónomo Parques Nacionales.

Igual, J.M et al. 2006. Rat Control and Breeding Performance in Cory's Shearwater: Effects of Poisoning Effort and Habitat Features. *Animal Conservation* 9: 59-65.

Lebreton J.-D., Burnham K.P., Clobert J., Anderson D.R. 1992. Modeling survival and testing biological hypothesis using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecological Monographs* 62: 67-118.

Mougin J.L., Jouanin C. & F. Roux 1996. Variation of some demographical parameters as a function of the breeding numbers in the Cory's Shearwater *Calonectris diomedea borealis* of Selvagem Grande. *Ringling & Migration* 17:20-27.

Mougin, J.L. 1998. Factors affecting egg dimensions and breeding success in the Cory's Shearwater (*Calonectris diomedea*) of Salvagem Grande. *J.Ornithol.* 139: 179-184.

Oro, D *et al.* 2004. Modelling demography and extinction risk in the endangered Balearic shearwater. *Biological Conservation* 116: 93-102.

Pradel R., Hines J.E., Lebreton J.-D., Nichols J.D. 1997. Capture-recapture survival models taking account of transients. *Biometrics* 53:88-99.

Ristow D., Feldmann F., Scharlau W. & M. Wink 1980. Population structure, philopatry and mortality of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea diomedea*. *Die Vogelwelt* 111:172-181.

Sánchez A. & Castilla A. 1997. La Pardela Cenicienta (*Calonectris diomedea*) en las islas Columbretes. *Biología y Conservación*. Exc.. Ajuntament de Castelló de la Plana.

Thibault, J.C. 1994. Nest-site tenacity and mate fidelity in relation to breeding success in Cory's Shearwater *Calonectris diomedea*. *Bird Study* 41, 25-28.

Thibault, J.-C.-1995. Effect of predation by the black rat *Rattus rattus* on the breeding success of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea* in Corsica. *Marine Ornithology*, 23:1-10.

Warham, J., 1990. *The Petrels. Their Ecology and Breeding Systems*. Academic Press, London.

White G.C. and Burnham K.P. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird study* 46:120-139.

Wilcox, C. & Donlan, J. Compensatory mitigation as a solution to fisheries bycatch-biodiversity conservation conflicts. *Front Ecol Environ* 6:325-331.