

PLAN DE CONSERVACION DEL PAIÑO EUROPEO EN LA REGION DE MURCIA



Murcia, diciembre de 1999

Dirección General del Medio Natural
CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE, AGRICULTURA Y
AGUA
COMUNIDAD AUTÓNOMA DE MURCIA

PLAN DE CONSERVACION DEL PAÍÑO EUROPEO EN LA REGION DE MURCIA

Contratista

Miguel Angel Sánchez Sánchez

Redacción

Gonzalo Gonzalez Barbera
Angel Guardiola Gómez
Miguel Angel Sánchez Sánchez
José Antonio Sánchez Zapata
Sergio Eguía Martínez

Murcia, Diciembre de 1999



Miguel Angel Sanchez Sanchez

ASESORIA DE ESTUDIOS CINEGETICOS Y AMBIENTALES

Ctra. de los Jerónimos, 69 - 30830 LA ÑORA (Murcia)

Teléfono 968 89 37 52

E-mail: masanchez@sinix.net

El presente documento es uno de los planes específicos de que consta el trabajo denominado "ELABORACION DE LOS PLANES DE CONSERVACION DE LA GAVIOTA DE AUDOUIN, LA PARDELA CENICIENTA, EL PAÍÑO COMUN Y EL CORMORAN MOÑUDO EN LA REGION DE MURCIA", contratado por D. Miguel Angel Sánchez Sánchez con la Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua. Siendo las prescripciones técnicas elaboradas por D. Justo García Rodríguez, Jefe de la Sección de Vida Silvestre de la Dirección General del Medio Natural. La financiación corresponde a la aplicación presupuestaria 17-07.442B.649, Proyecto nº 11.720/1.9999 "Gestión de Fauna y Flora".

INDICE.

1. INTRODUCCION.
 - 1.1. Justificación del trabajo.
 - 1.2. Fuentes utilizadas.
 - 1.3. Sinopsis de la información disponible.
2. TAXONOMIA.
3. MORFOLOGIA.
 - 3.1. Aspecto general.
 - 3.2. Plumaje.
 - 3.3. Otros caracteres identificativos.
 - 3.4. Biometría.
4. DISTRIBUCION.
 - 4.1. Area de reproducción.
 - 4.1.1. Mundial.
 - 4.1.2. Mediterránea.
 - 4.1.3. Ibérica y Balear.
 - 4.1.4. Regional.
 - 4.2. Evolución del área de reproducción.
 - 4.3. Movimientos y área de invernada.
5. COMPORTAMIENTO Y BIOLOGIA.
 - 5.1. Actividad en la colonia.
 - 5.2. Exhibiciones y sonidos.
 - 5.3. Comportamiento reproductor.
 - 5.3.1. Formación de la pareja, cortejo y cópula.
 - 5.3.2. Puesta, reproducción y eclosión.
 - 5.3.3. Desarrollo y cuidado de los pollos.
6. ALIMENTACION.
 - 6.1. Pautas de obtención de alimento.
 - 6.2. Dieta.
7. SELECCION DE HABITAT.
 - 7.1. Hábitat de reproducción.
 - 7.2. Hábitat de alimentación y áreas de campeo.
8. ESTADO SANITARIO DE LA ESPECIE.
 - 8.1. Toxicología.
 - 8.2. Epidemiología y parasitología.
9. DEMOGRAFIA.
 - 9.1. Tamaño de la población y evolución.
 - 9.1.1. Población reproductora.
 - 9.1.2. Población murciana de Paiño europeo.
 - 9.1.3. Población invernante.
 - 9.2. Parámetros reproductivos y demográficos. Factores determinantes.
 - 9.3. Factores de mortalidad.
 - 9.3.1. Predadores naturales.
 - 9.3.2. Origen antrópico.
 - 9.4. Tablas de vida y simulación de evolución demográfica. Modelo inicial.
 - 9.5. Simulaciones de evolución de la población ante diferentes escenarios.

10. ASPECTOS SOCIOECONOMICOS..

- 10.1. Caracterización legal de los terrenos usados por la especie.
- 10.2. Actividad humana, uso y aprovechamiento del hábitat de la especie.
- 10.3. Interés y grado de conocimiento social sobre la especie y su conservación.
- 10.4. Identificación y descripción de conflictos.

11. DIRECTRICES DE CONSERVACION Y GESTION.

- 11.1. Evaluación de la situación. Síntesis.
- 11.2. Plan de actuaciones.
- 11.3. Ejecución y coordinación.
- 11.4. Evaluación de costes y presupuesto. Cronograma de ejecución.

Bibliografía.

- Anexo I: Diseño de la metodología de seguimiento de las poblaciones de Paiño.
- Anexo. II: Técnicas de creación de colonias.
- Anexo III: Técnicas de control de roedores.
- Anexo IV: Cartografía.

1. INTRODUCCION

1.1. Justificación del trabajo

La Ley 7/95 de la Comunidad Autónoma de Murcia de *La Fauna Silvestre, Caza y Pesca Fluvial*, establece en su artículo 16 la creación del Catálogo de Especies Amenazadas de la Región de Murcia, en la que se incluirán "las especies, subespecies o poblaciones de fauna silvestre que requieren medidas específicas de protección". Asimismo, el Anexo I de la Ley recoge el citado Catálogo en el que el Paíño europeo (*Hydrobates pelagicus*, antes Paíño común) con la categoría de *Vulnerable*, es decir que corre el riesgo de pasar a las categorías de *en peligro de extinción* o *sensibles a la alteración del hábitat* en un futuro inmediato si los factores adversos que actúan sobre ellas no son corregidos.

El artículo 18.2 de la citada ley exige para las especies catalogadas como vulnerables la redacción de un Plan de Conservación y, en su caso, la protección del hábitat. Asimismo, el artículo 22 crea la red de Areas de Protección de la Fauna Silvestre, con la finalidad de asegurar la conservación de especies de la fauna silvestre y sus hábitats naturales. En el Anexo II de la ley incluye en esta red el conjunto denominado "Isla Grosa, Hormigas y de las Palomas", dentro del cuál se localizan las tres colonias de cría conocidas en la región de Murcia.

La inclusión de la especie en el Catálogo de Especies Amenazadas de la Región de Murcia responde a que las colonias de cría conocidas suman una población relativamente pequeña y, ante todo, muy concentrada en unos pocos puntos muy sensibles a cualquier perturbación. Por ello, en la Lista Roja de vertebrados de la Región de Murcia (Hernández y Ballesteros, 1997) se catalogó como *Vulnerable*, categoría aplicada a aquellas especies de distribución restringida, tamaño de población bajo y/o cuyas tendencias regresivas pueden hacer que pasen a la categoría *en peligro de extinción* en un futuro próximo. Por otro lado, la propia historia natural de la especie, un típico estratega de la K, con una tasa de reproducción baja y larga longevidad así como alta filopatría, la hacen muy sensible a la destrucción o perturbación de las colonias de cría, la disminución de la tasa de reproducción o al incremento de mortalidad de las aves adultas.

En el Libro Rojo de los vertebrados de España (González y Blanco, 1992) la especie se cataloga como "Rara", mientras que a nivel mundial se considera como "No amenazada". En el Real Decreto 439/90 por el que se regula el Catálogo Nacional de Especies amenazadas, está catalogado en el anexo II, por lo tanto "De Interés Especial". Está asimismo incluido en el anexo I de la Directiva 79/409/CE, referente a la Conservación de las Aves Silvestres, por lo que debe ser objeto de medidas de conservación del hábitat. En el Convenio de Berna, relativo a la Conservación de la Vida Silvestre y el Medio Natural en Europa, se incluye en el anexo II como especie "estrictamente protegida". En el Protocolo sobre las zonas especialmente protegidas y la diversidad biológica en el Mediterráneo y anexos, adoptado en Barcelona el 10 de junio de 1995 y en Montecarlo el 24 de noviembre de 1996, respectivamente, ratificado por España en el B.O.E. nº 302 de 28 de diciembre de 1999; se considera al paíño europeo como especie en peligro ó amenazada (anexo II) siendo sus colonias de cría

susceptibles de ser declaradas ZEPIM (Zonas especialmente protegidas de importancia para el Mediterráneo).

En resumen, la situación actual del Paíño europeo en el Mediterráneo, en España y en la Región de Murcia justifica la adopción de medidas de conservación de sus poblaciones, lugares de reproducción y su hábitat en general mediante la redacción del presente Plan de Conservación, que además resulta de la obligación legal introducida por la Ley 7/95.

1.2. Fuentes utilizadas

La información sobre biología y conservación del Paíño europeo es abundante pero no lo suficientemente satisfactoria. La base de datos bibliográfica sobre Procellariiformes recopilada por J. Warham (Universidad de Canterbury, Nueva Zelanda; www.zool.canterbury.ac.nz/jwbibpl.htm) recoge 1502 referencias en las que se menciona a la especie. En la Figura 1 se muestra la evolución temporal del número de referencias. Como se puede observar, el número de referencias/año muestra un incremento notable a lo largo de la segunda mitad del siglo XX, aunque hacia final de siglo (1980-1995) tiende a estabilizarse alrededor de 30-35 referencias/año.

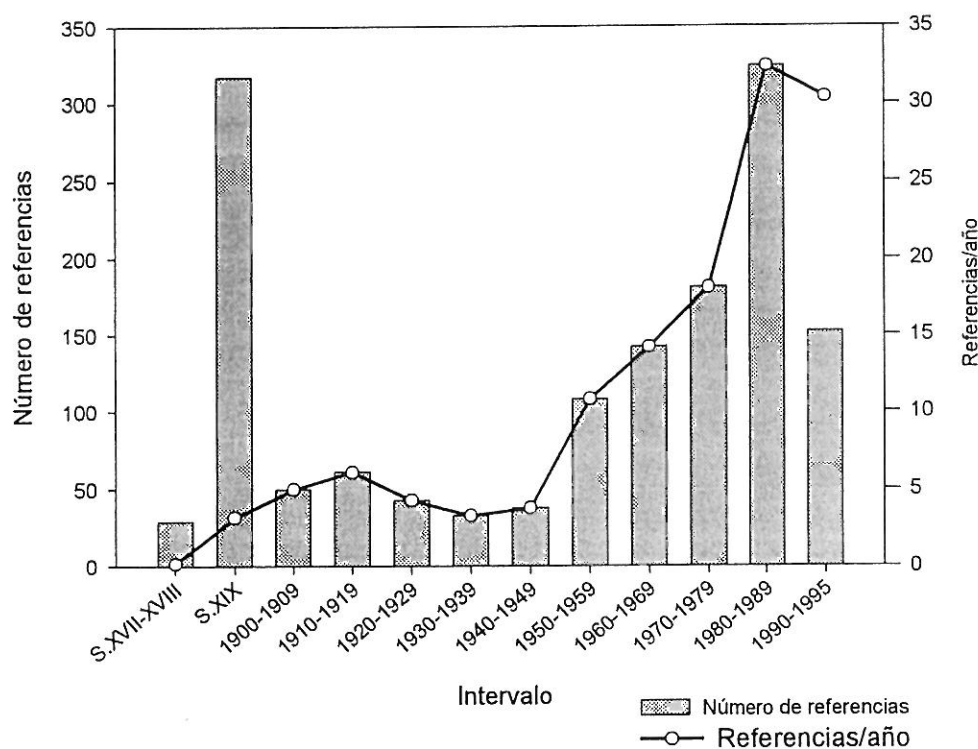


Figura 1. Evolución del número de referencias dónde aparece citado el Paíño europeo entre 1605 y 1995. Nótese que los intervalos temporales no son homogéneos. Cuando se normaliza este factor (número de referencias/año; eje de ordenadas derecho) se observa que hasta mediados del S.XX no se produce un incremento cuantitativo apreciable. Este hecho es probablemente debido al desarrollo científico general y no a una mayor intensidad relativa en el estudio de la especie.

Fuente: J. Warham (www.zool.canterbury.ac.nz/jwbibpl.htm) y elaboración propia.

A pesar de esta aparente buena cobertura de la especie, se comprueba que, tomando en cuenta tan sólo referencias en las que la única especie de Procellariiforme tratada es *Hydrobates pelagicus*, la información es notablemente más escasa (Figura 2). Esto es debido a que gran número de referencias dónde aparece citado el Paíño europeo es en un contexto multiespecífico, tal como distribución general de aves marinas. Aún más, la mayoría de las referencias dónde la única especie de Procellariiforme citada es el Paíño europeo no contiene más que información anecdótica, bien porque se trata de obras de carácter muy general, bien porque son simplemente de notas sobre presencia de la especie en un área o similares.

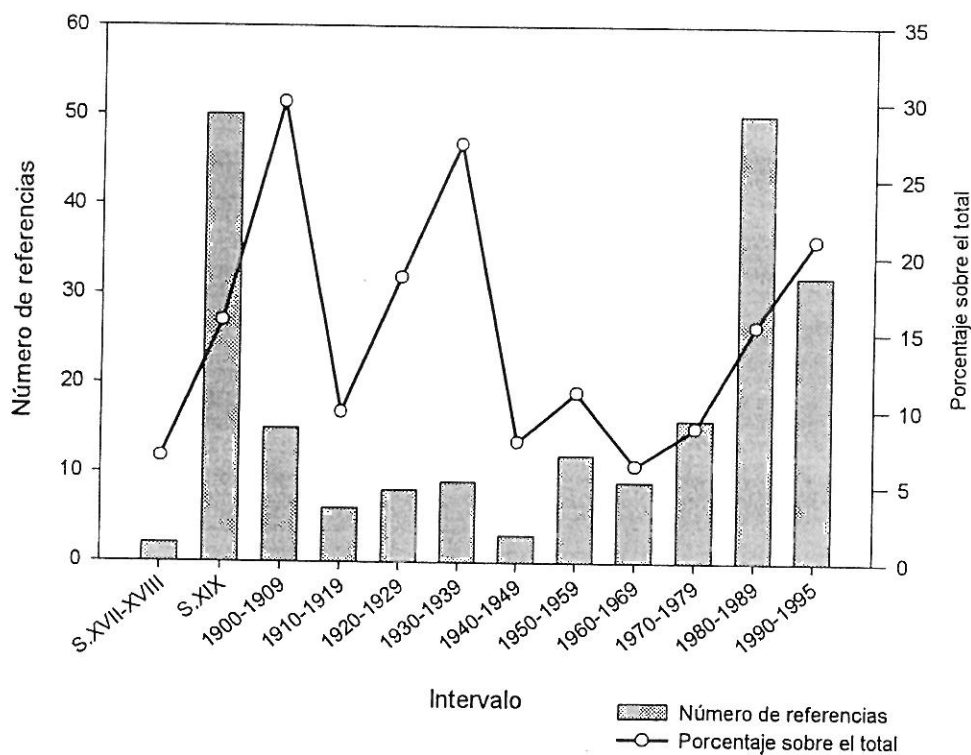


Figura 2. Evolución del número de trabajos dónde aparece citado el Paíño europeo como única especie de Procellariiforme (1605-1995) y porcentaje sobre el total de los trabajos en los que se menciona a la especie. La mayoría de las referencias anteriores a 1940 no incluyen información de detalle sobre la especie, por lo que sólo los valores de porcentaje posteriores a esas fechas deben ser tomados en consideración. De esta forma, se observa que no es hasta las últimas décadas del S.XX cuándo se produce un incremento apreciable de información específica. Nótese que los intervalos temporales no son homogéneos.

Fuente: J. Warham (www.zool.canterbury.ac.nz/jwbibpl.htm) y elaboración propia.

Por último, tomando sólo en consideración las referencias de 1950 en adelante y clasificándolas subjetivamente como significativas para el conocimiento de la biología y ecología de la especie (lo que excluye una gran cantidad de información referida casi exclusivamente a distribución, así como otra de gran interés sobre el funcionamiento de comunidades de aves marinas) sólo es posible dar cuenta de 46 referencias.

En resumen, a pesar de la gran cantidad de literatura existente sobre la especie, sólo una pequeña parte de ella es realmente relevante para la gestión de la conservación. Esta limitación es un factor muy importante a la hora de diseñar el Plan de Conservación.

Para la elaboración de esta memoria se ha revisado una parte importante de la información relevante sobre la especie, así como casi toda sobre su distribución y estatus en la península Ibérica, Canarias y el Mediterráneo que son las áreas de referencia, administrativas y naturales, importantes para la gestión de la especie en la Región de Murcia.

Asimismo, se han consultado los registros de anillamientos del grupo de anillamiento de la Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE), de la Oficina Nacional de Anillamiento, y la documentación inédita que ha sido realizada a instancias de la administración ambiental de la Comunidad Autónoma de Murcia, particularmente los Censos de Aves Marinas (Naturcaza, 1993, 1994, 1995; Sánchez y Guardiola, 1996). Por último, cabe destacar que una parte de la información específica de Murcia recogida en el Plan de Conservación procede de trabajo de campo realizado en los últimos años por los autores en colaboración con otras personas, especialmente los miembros del Grupo de Anillamiento de ANSE.

1.3. Sinopsis de la información disponible

El Paíño europeo (*Hydrobates pelagicus*) es un ave encuadrada en el orden Procellariiformes y, como tal, estrictamente pelágica, que sólo accede a tierra firme para reproducirse. Aunque la familia de los Hydrobátidos se distribuye por todos los océanos, el Paíño europeo sólo se encuentra en la mitad oriental del océano Atlántico Norte, y en el Mediterráneo. En el Atlántico los núcleos reproductores se localizan desde Islandia a la costa cantábrica y en el archipiélago canario, mientras que en el Mediterráneo la mayoría de las colonias se encuentran en la cuenca occidental, entre el estrecho de Gibraltar y el canal de Sicilia, aunque existen núcleos aislados en el Adriático y en Grecia. La variación en la coloración y en el tamaño, más oscura y algo mayor en el Mediterráneo, dio lugar a la nominación de la subespecie *melitensis* (Schembri, 1843) que sería propia del Mediterráneo. Sin embargo, la existencia o no de esta subespecie es debatida, considerando algunos autores que la especie no presenta una variación geográfica significativa (Cramp y Simmons, 1977), por lo que sería monotípica, mientras que otros, basándose fundamentalmente en la biometría del pico, la consideran válida (Hemery y d'Elbee, 1985).

Es una ave pequeña, de constitución grácil, y alas proporcionalmente largas. De coloración general oscura, casi negra, que contrasta con el blanco del obispillo y las infracoberteras caudales laterales. Asimismo, posee una franja blanquecina en las

infracoberteras alares, y una estrecha línea blanquecina, poco aparente, en las coberteras alares superiores. No existen diferencias en la coloración entre sexos y edades. Por el contrario, existen diferencias significativas en la longitud de la cola, ala y tarso entre sexos, siendo ligeramente mayores las medidas en las hembras.

Aunque la cuantificación precisa de los núcleos reproductores es muy difícil, la mayoría de la población mundial parece estar localizada en Islandia, Islas Británicas (Irlanda y Gran Bretaña) y archipiélagos cercanos (Orcadas, Shetland y Feroe). La población mediterránea es menos importante, con el núcleo principal localizado en el entorno de Malta. La evolución de las poblaciones es mal conocida, pero existen evidencias de regresión durante el siglo XX, tanto en el Mediterráneo como en el Atlántico.

Las poblaciones atlánticas se desplazan hacia el sur durante el invierno a lo largo de la costa occidental de África, llegando a alcanzar la costa sudafricana en el Índico. Sin embargo, parece improbable que las poblaciones mediterráneas sigan el mismo patrón, y se considera que la mayoría de los individuos se mantienen en el Mediterráneo, aunque realizan movimientos dispersivos que les pueden llevar hasta el Mar de Azov.

Cómo otros aspectos de la biología de la especie, la alimentación está mal caracterizada. Parecen alimentarse generalistamente de pequeños peces, crustáceos, cefalópodos y medusas en la superficie del mar, normalmente capturándolas desde el aire.

Su estrategia reproductiva es cualitativamente similar a otros procellariiformes, lo que es notable para una especie con un peso de 25-30 g. La madurez sexual se alcanza a los 4-5 años, tiene una longevidad superior a los 20 años, una tasa de supervivencia en adultos por encima del 85% y ponen un solo huevo, que muy raramente es reemplazado si se pierde.

La reproducción es colonial, normalmente en pequeños islotes, aunque puede criar también en acantilados del continente. Cría normalmente en grietas y cuevas, pero también bajo la vegetación. Tiene una extrema fidelidad al lugar de cría, tanto a la colonia como a la posición exacta del nido. Este hecho puede ser la base del mantenimiento de la monogamia de por vida. La actividad en la colonia (fuera de los lugares de incubación) es estrictamente nocturna, y, al menos en el Mediterráneo, la presencia de individuos en vuelo al amanecer o al anochecer es muy rara. La puesta en el Mediterráneo se realiza entre finales de Abril y primeros de Junio, y está algo más retrasada en el Atlántico. Los pollos nacen unos 40 días después, y se desarrollan a lo largo de dos meses. Después de la primera semana permanecen solos en el nido, siendo alimentados por ambos padres durante la noche.

La especie no tiene enemigos en mar abierto, pero su torpeza en tierra y su pequeño tamaño les hace muy vulnerables a los predadores en las colonias, particularmente ratas y gaviotas.

La presencia del Paíño europeo en Murcia está documentada desde mediados del XIX. Guirao (1859) cita la presencia de una gran colonia, de centenares de parejas, en la Isla Grosa. Este es un hecho relevante ya que la naturaleza volcánica del islote hace que

las grietas sean pequeñas y las cavidades prácticamente inexistentes, por lo que la mayoría de los individuos debían criar bajo el matorral. Debido a su inherente vulnerabilidad la colonia ha quedado reducida en la actualidad a la mínima expresión.

La exploración sistemática del litoral del sureste Ibérico a principios de los ochenta permitió localizar núcleos reproductores en Isla Hormigas, Isla de las Palomas e Isla de Cueva de Lobos en la Región de Murcia. Las colonias más cercanas conocidas en otras comunidades autónomas se localizan en la Isla de Terreros (Almería) e islotes adyacentes a Tabarca (Alicante). En el resto de las islas del litoral de Murcia (Mar Menor, Isla de Escombreras, Isla de Mazarrón e Isla del Fraile) la inspección ha arrojado resultados negativos, aunque es difícil excluir la existencia de la especie debido a que es poco conspicua. Lo mismo puede decirse de la gran extensión de acantilados del litoral murciano, dónde nunca se la ha detectado.

2. TAXONOMIA

El Paíño europeo (*Hydrobates pelagicus* Linneo, 1758) es un ave marina perteneciente al Orden Procellariiformes. Este orden está constituido por las familias Diomedidae (albatros), Procellariidae (petreles y pardelas), Pelecanoididae (petreles buceadores) e Hydrobatidae (paíños). Se trata de un orden de aves estrictamente pelágicas que sólo se acercan a tierra para reproducirse. La principal característica morfológica distintiva del grupo es la presencia de tubos nasales prominentes sobre el pico. Otros aspectos relevantes son: presencia de glándulas nasales excretoras de sal muy desarrolladas (Cramp y Simmons, 1977); sentido del olfato mucho más desarrollado que en el resto de las aves (Cobb, 1960; Wenzel, 1980), lo que se relaciona con la presencia de los tubos nasales; acumulación en el proventrículo (excepto en Pelecanoididae [Warham, 1977]), y en ciertas épocas del año, de un fluido aceitoso proveniente de la dieta; temperatura corporal inferior a la habitual en las aves (38° versus 41°, respectivamente [Warham, 1990]); facilidad para acumular grasa (Warham, 1990); y, finalmente, estrategias de vuelo de bajo costo energético (Warham, 1990). Todas estas características se relacionan con el modo de vida del orden, obligado a explotar recursos alimenticios muy desigualmente distribuidos, sobre grandes extensiones, situados en la parte más superficial de la columna de agua en ambientes pelágicos. Así, por ejemplo, el fluido aceitoso altamente nutritivo, es la base de la alimentación de los pollos y es una clara adaptación a un hábitat que requiere viajes de alimentación muy largos.

Por otro lado, es interesante señalar que a pesar de que el rango de la masa corporal en el orden es el mayor de cuantos se encuentran en las aves (25 g – 12 kg), existe una homogeneidad estructural muy acusada que se refleja en la relación entre el logaritmo de la longitud del pico y el logaritmo de la masa corporal (Prince y Morgan, 1987). Esta relación es válida siempre que se excluya la familia Pelecanoididae, que muestra una clara convergencia evolutiva con los Alcidos.

Dentro de la familia Hydrobatidae se distinguen 8 géneros y unas 20 especies, dependiendo de la clasificación que se adopte. Un trabajo de referencia (Warham, 1990) establece 8 géneros y 21 especies. Los géneros se dividen en dos grupos (Cramp y Simmons, 1977), que corresponden con cada uno de los hemisferios dónde se produce nidificación, aunque existe cierta superposición en los trópicos (p.ej. *Pelagodroma*

marina, el Paiño pechialbo, especie mayoritariamente sureña que cría tan al norte cómo en las Salvajes). Algunos autores conceden a estos dos grupos el estatus de subfamilia (Warham, 1990). El grupo del hemisferio sur (subfamilia Oceanitinae) es el más numeroso, e incluye a *Fregetta*, *Garrodia*, *Neofregetta*, *Oceanites* y *Pelagodroma*. El del hemisferio norte (subfamilia Hydrobatinae) agrupa a *Halocyptena*, el propio *Hydrobates* y *Oceanodroma*. Las principales diferencias morfológicas entre grupos se refieren a la longitud de las patas (mayor en el grupo del hemisferio sur), la forma de las alas (redondeada en el sur vs. puntiaguda en el norte) y el número de secundarias (10-11 y 14, respectivamente, según Cramp y Simmons [1977]).

El rango de tamaño en la familia va desde los 20 g de peso y 31 cm de envergadura en *Halocyptena microsoma* hasta los 83 g y 57 cm en *Oceanodroma tristrami* (Warham, 1990). De esta forma, el Paiño europeo se encuentra más cerca de los hydrobátidos de menor tamaño.

El género *Hydrobates* es monoespecífico, e *Hydrobates pelagicus* es monotípico según unos autores (Cramp y Simmons, 1977) y politípico según otros (p.ej. Hémery y d'Elbee, 1985). Más información a este respecto puede ser consultada en la Sección 4.

3. MORFOLOGIA

3.1. Aspecto general

El Paiño europeo es un ave pequeña, sobre todo considerando su carácter estrictamente pelágico. Más destacable aún es que se trata del paiño más pequeño de cuantos se encuentran en el Paleártico Occidental. Su longitud es de 14-18 cm, esto es, aproximadamente el tamaño de un Piquituerto común (*Loxia curvirostra*). Sin embargo, su envergadura es proporcionalmente grande (36-39 cm). No existen diferencias evidentes a simple vista entre sexos. En cambio, los juveniles, además de por el deterioro de las plumas, pueden ser distinguidos por la forma de la primaria exterior, redondeada en adultos y puntiaguda en juveniles, así como por algunas otras diferencias menores de plumaje.

El pico es el típico de los Procellariiformes, con tubos nasales prominentes, y la punta ganchuda. Es de color negro, al igual que tarso y dedos. El iris es marrón oscuro.

3.2. Plumaje

El plumaje es, mayoritariamente, negro. La nominación de la subespecie *melitensis* (Schembri, 1843) se basaba en la supuesta coloración más oscura de las poblaciones mediterráneas, pero dichas diferencias parecen, en todo caso, muy débiles, o muy probablemente sólo debidas al deterioro del plumaje de los individuos examinados (Mayaud, 1941, 1949). Esta coloración general es algo más pálida en la frente y el mentón, y de tendencia amarronada en el vientre. El obispillo es blanco, destacando sobremanera en el conjunto. El color blanco corresponde con las supracoberteras caudales, aunque las más largas de ellas tienen la punta negra. Las infracoberteras caudales son también blancas con la punta negra, pero la zona blanca está oculta salvo en los laterales. En conjunto, la zona blanca del obispillo tiene una

forma nítidamente rectangular. Las plumas de la cola son negras, con la base blanca, excepto en el par central.

La parte superior de las alas es negra, pero la base de las secundarias es blanca, lo que da lugar a una estrecha franja que se aprecia con dificultad en vuelo. La parte inferior, en cambio, es más marrón, teniendo la punta y bordes de las axilares e infracoberteras color blanco, que, en conjunto forman una franja más evidente que en la parte superior.

El plumón de los pollos, tanto el primero como el segundo, es de color gris ceniza oscuro, algo más pálido en las partes inferiores. El mentón, las mejillas y la zona circunocular están desnudas. Igualmente, presenta una calva en el píleo.

3.3. Otros caracteres identificativos

Los Paños, como otros procelariformes, son extremadamente torpes en tierra, lo que les hace muy vulnerables cuando se introducen en las huras o crían simplemente bajo la vegetación. Sin embargo, no necesitan realizar carreras para despegar. Por el contrario, son muy ágiles volando, tal y como se puede observar cuando acceden a grietas de difícil acceso. El vuelo sobre el mar se realiza a escasa altura sobre el agua, casi sobre las olas, y tiene un carácter débil y errático. Pueden subir y bajar sobre la superficie del agua, aparentemente como 'rebotando', mientras aletean rápidamente. De hecho, se especula el nombre genérico de 'petrel' para denominar a los procelariformes (y particularmente el del Paño en inglés, 'storm-petrel') proviene de una deformación de Peter (Pedro), aludiendo a la aparente capacidad de andar sobre las aguas (Warham, 1990).

Aunque ambos sexos son morfológicamente idénticos, existen ciertas diferencias biométricas, que se revisan en la sección 3.4, siendo las hembras algo mayores que los machos. Esta característica es propia de los Hydrobátidos, donde cuando existen diferencias en tamaño, las hembras son mayores que los machos, al contrario que en otros procelariformes (Warham, 1990). Además, las hembras pueden ser distinguidas de los machos cuando se producen las puestas ya que aquéllas presentan la cloaca grandemente distendida y azulada (James, 1983)

3.4. Biometría

Respecto a las diferencias entre sexos, en especímenes de colecciones, se han encontrado diferencias significativas en la longitud de la cola y el tarso, en ambos casos mayores en las hembras que en los machos, al menos en las poblaciones atlánticas (Tabla 1).

	Machos					Hembras				
	Media	SD	n	Max	Min	Media	SD	n	Max	Min
Ala	120	2.95	19	116	127	121	2.93	25	116	127
Cola	52.6	2.47	20	47	56	54.5	3.72	25	46	61
Pico	10.8	0.49	20	9.5	11.5	11.0	0.41	24	10.8	11.8
Tarso	21.5	0.68	20	19.6	22.3	22.1	0.87	25	20.2	24.3
Uña	19.6	0.86	19	17.8	21.0	19.9	0.69	23	18.9	21.2

Tabla 1. Las hembras de Paño europeo de la población atlántica son significativamente mayores que los machos en la longitud de la cola y del tarso (medias destacadas en negrita en la tabla). Medidas sobre ejemplares de colección del Museo de Historia Natural de Londres y del Museo Zoológico de Amsterdam. Aves reproductoras de Gran Bretaña e invernantes de Sudáfrica (presumiblemente, aves atlánticas). *SD*: desviación típica. *n*: tamaño muestral. Medidas en mm.
Fuente: Cramp & Simmons (1977).

Asimismo, en especímenes vivos, al menos en poblaciones atlánticas, se han encontrado diferencias significativas en la longitud del ala entre machos y hembras, a favor de éstas últimas (Tabla 2). La no significación de la diferencia entre las longitudes del ala entre sexos para especímenes de colecciones se ha achacado a que estas aves son de procedencia heterogénea geográficamente, en edades y estatus reproductor (James, 1983). Este mismo autor muestra que una función discriminante basada en la medida del ala y la cola es capaz de sexar correctamente el 88.5% de los machos y el 80% de las hembras. Concretamente dicha función discriminante queda definida por la ecuación lineal $0.4Ala + 0.67Cola = 85.85$, de tal modo que los individuos cuyas dimensiones queden a la izquierda de esta recta serían muy probablemente hembras y los individuos que queden a la derecha serían muy probablemente machos. En cualquier caso, esta expresión no debe ser aplicada para discriminar el sexo en poblaciones mediterráneas, hasta que se realicen trabajos específicos, en tanto que éstas pueden presentar características biométricas diferentes.

	Machos			Hembras		
	<i>Media</i>	<i>SD</i>	<i>N</i>	<i>Media</i>	<i>SD</i>	<i>n</i>
Ala	120.4	2.5	26	123.7	2.7	20
Cola	54.2	1.6	26	56.5	1.8	20
Pico	12.0	0.4	26	12.1	0.4	20
Tarso	22.6	0.8	26	22.9	0.7	20

Tabla 2. En especímenes vivos de poblaciones atlánticas, las hembras de Paño común de la población atlántica son significativamente mayores que los machos en la longitud de la cola y del ala (medias destacadas en negrita en la tabla). Medidas sobre ejemplares reproductores de la colonia de Skomer (Gales). *SD*: desviación típica. *n*: tamaño muestral. Medidas en mm.
Fuente: James (1983).

A pesar de que no existen diferencias en el plumaje de las poblaciones mediterráneas y atlánticas (o, en todo caso, dichas diferencias son mínimas), se han constatado diferencias significativas en algunas características biométricas. En particular, la longitud de los tubos nasales y la altura del pico, tanto incluyendo los tubos nasales como excluyéndolos, son ligera, pero significativamente, mayores en las poblaciones mediterráneas que en las atlánticas, en medidas tomadas sobre individuos vivos (Tabla 3). Si se tienen en cuenta individuos de colecciones, las diferencias son también significativas para otras medidas, tal como la longitud de la cola, longitud del pico y anchura de las mandíbulas, siempre mayores en las poblaciones mediterráneas (Hemery y d'Elbee, 1985).

Tabla 1. Las hembras de Paiño europeo de la población atlántica son significativamente mayores que los machos en la longitud de la cola y del tarso (medias destacadas en negrita en la tabla). Medidas sobre ejemplares de colección del Museo de Historia Natural de Londres y del Museo Zoológico de Amsterdam. Aves reproductoras de Gran Bretaña e invernantes de Sudáfrica (presumiblemente, aves atlánticas). *SD*: desviación típica. *n*: tamaño muestral. Medidas en mm.
Fuente: Cramp & Simmons (1977).

Asimismo, en especímenes vivos, al menos en poblaciones atlánticas, se han encontrado diferencias significativas en la longitud del ala entre machos y hembras, a favor de éstas últimas (Tabla 2). La no significación de la diferencia entre las longitudes del ala entre sexos para especímenes de colecciones se ha achacado a que estas aves son de procedencia heterogénea geográficamente, en edades y estatus reproductor (James, 1983). Este mismo autor muestra que una función discriminante basada en la medida del ala y la cola es capaz de sexar correctamente el 88.5% de los machos y el 80% de las hembras. Concretamente dicha función discriminante queda definida por la ecuación lineal $0.4Ala + 0.67Cola = 85.85$, de tal modo que los individuos cuyas dimensiones queden a la izquierda de esta recta serían muy probablemente hembras y los individuos que queden a la derecha serían muy probablemente machos. En cualquier caso, esta expresión no debe ser aplicada para discriminar el sexo en poblaciones mediterráneas, hasta que se realicen trabajos específicos, en tanto que éstas pueden presentar características biométricas diferentes.

	Machos			Hembras		
	<i>Media</i>	<i>SD</i>	<i>N</i>	<i>Media</i>	<i>SD</i>	<i>n</i>
Ala	120.4	2.5	26	123.7	2.7	20
Cola	54.2	1.6	26	56.5	1.8	20
Pico	12.0	0.4	26	12.1	0.4	20
Tarso	22.6	0.8	26	22.9	0.7	20

Tabla 2. En especímenes vivos de poblaciones atlánticas, las hembras de Paiño común de la población atlántica son significativamente mayores que los machos en la longitud de la cola y del ala (medias destacadas en negrita en la tabla). Medidas sobre ejemplares reproductores de la colonia de Skomer (Gales). *SD*: desviación típica. *n*: tamaño muestral. Medidas en mm.
Fuente: James (1983).

A pesar de que no existen diferencias en el plumaje de las poblaciones mediterráneas y atlánticas (o, en todo caso, dichas diferencias son mínimas), se han constatado diferencias significativas en algunas características biométricas. En particular, la longitud de los tubos nasales y la altura del pico, tanto incluyendo los tubos nasales como excluyéndolos, son ligera, pero significativamente, mayores en las poblaciones mediterráneas que en las atlánticas, en medidas tomadas sobre individuos vivos (Tabla 3). Si se tienen en cuenta individuos de colecciones, las diferencias son también significativas para otras medidas, tal como la longitud de la cola, longitud del pico y anchura de las mandíbulas, siempre mayores en las poblaciones mediterráneas (Hemery y d'Elbee, 1985).

	Atlántico	Mediterráneo	SD Global
Ala	122.39	123.55	2.85
Peso	28.39	28.58	2.57
Altura mandíbulas	3.86	4.07	0.29
Altura pico¹	5.28	5.55	0.27
Ancho mandíbulas	3.03	3.16	0.26
Ancho tubos nasales	2.15	2.27	0.17
Cola	53.28	53.26	1.95

Tabla 3. Comparación de medidas entre ejemplares vivos de poblaciones mediterráneas y atlánticas. Se muestran los valores medios de cada población y la desviación típica (*SD*) global. En negrita se destacan las diferencias estadísticamente significativas. Todas las medidas en mm, excepto el peso que se da en g. (1) La altura del pico es la suma de la altura de las mandíbulas más la de los tubos nasales. Fuente: Hemery y d'Elbee (1985).

Respecto a las aves de Murcia, las únicas medidas biométricas que se han obtenido sistemáticamente son las de la longitud del ala. Dichas longitudes no difieren en gran medida de las de otras poblaciones mediterráneas y atlánticas (Tabla 4). No obstante, destaca la gran similitud en las medidas obtenidas en Hormigas y Palomas, que contrastan con la heterogeneidad en las medidas de las diferentes zonas de Baleares, si bien en este último ejemplo los tamaños muestrales son, por lo general, mucho menores que los utilizados en las colonias murcianas.

Massa y Sultana (1993) han aducido que la existencia de diferencias biométricas entre distintas poblaciones mediterráneas, en lo que respecta a longitud del ala y de la cola, sería una evidencia de la existencia de un flujo genético reducido. Sin embargo, desde el punto de vista estrictamente biométrico y estadístico, dichos autores no proporcionan ningún soporte riguroso para su hipótesis. Entre colonias británicas se han comprobado diferencias en la longitud alar (Furness y Baillie, 1981), sin embargo, los mismos autores demuestran que la longitud alar se correlaciona con el estatus reproductor de los individuos, y que el método de captura (con y sin reclamo) sesga la proporción de capturas de aves reproductoras y no reproductoras. Todo ello ha de ser tenido en cuenta a la hora de valorar las posibles diferencias biométricas entre las distintas poblaciones mediterráneas. Por lo tanto, en ausencia de estudios mejor planteados parece difícil sostener la existencia de esas variaciones biométricas. Por otro lado, las variaciones en tamaño corporal entre distintas poblaciones de una especie en la familia Hydrobatidae son frecuentes, con casos muchos más acusados que los que se muestran en la Tabla 4 (Warham, 1990).

	Ala	N	SD
Atlántico ¹	122.39	39	
Mediterráneo ¹	123.55	57	
Grecia ²	123.75	4	0.91
Malta ³	123.90	941	
Sicilia ⁴	125.20	10	3.06
Sicilia ³	125.10	64	
Cerdeña ³	123.70	38	
Córcega ³	123.60	39	
Menorca ⁵	120.00	5	2.30
Mallorca ⁵	125.00	18	3.18
Cabrera ⁶	118.50	18	4.75
Pitiusas ⁵	125.00	62	2.50
Baleares ^{5,6}	123.62	103	3.06
Hormigas ⁷	123.08	250	3.06
Palomas ⁷	123.31	150	2.62
Murcia ⁷	123.23	400	2.78
Medas ⁸	122.90	10	
Columbretes ⁹	122.08	112	2.65
Mediterráneo ^{2,3,4,5,6,7,8,9}	123.64	1721	

Tabla 4. Longitud del ala en especímenes vivos de *Hydrobates pelagicus* de distintas poblaciones. *n* : tamaño muestral; *SD* : desviación típica. Medidas en mm. Los datos correspondientes a Baleares y Murcia son el resultado de agrupar los especímenes medidos en las distintas localidades cuyo nombre figura en cursiva inmediatamente encima de cada una de las dos zonas.

Fuentes: (1) Hemery y d'Elbee (1985); (2) Akriotis y Handrinos (1986); (3) Massa y Sultana (1993); (4) Massa y Catalisano (1986b); (5) Aguilar (1994); (6) Araujo *et al.* (1977); (7) Datos propios; (8) Estrada (1988), (9) Martínez Abraín (1989) (modificado por error en los cálculos originales)

Como ya se ha comentado, Hemery y d'Elbee (1985) se basan en las diferencias biométricas entre las poblaciones mediterráneas y atlánticas para restaurar la subespecie *melitensis*. La mayoría de los autores que han escrito posteriormente a este trabajo aceptan dicha afirmación sin discusión. No es objeto de esta memoria debatir sobre la validez de los caracteres diagnósticos sobre una jerarquía taxonómica tan discutible como es la subespecie. No obstante, la aceptación o no de la subespecie puede tener interés de conservación. Este aspecto puede ser soslayado tomando en consideración aspectos legales y biológicos-ecológicos. En primer lugar, la Ley 7/95 obliga a la redacción de un Plan de Conservación para la especie, lo que es completamente independiente del estatus taxonómico de las poblaciones murcianas. En segundo lugar, independientemente de la validez de la subespecie, es un hecho que las poblaciones mediterráneas de Paíño europeo están insertas en un área ecogeográfica distinta de las atlánticas, caracterizada por unas comunidades de aves marinas bien diferentes, sometida a una serie de amenazas intensas por el uso turístico del área durante la época de reproducción y, en general, la mayor densidad de población humana y actividad en áreas adyacentes a las colonias de cría, y, por último, sin constancia de que exista conexión o intercambio de efectivos con las poblaciones atlánticas. Todas estas razones subrayan el interés de la conservación *per se* de las poblaciones murcianas de Paíño europeo, sean o no parte de una subespecie diferenciada de las poblaciones atlánticas.

4. DISTRIBUCION

4.1. Area de reproducción

4.1.1. Mundial

Tratándose de una especie cuyas colonias son difíciles de localizar, sobre todo si son pequeñas, su distribución puede ser considerada insuficientemente conocida, y por tanto la descripción que se proporciona a continuación debe ser tomada con cautela.

En el Atlántico norte la especie cría en el sur de Islandia, en los archipiélagos de las Feroes, Shetland y Orcadas, en la costa occidental de Escocia e islas adyacentes, la costa occidental de Irlanda, Gales y extremo suroccidental de Inglaterra, costa de Normandía, Bretaña, y País Vasco francés, y diversas localidades de la costa cantábrica española, desde el País Vasco a Galicia. De las dificultades para localizar las colonias de cría da idea que no ha sido hasta recientemente que ha sido posible confirmar la reproducción en Noruega (p.ej. Barrett y Strann, 1988), que anteriormente era sospechada, pero no conocida (Cramp y Simmons, 1977).

En las aguas subtropicales del Atlántico crió en Desertas (Madeira) en 1849 (Bannerman y Banermann, 1965), aunque esta cita es considerada dudosa (Nogales *et al.*, 1993). En las islas Canarias sólo se conocía una cita de reproducción en 1931 (Bannerman, 1963), pero durante los últimos 20 años se han localizado numerosos núcleos reproductores por todo el archipiélago (Nogales *et al.*, 1993). El estatus de la especie en las islas Salvajes es dudoso, ya que las únicas citas fiables corresponden a Diciembre (Nogales *et al.*, 1993).

En el Mediterráneo la mayoría de las colonias se localizan en la cuenca occidental y el canal de Sicilia (entre Sicilia y Túnez), con sólo dos colonias conocidas en el Mediterráneo oriental, una en el Adriático y otra en Grecia.

4.1.2. Mediterránea

En el Mediterráneo occidental las colonias se encuentran a lo largo de la costa mediterránea española y francesa, en Baleares, Columbretes, Córcega, Cerdeña, Sicilia, Malta y otras islas del canal de Sicilia. También se sospecha de la existencia de alguna colonia en islotes de la costa argelina, cerca de Orán y en Punta Ceres, en el lado marroquí del estrecho de Gibraltar (Massa y Sultana, 1993). En el Mediterráneo oriental existe una colonia conocida en la costa croata en el archipiélago de Kvarner (Krpan, 1965) y otra en la costa griega en el islote de Prassoudha (Akriotis y Handrinos, 1986). No obstante, existen en Grecia numerosos avistamientos de aves en verano que hacen sospechar de la existencia de un mayor número de colonias (Bauer *et al.*, 1969).

Las colonias de la costa mediterránea española se encuentran desde las Islas Medas (Gerona) a la Isla de Terreros (Almería), y se sospecha la cría en el área de Cabo de Gata y en Gibraltar. En este último lugar, Irby (1895) consideraba la nidificación indudable, mientras que más recientemente García (1973) la consideraba sólo posible. Además existen numerosas colonias en el archipiélago Balear, pero con mayor número en el entorno de Ibiza (Aguilar, 1994) y una en Columbretes.

En el canal de Sicilia se reproduce en el islote de Filfla (Malta), que alberga la mayor colonia conocida del Mediterráneo (Sultana y Gauci, 1982), islote de Lampioni en Lampedusa, Isla de Marettimo, e Isla de Levanzo, siendo dudosa la presencia en la Isla de Pantelleria (Massa y Catalisano, 1986).

No existen evidencias de cría en los archipiélagos e islas del Mar Tirreno, ni en los islotes de la costa italiana en ese mar (Massa y Catalisano, 1986), si bien Brichetti (1985) cree que puede ser posible la reproducción en las islas toscanas y en los islotes del Lazio y Campania.

En Cerdeña existían pocos datos concretos sobre colonias de cría, aunque Brichetti (1985) señalaba seis puntos posibles de cría. Schenk y Torre (1986) estimaron que existían dos puntos de reproducción probable y 6 posibles. Los dos probables se encontraban en islotes del área de Sulcis y cerca de Alghero. Posteriormente, se confirmó la reproducción (Massa y Sultana, 1993). En Córcega se conocen tres colonias de cría: dos en el archipiélago de Cerbicale y otra en el de Lavezzi (Guyot *et al.*, 1985).

En la costa de Francia sólo se conoce la existencia de una colonia en Isla Plane, cerca de Marsella (Guyot *et al.*, 1985; Walmsley, 1986)

En el Norte de Africa no existe ninguna evidencia actual de nidificación, aunque crió en el pasado, al menos, en la isla de la Galite en la costa de Túnez (Massa y Sultana, 1993). Existen pocos avistamientos, particularmente en el área oriental, dónde por ejemplo no está citada en Egipto (Meininger y Baha el Din, 1986). No obstante, es bastante probable que existan colonias en la costa norteafricana que no han sido descubiertas aún por la escasez de observadores cualificados en la zona. Por otro lado, los avistamientos en la costa mediterránea de Oriente Próximo son muy escasos.

4.1.3. Ibérica y Balear

Las poblaciones ibéricas de Paíño europeo se dividen en dos sectores bien diferenciados: cantábrico y mediterráneo. Las colonias del Cantábrico son la mayoría de descubrimiento reciente. Así por ejemplo en Cantabria se descubren en 1991 dos nuevas colonias en pequeños islotes (de Juana, 1993) y en Galicia se confirma en 1992 la existencia de tres colonias en los islotes de Agoeira (islas Cíes), Falcoeiro (Ribeira) y Vilán de Terra (Camariñas) (Fernández de la Cigoña y Morales, 1992). Tras una prospección más intensa se estima que el número de colonias en la zona cantábrica es superior a 30 (Mínguez, 1994a; Mínguez y Vigil, 1995). Es bastante probable que el número de colonias pueda ser superior a esta cifra, dado tanto los problemas generales para localizar colonias de esta especie como las mayores dificultades de trabajo en la zona cantábrica por el estado del mar y la accesibilidad de las localidades de cría.

En la vertiente mediterránea existen colonias en las Islas Medas, y probablemente en el Islote de Blanes y cabo Bagur (Gerona) (Estrada, 1988), Columbretes (Castellón), Isla de Benidorm, Isla Mitjana, e islotes adyacentes a Tabarca (los tres en la provincia de Alicante) (Dies *et al.*, 1989), Isla Grosa, Isla Hormigas, Isla de las Palomas, Isla de Cueva de Lobos (véase en la sección 4.1.4 información adicional sobre esta colonia) e Isla de Terreros (Almería) (González Barberá y Hernández-Gil,

1989). Asimismo en Baleares ha sido localizada en dos puntos de la Isla de Menorca, en tres de la Isla de Mallorca, en Conejera y Cabrera, y en más de 10 puntos e la Isla de Ibiza e islotes adyacentes, incluyendo aquellos localizados entre Ibiza y Formentera (Aguilar, 1994).

Es de destacar que la gran mayoría de la información sobre las colonias de cría en la península Ibérica y en Baleares se ha obtenido durante los años 80 y 90, por lo que no se puede descartar que existan todavía localidades de cría sin descubrir. Particularmente, zonas acantiladas con buenas condiciones como las que se encuentran en el sureste Ibérico apenas han sido prospectadas

4.1.4. Regional

Desde que Guirao (1859) constató la presencia de la especie en Isla Grosa hasta que los años 80 del siglo XX se comprobó la reproducción en Islas Hormigas (Sánchez y Esteve, 1986) no se tuvieron noticias sobre la presencia de colonias en la Región de Murcia. La especie cría en la actualidad (González Barberá y Hernández Gil, 1989; NATURCAZA, 1993), por orden de importancia, en la Isla de las Palomas, Isla Hormigas e Isla Grosa. Además se conoce que crió en los 80 la Isla de Cueva de Lobos ya que M.A. Sánchez y colaboradores encontraron dos pollos en 1986. Posteriormente (1988) se han capturado algunos ejemplares en la misma utilizando cintas con reclamos (datos propios), pero ha sido imposible encontrar pollos o adultos incubando o simplemente reposando en cavidades.

Las prospecciones en las islas de Escombreras, Plana, de Mazarrón y del Fraile han dado resultados negativos. En cualquier caso, no puede excluirse que se pueda reproducir en cualquiera de ellas, excepto en Isla Plana, así como en algunos acantilados del continente, ya que resulta difícil detectar núcleos nidificantes de pequeño tamaño en zonas inaccesibles. Aún más, en las islas donde la especie no ha sido detectada sólo se han realizado prospecciones diurnas, lo que disminuye sensiblemente la posibilidad de detectar la especie, incluso aunque sea moderadamente abundante. En cualquier caso, estas prospecciones negativas se refuerzan por el hecho de que en ninguna de las cavidades inspeccionadas se detectó el olor característico de la especie, que es uno de los mejores indicadores de la ocupación de una hura.

Los núcleos más cercanos a la Región se localizan en la Isla de Terreros (Almería) y en la Isla de Tabarca (Alicante). En Tabarca no se la ha localizado en la isla principal sino en el islote de la Galera y, probablemente, en el de la Nao (datos propios).

4.2. Evolución del área de reproducción

La evolución del área de reproducción es difícil de determinar debido a la escasa detectabilidad de la especie. Así por ejemplo, la mayoría de las colonias de la costa cantábrica española y su presencia en Grecia sólo ha podido ser confirmada durante los años 80, mientras que ocurre lo mismo para las diversas colonias de Canarias. Cabe esperar que una prospección más intensa en los próximos años saque a la luz mayor número de colonias, particularmente en el Mediterráneo.

Se dan por desaparecidas las colonias de las islas de la costa de Túnez (Thomsen y Jacobsen, 1979). En el archipiélago de Riou, frente a Marsella, la especie estaba presente a principios de siglo en cuatro islas, pero a finales de los 70, sólo seguía criando en una de ellas, Isla Plane, donde además había sido abandonado uno de los puntos de reproducción (Walmsley, 1986). A principios de siglo también se le encontró en las islas Lipari, cerca de Sicilia donde hoy no se conoce su reproducción (Massa y Catalisano, 1986). Asimismo, al menos tres puntos de nidificación en la Isla de Marettimo, también en las inmediaciones de Sicilia, fueron abandonados entre los años 70 y principios de los 80 (Massa y Catalisano, 1986).

Respecto a Murcia, está bien documentada la regresión de los efectivos en la Isla Grosa, que casi abocó la especie a su desaparición. El posible abandono reciente de la Isla de Cueva de Lobos es más difícil de determinar. Después del único dato de reproducción conocido, citado anteriormente, se detectaron al menos dos huras con olor propio de la especie, sin embargo no fue posible ver ninguna puesta o pollo (datos propios). El trampeo nocturno, como se ha comentado, permitió la captura de algunos individuos, lo que indica que la especie, al menos, visitaba la isla. Aunque la isla es extremadamente pequeña, es muy difícil dilucidar si estas visitas correspondían a aves reproductoras ya que cualquier grieta medianamente profunda y estrecha es inaccesible a una inspección visual directa.

En resumen, la especie ha desaparecido de ciertas localidades mediterráneas en los últimos 100 años. Si bien, el nivel de prospección del Mediterráneo es insuficiente para un conocimiento exhaustivo de todas las colonias que permita valorar la intensidad del problema, sí es evidente que se ha producido una regresión. Otro indicador en esta dirección es que la especie se detectaba con mayor facilidad en el pasado, cuando el número de observadores capacitados y los medios disponibles eran más reducidos.

4.3. Movimientos y área de invernada

En la descripción de movimientos del Paño europeo conviene distinguir claramente entre movimientos de tipo estacional, típicos de aves migradoras, y movimientos entre colonias durante la época reproductora. Este último apartado es un aspecto relevante de la biología de la especie que ha ido saliendo a la luz con el incremento masivo de anillamientos con reclamo, fundamentalmente en las Islas Británicas.

Respecto a los movimientos de tipo migratorio, en los años 50 se descubrió que la especie invernaba en grandes cantidades en las costas del sur de Africa (Oordt y Kruijt, 1953). La mayoría, si no todos, de estos individuos proceden de las poblaciones noratlánticas. Es incierto aún si las poblaciones mediterráneas salen al Atlántico, y en que grado, durante el invierno, aunque se ha sugerido que el número de avistamientos en el Mediterráneo en invierno es reducido e incluso se ha afirmado que parte de la población mediterránea sale al Atlántico tras la reproducción (Hernández, 1996), pero en la ausencia de prospecciones sistemáticas y recuperaciones de aves anilladas, esto no puede considerarse más que una especulación.

Basándose en la información sintetizada por Cramp y Simmons (1977), respecto a las poblaciones noratlánticas se sabe algunos individuos permanecen en el Atlántico Norte durante el invierno, pero la mayoría se mueven hacia el sur entre Septiembre y Noviembre, poco después de finalizar el desarrollo de los pollos (véase sección 5.3), con observaciones de migrantes en el Golfo de Vizcaya y el Cantábrico hasta Diciembre. Este patrón está también documentado por la existencia de recuperaciones de aves británicas a lo largo de la costa atlántica francesa e ibérica (Mainwood, 1976). Durante el invierno se observan algunos individuos al norte de Mauritania, pero la inmensa mayoría parecen cruzar el Ecuador, permaneciendo entre Diciembre y Abril en las aguas de la corriente de Benguela entre el sur de Angola, Namibia y Sudafrica. Pudiera existir cierta segregación en el área de invernada entre edades ya que todos los juveniles de colecciones holandesas proceden de Africa Occidental mientras que los adultos proceden de Sudafrica. El paso prenupcial en Africa occidental se observa en Marzo y Abril.

Las poblaciones mediterráneas se dispersan en otoño, observándose mayor número de ejemplares en esta época en el Mediterráneo oriental, que incluso penetran en el Mar Negro y alcanzan el Mar de Azov en Octubre (Cramp y Simmons, 1977). Brichetti (1980) considera que las aves mediterráneas son migrantes parciales, con movimientos en el período Agosto-Octubre y Febrero-Abril. En el área del Estrecho de Gibraltar la especie parece más común durante Mayo a Septiembre, lo que apoyaría que fuera de la época reproductora al menos una parte de la población saliese al Atlántico, o bien que se dispersan preferencialmente hacia el Mediterráneo Oriental, aunque ciertas observaciones pueden corresponder también a aves atlánticas en migración posnupcial (de Juana y Paterson, 1986).

Los avistamientos en la costa de Murcia son muy escasos por lo que no existe una base fiable para saber si la especie es más frecuente en la época de reproducción. No obstante, la especie ha sido observada también en el invierno (datos propios).

En España, con remite ICONA, se han anillado hasta 1997 5.626 individuos que tan sólo han producido 30 recuperaciones (Cantos y Gómez-Manzanque, 1998), de las cuáles 10 ocurrieron a más de 10 km del punto de anillamiento. La mayoría de estas recuperaciones lejanas corresponden con aves anilladas en el cantábrico y recapturadas en el sur de Portugal, NW de Francia e Islas Shetland, y deben corresponder fundamentalmente con flujos migratorios que no afectan a las poblaciones mediterráneas y, por tanto, a las murcianas.

Antes de analizar los controles de aves anilladas en España mediterránea conviene comentar los movimientos del Paño europeo de tipo no estacional. Uno de los estudios más completos corresponde con anillamientos llevados a cabo en las Shetland (Fowler *et al.*, 1982) durante la estación de reproducción. Se comprobaron intercambios en ambos sentidos, es decir aves anilladas en Shetland y controladas en otros lugares y a la viceversa, entre Shetland y Noruega, Feroe, Orcadas, Escocia e Irlanda. En total estos intercambios corresponden a 75 aves de un total de 22.000 anilladas. La tasa de intercambio es, sin duda, más alta de lo que sugieren estas cifras ya que se necesitaría conocer los anillamientos llevados a cabo en cada localidad, dato que no es proporcionado por estos autores. Dentro de las propias Shetland se han constatado múltiples intercambios entre colonias, sin que se compruebe la preferencia de las aves para volver a determinadas localidades. Finalmente, los datos apuntan a que el grupo de

aves 'errantes' que forman el grueso de las individuos que producen intercambios entre colonias corresponden con aves inmaduras no reproductoras. Por tanto, es altamente probable, que los movimientos no estacionales dentro de la época reproductora tengan un sentido de búsqueda de pareja.

Volviendo a los movimientos de aves españolas anilladas en el Mediterráneo se conocen los siguientes registros: un ave anillada en Baleares y recuperada en las Medas, un ave anillada en Hormigas y recuperada en Benidorm, un ave anillada en Benidorm y recuperada en Palomas, un ave anillada en Hormigas y recuperada en Tabarca y dos aves anilladas en Tabarca y recuperadas en Hormigas. No se ha constatado ningún intercambio entre Hormigas y Palomas, pero es muy probable que se produzcan tarde o temprano, a tenor de los resultados expuestos para otras colonias. Tanto anillamientos como recuperaciones tuvieron lugar en colonias de cría durante la época de reproducción, por lo que no se relacionan con movimientos migratorios estacionales y sí con los aludidos intercambios entre colonias, probablemente relacionados con la búsqueda de pareja de los individuos inmaduros. Por otro lado, este hecho indica que en contra de lo aducido por Massa y Sultana (1993) puede existir cierto flujo genético entre colonias en el Mediterráneo, al menos entre aquellas distantes algunas decenas o centenares de kilómetros.

Por último, algunos individuos pueden en ciertas condiciones (fuertes tormentas, etc.) adentrarse en el continente tal y como demuestra un ave recogida con hipotermia en Madrid el 1 de Enero de 1999 (Puente *et al.*, 1999).

5. COMPORTAMIENTO Y BIOLOGIA

5.1. Actividad en la colonia

Una cuestión interesante es como se orientan los Paíños para localizar las colonias durante la noche. En las costas de Europa existen numerosas fuentes de luz durante la noche que pueden ayudar a la orientación durante la noche. No obstante, este es un hecho reciente y, por tanto, no significativo. En Paíño boreal (*Oceanodroma leucorhoa*) en una colonia de la costa nororiental de Estados Unidos se ha demostrado que el olor puede ser una fuente de orientación importante en la aproximación última a la colonia (Grubb, 1979). Siendo el desarrollo del olfato una característica común del orden procelariiformes es probable que este mecanismo de localización sea también utilizado por el Paíño europeo. No obstante, los hydrobátidos poseen un sentido de la orientación bien desarrollado no olfatorio como demuestra tanto la migración tras ecuatorial de las poblaciones atlánticas como los experimentos de traslado de individuos de Paíño boreal entre colonias de Canadá e Inglaterra que volvieron a la colonia original entre 12 y 40 días después de ser liberadas.

En las colonias de cría la especie es estrictamente nocturna. El avistamiento de aves cuando aún existe algo de luz diurna es muy raro. En las Figuras 3 y 4 se muestra el ritmo de actividad, computado a partir del porcentaje de capturas en redes verticales, en las colonias de Murcia en 1997 y 1993, respectivamente. Ambas distribuciones son bastante similares entre sí, y las diferencias pueden estar relacionadas con el mayor esfuerzo de trampeo en 1997 (Figura 3) que en 1993 (Figura 4) y por tanto mayor

representatividad de la muestra, así como en los distintos periodos de duración de la noche en las sesiones de trampeo en uno y otro año, y la existencia de condiciones meteorológicas diferentes que afectan a la eficiencia de las redes.

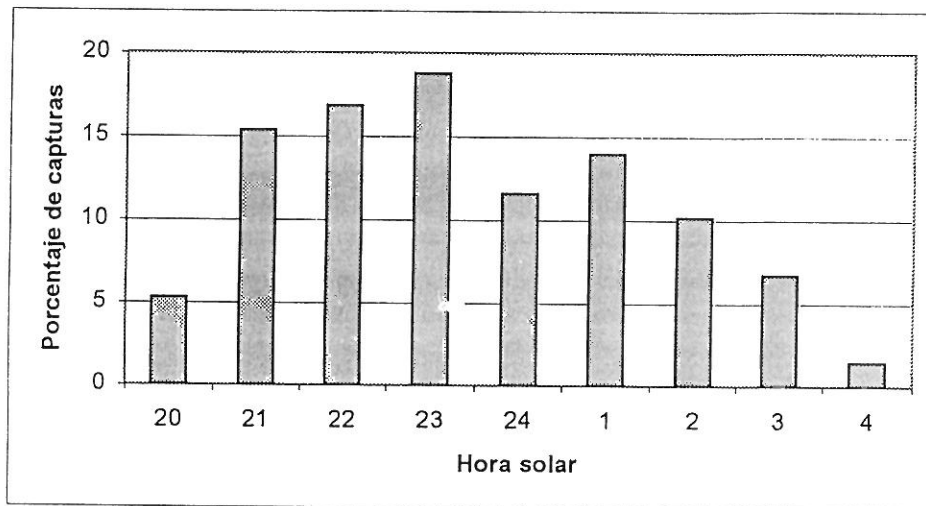


Figura 3. Ritmo de actividad de Paño europeo en las colonias de Hormigas y Palomas en 1997. Calculado como porcentaje de capturas de un total de 5 visitas durante la temporada de reproducción. Fuente: datos propios

Es de destacar que la distribución es marcadamente unimodal, con la máxima actividad en las horas centrales de la noche, particularmente en ambos casos de 23 a 24 horas. Es también interesante que a pesar de las pequeñas diferencias entre las figuras 3 y 4 los porcentajes de aves capturadas en cada hora son muy similares, salvo en el intervalo de las 0 a las 2 horas. También es coherente entre ambas distribuciones de actividad un progreso más rápido entre la puesta de sol y la medianoche y un descenso más suave entre la medianoche y el amanecer.

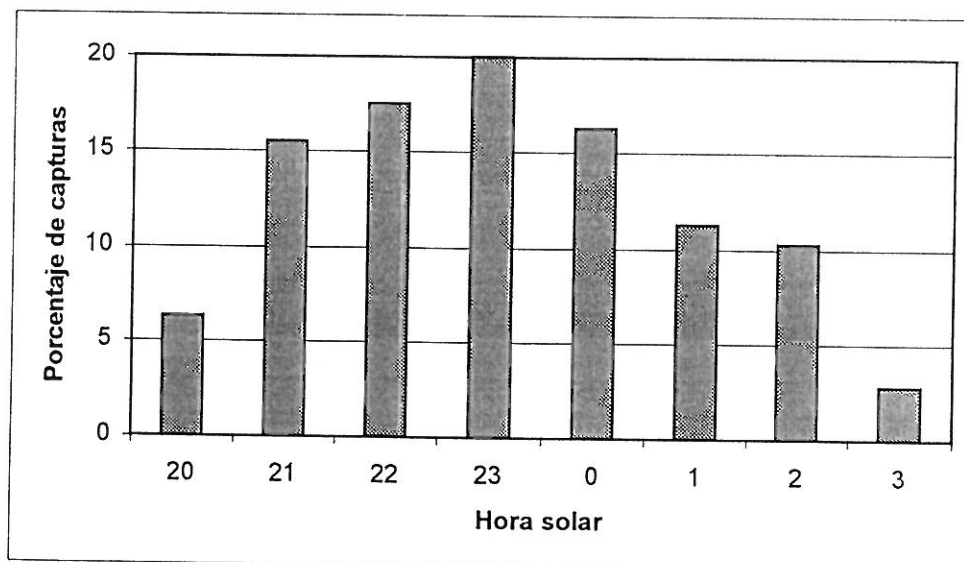


Figura 4. Ritmo de actividad de Paíño europeo en las colonias de Hormigas, Palomas y Grosa en 1993. Calculado como porcentaje de capturas de un total de 3 visitas (una a cada isla) durante la temporada de reproducción. Fuente: datos propios

No obstante, el patrón de actividad descrito en las figuras corresponde a la agregación de distintas sesiones de anillamiento. Cuando los resultados se desagregan por sesiones, el patrón de actividad puede resultar menos claro, en parte debido a los pequeños tamaños muestrales de las sesiones individuales, pero probablemente también a la prevaencia de distintas condiciones meteorológicas y variación de la actividad a lo largo de la temporada de cría (véase más adelante).

En un estudio similar realizado por Aguilar (1997) en las Baleares en época de pollos (julio-agosto) se observa que en las sesiones en que no se usa reclamo, los paíños entran a la colonia siguiendo una distribución bimodal con dos picos de actividad, mientras que los capturados con reclamo siguen una distribución normal con la mediana situada a las 0h 50' hora solar. Los individuos jóvenes y subadultos se sienten más atraídos por el reclamo (Furness y Baillie, 1981; Lloyd et al. 1991) y además, existen diferencias sexuales en la respuesta al reclamo (James, 1984), de forma que los individuos capturados con reclamo son mayoritariamente machos no reproductores. Las diferencias en el ritmo de captura con y sin reclamo se pueden atribuir al diferente comportamiento de estos dos grupos de individuos. Mientras que los adultos reproductores llegarían antes y se irían al cabo de unas horas, los no reproductores lo harían más tarde, sin mostrar un flujo diferencial de entrada y salida a la colonia. En los casos de captura sin reclamo, el primer pico de actividad (correspondiente a la entrada) es más acentuado que el segundo, es decir, que la entrada de reproductores se produciría de forma más sincronizada que la salida. Este patrón de horarios puede proporcionar una medida de la proporción de reproductores si las capturas realizadas siguen un patrón claramente bimodal lo que indicaría que esas aves efectivamente se están reproduciendo en la colonia (Aguilar, 1997).

En otras regiones no se han encontrado, sin embargo, patrones tan evidentes. En la colonia de Hirta en Escocia Furness y Baillie (1981) sólo aprecian una ligera sugerencia de un pico de actividad poco después de la puesta de sol (en observaciones comparables a aquellas realizadas en la costa de Murcia, es decir, capturas con redes verticales sin reclamo). Las diferencias merecerían ser estudiadas con mayor intensidad pero bien pudieran deberse a la diferente duración de la noche entre las colonias, dada la diferencia latitudinal entre ambas regiones.

La actividad en la colonia, en lo que se refiere a actividad aérea, no parece estar afectada por las fases de la Luna (Scott, 1970). Sin embargo, pudiera disminuir conforme avanza la estación. En la Tabla 5, se muestra el número de capturas por noche y red en distintas sesiones de anillamiento en las colonias de Palomas y Hormigas. Aunque el patrón no parece muy claro, hay que tener en cuenta que la disposición de las redes puede influir mucho en el número total de capturas, según se sitúen o no en las inmediaciones de zonas de entrada y salida. De esta forma el conjunto de datos más comparable es aquél de las Isla Hormigas, dónde las redes se dispusieron exactamente de la misma forma. En este caso se observa un descenso muy acusado entre el número de capturas en los días 8/07 y 25/07. No obstante, el viento, incluso en grados moderados, afecta sustancialmente a la tasa de captura en red de la especie, habiendo sido las brisas mucho más constantes e intensas en la sesión del 25/07 que en la del 8/07. En los estudios llevados a cabo en la isla de Hirta en Escocia se ha constatado un

descenso acusado en la tasa de capturas en función de la velocidad del viento (Furness y Baillie, 1981). En el mismo estudio no se encontraron diferencias en la actividad en función de otras variables meteorológicas

Localidad	Fecha	Capturas/red
Isla de las Palomas	8/06/97	27.5
Isla de las Palomas	4/07/97	36.0
Isla de las Palomas	19/07/97	9.0
Isla de las Palomas	1/08/97	25.5
Isla Hormigas	8/07/97	41.3
Isla Hormigas	25/07/97	8.3

Tabla 5. Tasa de capturas en redes verticales de Paño europeo en colonias de Murcia durante la estación reproductora de 1997.

La actividad estrictamente nocturna de la especie en las colonias de cría es muy probablemente una adaptación para evitar a los predadores, particularmente la Gaviota patiamarilla (*Larus cachinnans*) en las colonias de Murcia. La posible disminución de la actividad con el progreso de la estación reproductora puede estar relacionada con la mayor presencia de individuos inmaduros errantes no reproductores al comienzo de la estación (Scott, 1970), así como en una menor frecuencia de presencia de adultos reproductores conforme los pollos se desarrollan y pueden ser abandonados solos durante algunos días. A este respecto, es muy significativo el aumento de la proporción de individuos de más de 4 años conforme avanza la estación reproductora (Tabla 6). En dicha tabla se muestra como la proporción de individuos con edad conocida superior a 2 o 4 años aumenta conforme avanza la estación reproductora. El patrón es mucho más claro en Isla Hormigas ya que en esta colonia la proporción de individuos anillados es mucho mayor que en la Isla de las Palomas. De esta forma las diferencias en la proporción de individuos mayores de 4 años en las sesiones del 8/07 y del 25/07 en las Islas Hormigas son estadísticamente significativas.

Localidad	Fecha	>1 año	>2 años	> 4 años
Isla de las Palomas	8/06/97	51 (94.4)	2 (3.7)	1 (1.8)
Isla de las Palomas	4/07/97	96 (93.2)	5 (4.8)	2 (1.9)
Isla de las Palomas	19/07/97	26 (96.2)	0 (0.0)	1 (3.7)
Isla de las Palomas	1/08/97	39 (86.6)	4 (8.9)	2 (4.4)
Isla Hormigas	8/07/97	74 (71.1)	8 (7.7)	22 (21.1)
Isla Hormigas	25/07/97	9 (40.9)	2 (9.1)	11 (50.0)

Tabla 6. Aves capturadas en colonias de Murcia de distintas clases de edad. Número de individuos (porcentaje). La proporción de individuos de más de 4 años presentes en las colonias se incrementa conforme progresa la estación reproductora. Los individuos de edad > 1 año son individuos anillados por primera vez en 1997 y por ello sólo se puede afirmar que nacieron en 1996 o antes. Los individuos con edad > 2 años corresponden con individuos anillados en 1996 y por ello nacieron en 1995 o antes. Los individuos > 4 años, fueron anillados en 1994 o antes. El patrón es muy claro en la colonia de Isla Hormigas, donde una parte importante de la población está anillada.

Estas diferencias en actividad de los individuos en relación con su estatus reproductor y el avance de la estación reproductora destacan un hecho muy importante en la biología de la especie, ya comentado en la sección 5.4 que es la presencia de abundantes individuos 'erráticos' en las colonias de cría. Estos individuos corresponden con inmaduros no reproductores (Furness y Baillie, 1981) y/o adultos en año sabático (no se reproducen en ese año) (Mínguez, 1994). Los individuos erráticos, pueden visitar varias colonias de cría en intervalos de tiempo de tiempo muy corto.

5.2. Exhibiciones y sonidos

La conducta de exhibición en la colonia es poco conocida dadas sus costumbres nocturnas y su pequeño tamaño que les hacen difícilmente observables. No obstante, y basándose en la información proporcionada por Cramp y Simmons (1977) se sabe que al comienzo de la época de reproducción (Abril-Junio) son bastante frecuentes los vuelos de exhibición, en los cuáles dos individuos se persiguen, normalmente en círculos alrededor de un punto. Presumiblemente el vuelo de exhibición se inicia y termina en la salida de la hura. En ocasiones un tercer individuo puede unirse a esta persecución. Aunque son silenciosos en el mar y en el vuelo normal, durante el vuelo de exhibición las aves emiten una llamada de vuelo.

En las vocalizaciones se distinguen cinco tipos de llamadas (Cramp & Simmons, 1977): (1) ronroneo, emitido casi exclusivamente en la hura, es el tipo más frecuente se puede describir como un largo 'rrrr...' que acaba en un abrupto 'chik', esta llamada es emitida tan sólo por los machos (James, 1984); (2) llamada de vuelo, típica de las exhibiciones citadas anteriormente, parece un 'terr-chik'; (3) llamada 'wick', emitida ocasionalmente en las exhibiciones aéreas, el nombre de la llamada es onomatopéyico; (4) llamada de alarma, 'ap-cherrrk', utilizada cuando se siente peligro fuera de la hura; (5) llamada de incomodidad o sufrimiento, 'pii-pii-pii', rápidamente repetido, es emitida por aves atemorizadas, por ejemplo al manipularlas para anillamiento.

Los machos contestan a la llamada de ronroneo y de vuelo con mayor frecuencia que las hembras (James, 1984). Concretamente, la frecuencia de respuesta de los machos a las llamadas de ronroneo (exclusivas de los machos) alcanza el 100% mientras que la frecuencia de respuesta de las hembras es del 46.4%. Los resultados sugieren que la llamada de ronroneo tendría no sólo una función territorial de advertencia de ocupación del nido sino de anunciar sin ambigüedad el sexo de un individuo que puede ser difícil de discernir en las condiciones de oscuridad absoluta en las que se desarrolla la ocupación de las huras por la especie. En este sentido, es interesante señalar que las aves reproductoras utilizan poco la llamada durante la incubación y la cesan completamente tras la eclosión, por lo que durante la época de crecimiento de los pollos las aves que reclaman son no reproductores (Davis, 1957), lo que podría estar relacionado con aves inmaduras en busca de una pareja para estaciones de cría posteriores. El hecho de que de que las aves atraídas por grabaciones del reclamo de ronroneo hacia las redes son en una gran proporción no reproductores (Furness y Baillie, 1981) contribuye a dar validez a esta hipótesis.

Por otro lado, cabe destacar que el sonido de ronroneo del Paño europeo es similar a una llamada equivalente emitida por el Paño boreal (*Oceanodroma*

leucorhoa). Sin embargo, un análisis de los sonogramas de cada especie muestra diferencias importantes en la estructura de las llamadas, lo que puede ayudar a discriminar a los individuos de una y otra especie en aquellas áreas de cría simpátricas (Hall-Craggs y Sellar, 1976).

El Paíño europeo no emite ultrasonidos, por lo que se descarta que las vocalizaciones tengan una función ecolocalizadora (Ranft y Slater, 1987) y refuerza la hipótesis de que el sentido del olfato puede tener una importante función de localización no sólo en la búsqueda de alimento sino en el acercamiento a las colonias de cría y en las huras.

5.3 Comportamiento reproductor

5.3.1. Formación de la pareja, cortejo y cópula.

El Paíño europeo es un ave de reproducción colonial, aunque el tamaño de las colonias es muy variable. Así por ejemplo, es posible encontrar colonias constituidas por unas pocas parejas bien por un proceso de regresión histórico (el caso de la colonia de la Isla Grosa en Murcia) bien porque existen limitaciones de espacio (el caso de la colonia de la Isla de Terreros en Almería) o colonias muy grandes como la mayor del Mediterráneo en la isla de Filfla (Malta) que llegó a albergar más de 10.000 parejas en los años setenta.

Davis (1957) estudió en profundidad la reproducción de la especie en colonias británicas. El resumen que sigue a continuación está basado en este trabajo.

Una vez establecida una pareja, la especie es monógama de por vida, siendo los divorcios raros. Los individuos que cambian de pareja suelen ser individuos que abandonan el nido con su primera pareja en el estadio previo a la puesta. Esta estabilidad en la pareja parece estar ligada al lugar concreto de cría que sirve como enlace entre la pareja de temporada en temporada ya que el retorno año tras año al mismo nido está bien constatado.

Las aves reproductoras experimentadas son las primeras en llegar a la colonia, normalmente unas dos semanas antes que los reproductores menos experimentados, lo que reduce la probabilidad de divorcio, que ocurren excepcionalmente cuando se perturba la reproducción o se produce un fracaso al comienzo de la misma, como se ha expuesto anteriormente.

Desde la llegada de los reproductores al nido hasta la puesta transcurre un periodo variable que va de un mes a más de dos, con un promedio de mes y medio. Cuando se produce un abandono de un miembro de la pareja antes de la puesta, el individuo que permanece en el nido puede reemparejarse con cierta rapidez. Aún así, la puesta se retrasa y esta pudiera ser la causa de muchas de las puestas más tardías. Durante este periodo previo a la puesta el nido es visitado sólo durante algunos días. El número de visitas es muy variable y no parece guardar relación directa con el tiempo que transcurre desde la primera visita al nido hasta puesta. Las visitas nocturnas son mucho más frecuentes que las diurnas. En el Mediterráneo la llegada a las colonias está poco documentada. La información fragmentaria de la que se dispone indica que en

Córcega pudiera ocurrir entre finales de Marzo o comienzos de Abril y Mayo (Guyot y Thibault, 1985) y en Malta se cita la llegada a la colonia en Marzo-Abril (Sultana y Gauci, 1982).

Scott (1970) mostró que la primera reproducción ocurre normalmente al cuarto o quinto año. Los inmaduros comienzan a visitar las colonias al segundo año o, más frecuentemente, al tercer año. Estos inmaduros de tercer año pueden formar parejas no reproductoras que ocupan un lugar y comienzan a criar al año siguiente en el mismo sitio. Estos individuos no reproductores se introducen en las áreas de cría llegando a situarse junto a los reproductores sin que se produzca una reacción antagonista.

Debido a que los lugares de reproducción son de muy difícil acceso a la visualización directa se ha observado muy raramente el cortejo y la reproducción, por lo que no se dispone de la información adecuada.

La filopatría es, aparentemente, muy elevada, criando la mayoría de las aves en las mismas localidades donde nacieron (Cramp y Simmons, 1977). No obstante, se conocen casos de individuos que han criado en colonias distintas a las de origen y la constatada existencia de abundantes movimientos de individuos erráticos inmaduros entre colonias sugieren que la apreciación del alto grado de filopatría pudiera estar muy sesgada por el bajo número de pollos anillados y que ésta sólo puede ser evaluada en colonias controladas muy estrechamente durante un periodo largo de tiempo, lo que ha ocurrido en muy pocas colonias que son precisamente aquellas dónde más pollos se anillan.

5.3.2. Puesta, reproducción y eclosión

La fenología de la puesta es diferente entre las poblaciones atlánticas y las mediterráneas. En las islas Británicas (Davis, 1957; Scott, 1970) las fechas extremas de puesta ocurren entre los últimos días de Mayo y finales de Agosto, con las mayoría de las puestas entre mediados de Junio y mediados de Julio. Por el contrario, en el Mediterráneo la puesta está adelantada en más de un mes.

En la Isla de Marettimo (Sicilia) la puesta comienza a final de Abril y finaliza a mediados de Julio (Massa y Catalisano, 1986), lo mismo que en Filfla (Sultana y Gauci, 1982). En Córcega los datos son similares, con fechas extremas entre la cuarta semana de Abril y la tercera de Junio (Guyot y Thibault, 1985). En Benidorm, las puestas comienzan en la segunda semana de abril y se prolongan hasta la primera de Julio, con el 75% de las puestas concentradas en el mes de Mayo y el máximo en la primera semana de Mayo cuándo se producen más del 30% (Mínguez, 1994). En las colonias de Murcia, a pesar de que no se ha realizado un análisis detallado, los datos disponibles indican que las fechas de puesta son similares a las del resto del Mediterráneo (datos propios).

El tamaño de la puesta es siempre de un huevo, y las puestas de reposición son extremadamente raras (Cramp y Simmons, 1977). Los huevos son de color blanco puro, aunque pueden presentar algunas motas rojizo-marrones en un extremo que se pierden pronto. La dimensión media de los huevos de las poblaciones atlánticas es 28×21 mm, con medidas extremas de 25-30×19-23 mm, con un peso medio de 7 g y un rango de 6-8

g. (Cramp y Simmons, 1977). El peso del huevo es más de un 20% del de la hembra, lo que implica un gran costo energético y de ahí que las puestas de reemplazo sean muy raras. Existen pocos datos para las poblaciones mediterráneas, una muestra de cuatro huevos en Grecia arrojó una media de 30.6×21.8 mm con valores extremos de $29.3-31.8 \times 21.3-22$ mm (Akriotis y Handrinos, 1986), por lo que parece que la población mediterránea pondría huevos más elongados, pero el tamaño muestral es tan reducido que es imposible establecer ninguna aseveración estadística.

La incubación es realizada por ambos sexos, comenzando por el macho. Los turnos medios son de 3 días. El promedio de incubación en poblaciones atlánticas es de 40.6 días, con un rango de 38 a 42, y un dato excepcional de 50 (Davis, 1957). Los periodos de incubación más largos suelen corresponder con huevos que no son incubados todos los días lo que muestra que los huevos son capaces de soportar enfriamientos prolongados, lo que pudiera ser una adaptación a la variabilidad en la obtención de alimento y a los temporales que impidan a los individuos volver a la colonia.

5.3.3. Desarrollo y cuidado de los pollos

En las poblaciones atlánticas el desarrollo de los pollos, que nacen ciegos, dura un promedio de 63 (Davis, 1957) a 70 días (Scott, 1970). El pollo permanece en compañía de los padres durante la primera semana y es visitado después sólo para la alimentación, con una frecuencia superior al 83% de las noches hasta el día 50, para descender al 66% en los días 55-60 (Davis, 1957). El cuidado de los pollos es compartido por ambos padres. Hacia el final del desarrollo los pollos dejan de ser visitados por los adultos y abandonan el nido normalmente antes de cinco después de la última visita de alimentación, aunque el promedio es de dos días (Davis, 1957). La cantidad de alimento proporcionada en cada visita es de unos 6 g en promedio.

En la Isla de Marettimo los pollos vuelan de Agosto a mediados de Octubre (Massa y Catalisano, 1986), lo que concuerda bien con el tiempo de desarrollo de los pollos en las poblaciones atlánticas. En esta misma localidad, al final de su desarrollo los pollos pesan entre 10 y 15 g más que los adultos, de acuerdo con lo conocido con otras especies de procelariiformes.

Poco después de volar los pollos las colonias de cría son abandonadas. Así por ejemplo, en Córcega se estima que las aves abandonan la colonia en Octubre (Guyot y Thibault, 1985b)

6. ALIMENTACION

6.1. Pautas de obtención de alimento

Se conoce muy poco de los patrones de alimentación de la especie, siendo la mayoría de la información puramente anecdótica y principalmente fragmentaria.

Los hydrobátidos en general, como el resto de los procelariiformes excepto pelecanoididae, se alimentan exclusivamente en la parte más superficial de la columna de

agua. El Paíño europeo toma el alimento picando rápidamente sobre el agua (Cramp y Simmons, 1977). Las patas son usados para frenar el impulso y doblarse hacia delante capturando pequeñas presas (Prince y Morgan, 1987). Asimismo, este 'golpe de pie' sobre el agua sirve para elevarse sobre el agua y planear. Normalmente, se mantienen como 'flotando' a poca distancia sobre el agua. Cuando llega una ola el ave se eleva, aparentemente sin esfuerzo, probablemente desplazado por la elevación de la columna de aire forzada por la cresta de la ola, de tal forma que mantienen una distancia constante a la superficie del agua (Warham, 1990). Además, su forma de vuelo parece estar perfectamente adaptada a aprovechar las corrientes ascendentes generadas por la deflexión del viento producida por las olas. Todas estrategias contribuyen a disminuir significativamente el costo energético de la obtención de alimento.

El gran desarrollo del sentido del olfato en los procelariformes, sugiere que este implicado en la búsqueda de alimento. Para otras especies de procelariformes se ha comprobado experimentalmente que Fulmares (*Fulmarus glacialis*) y Pardelas sombrías (*Puffinus griseus*) reaccionan positivamente a estímulos olorosos (Hutchinson *et al.*, 1984). Igualmente es destacable que una parte importante de las presas de procelariformes son bioluminiscentes, lo que pudiera estar implicado en su detección y captura, aunque las observaciones no son en absoluto concluyentes (Prince y Morgan, 1987).

En general, no se suelen observar grandes grupos alimentándose juntos sino individuos solitarios o pequeños grupos de individuos dispersos.

No es habitual que la especie siga los barcos de pesca. No obstante, existen algunas observaciones en el Mediterráneo tal como un grupo de 25 individuos en Cedeña alimentándose de descartes de un barco de pesca (Schenk y Torre, 1986)

6.2. Dieta

Los datos sobre la dieta de esta especie son también muy escasos. En el Atlántico se ha citado la presencia de cefalópodos y pequeños peces y más raramente cadáveres de ballena, sangre de Gavión (*Larus marinus*) y desperdicios de barcos (Cramp y Simmons, 1977). En la colonia de Skokholm, durante la época de reproducción casi toda la dieta consiste de pequeños ejemplares de *Clupea harengus* y *Sprattus sprattus*, aunque se detectó también la presencia de crustáceos pero en mucha menor medida (Scott, 1970)

En el Mediterráneo existe la misma parquedad de información. En Tabarca se han identificado restos de *Stomiatidae* (datos propios) y en Baleares *Gnostomatidae*, *Sternoptvhyidae* y *Myctophidae* (Aguilar, 1994). Todas estas especies son bioluminiscentes, habitando en el talud continental, siendo demersales de día y ascendiendo durante la noche.

7. SELECCION DE HABITAT

7.1. Hábitat de reproducción

La mayoría de las colonias de cría se sitúan en pequeñas islas e islotes. Las colonias conocidas en acantilados del continente son muy raras. Mínguez (1994a) cita el Cabo Ogaño en Vizcaya como la única colonia del mundo conocida en un acantilado del continente. En cualquier caso, si no se toma el término 'continente' en sentido estricto se conocen colonias en acantilados de grandes masas de tierra que exceden con mucho el tamaño de pequeñas islas e islotes, tal como se ha constatado en la Gomera (Nogales *et al.*, 1993). Dado que los tramos acantilados son mucho más difíciles de prospectar por su falta de accesibilidad y extensión, no se puede descartar que las colonias sean más frecuentes de lo que se cree. Así por ejemplo, Aguilar (1994) ha capturado ejemplares en zonas costeras de la isla de Ibiza.

Aunque muchas de las colonias de cría se sitúan en localidades dónde existen predadores potenciales como las gaviotas, es una constante que casi todas las islas o islotes en las que se reproduce la especie en el Mediterráneo carecen de poblaciones de ratas.

En las colonias los lugares concretos de nidificación suelen ser grietas y cavidades de diverso tamaño, aunque también pueden criar bajo la vegetación, como era el caso más frecuente en la Isla Grosa cuando la colonia fue descubierta por Guirao (1859). Es probable, que sólo se reproduzca bajo la vegetación cuando la isla alberga pocas oquedades debido a su naturaleza geológica. Es frecuente también que críen en derrubios de acantilado, bajo las acumulaciones caóticas de bloques como en Filfla (Sultana y Gauci, 1992), Isla Plane en Marsella (Walmsley, 1986) o en Terreros (datos propios).

En islas con materiales blandos la especie puede aprovechar huras excavadas por otras especies como conejos, frailecillos o pardelas (Davis, 1957), incluso aún estando ocupadas por estas especies. El mismo autor constata que el Paíño europeo puede realizar excavaciones laterales en estas huras que son inaccesibles a animales de mayor tamaño. También pueden excavar sus propias huras. En el Mediterráneo no se tienen ninguna información concreta sobre excavaciones realizadas por el Paíño europeo, pero hay que tener en cuenta que la presencia de suelo en islas o islotes de este área geográfica es mínimo.

Otros lugares de cría citados son cuevas marinas que sólo son accesibles nadando. En la Isla de Marettimo, la única colonia que no ha sido abandonada se sitúa en una cueva completamente oscura, a la que se accede por un túnel de 60 m que comunica directamente con el mar (Massa y Catalisano, 1986).

7.2. Hábitat de alimentación y áreas de campeo

Tratándose de un ave pelágica las áreas de campeo deben ser bastante amplias, lo que es notable para un ave de tan pequeño tamaño. No existe sin embargo, información detallada sobre el radio de los viajes de alimentación desde la colonia. Teniendo en cuenta que en las colonias atlánticas (véase sección 5.3) los turnos de

incubación duran unos tres días, se puede razonar que el radio de alimentación puede ser fácilmente superior a los 100 km, siendo este un límite muy conservador ya que en Paíño boreal (*Oceanodroma leucorhoa*) trasladado artificialmente de Canadá a Inglaterra se comprueban velocidades de retorno de casi 400 km/día sostenidas durante 12 días (Warham, 1990). Asimismo, la frecuencia de alimentación de pollos en la colonia de Skokholm en los primeros 50 días es del 83% (véase sección 5.3). Asumiendo que en promedio la mitad de las visitas corresponden a cada uno de los progenitores esto quiere decir que cada ave, individualmente, visita al pollo aproximadamente un 40% de las noches, lo que significa que, en promedio, se produce una visita cada 2.5 días. Es decir, los viajes de alimentación durante el desarrollo del pollo tienen una duración similar a los que ocurren durante la incubación, y por tanto se pueden estimar radios de alimentación del mismo orden. En conclusión, las áreas de campeo de las aves reproductoras son muy grandes, y con facilidad pueden estar en un radio de 100 a 200 km de la colonia. Para la conservación de la especie, esto tiene profundas repercusiones ya que la calidad del hábitat marino del que dependen los reproductores sólo puede ser mantenida por medidas políticas y de gestión generadas por entes administrativos de ámbito internacional.

Respecto al hábitat de alimentación no existe prácticamente información. Se ha señalado que durante el final de la época de reproducción, el área de sobrecalentamiento (agua con temperaturas por encima de las de su entorno) del sur del Golfo de Vizcaya se caracteriza por la alta densidad de Paíño europeo (Hemery *et al.*, 1986). En esta área, sin embargo, se dan fuertes fluctuaciones interanuales en el número de aves observadas. Así tomando el principal periodo reproductivo (Junio-Agosto) entre 1976 y 1985 se observaron densidades desde 7 aves/hora a menos de 0.3. Significativamente estas variaciones fueron cualitativamente similares a otras especies como el Alcatraz (*Sula bassana*). Teniendo esta última especie unos hábitos de alimentación bastante diferentes, la hipótesis más plausible es que las condiciones del medio ambiente marino que condicionan las densidades de Paíño europeo son de tipo muy general. Sin embargo, en ausencia de una información más concreta es imposible testar la hipótesis. Particularmente, la extensión de la plataforma continental al sur del Golfo de Vizcaya es mucho menor que al norte, por lo que por lo que se expone más adelante, hay que tener en cuenta este factor.

Cramp y Simmons (1977) señalan, sin aportar información de detalle, que la especie es más frecuente en la zona intermedia entre las aguas litorales y las puramente oceánicas. Esta observación es bastante coherente con la distribución general de las colonias en las Islas Británicas y con las observaciones de alimentación en Baleares y el Sureste de España (Aguilar, 1994; datos propios). Efectivamente, la inmensa mayoría de las colonias en las islas británicas se encuentran distribuidas en la costa occidental de Escocia e Irlanda, así como en los archipiélagos de Shetland y Feroes. Estas son las zonas más cercanas al talud continental. En la costa oriental de Gran Bretaña, que da al Mar del Norte, de escasa profundidad, no se conocen colonias de cría. Si bien, la costa oriental es en su mayor parte baja, poco accidentada y carente de islotes, lo que limita el hábitat de reproducción, existen algunas áreas en las que sería posible. Más llamativa aún es la ausencia de colonias en la costa suroccidental de Escocia, donde el hábitat de reproducción no es tan escaso y, sin embargo, no se conocen colonias de cría. Esta zona está abierta al Mar de Irlanda, que como el Mar del Norte se caracteriza por profundidades inferiores a los 200 m, en el dominio de la plataforma continental. En el Mediterráneo la plataforma continental es muy reducida, por lo general, y no pueden

hacerse el mismo tipo de comparaciones, sin embargo las escasas muestras de alimentación recogidas concuerdan bien con que el hábitat de alimentación corresponda con el límite entre la plataforma y aguas oceánicas.

8. ESTADO SANITARIO DE LA ESPECIE

8.1. Toxicología

El Paño europeo parece estar menos afectado que otras procelariformes por la ingestión de plásticos (Furness y Monaghan, 1987). Esto es, sin duda, debido a que la mayoría de los plásticos flotantes son de tamaños superiores al de las presas típicas de la especie. No obstante, está comprobado que puede ingerir ciertos tipos de plástico, tal como burbujas de poliestireno expandido, lo que ha sido detectado en Escocia (Zonfrillo, 1985). La ingestión de plástico por parte de los procelariformes no parece causar heridas o ulceraciones, sin embargo, la anatomía de su aparato digestivo sugiere que los regurgitan con mucha dificultad. De este modo, el principal efecto de la ingestión de plásticos se relacionaría con la reducción del volumen funcional del proventrículo (Furness y Monaghan, 1987), lo que limitaría la capacidad de acumular alimento y de ahí podría afectar a la reproducción bien espaciando en demasía los turnos de incubación bien limitando la alimentación aportada a los pollos.

Respecto a la contaminación por metales pesados y pesticidas no existen datos concretos pero en un estudio de Pardela cenicienta (*Calonectris diomedea*) llevado a cabo en el Mediterráneo y Canarias se encontraron altos niveles de mercurio y pesticidas (DDE, PCB). Particularmente las muestras obtenidas en el Mediterráneo occidental fueron con muchas las que arrojaron los mayores valores (Renzoni y Massa, 1993). Debido a la presencia de los depósitos contaminantes de metales pesados originados en Portman, sería interesante estudiar específicamente los contaminantes en las colonias de la costa de Murcia.

8.2. Epidemiología y parasitología.

El único estudio localizado sobre la presencia de parásitos sanguíneos se realizó en la isla de Benidorm (Merino y Mínguez, 1998) quienes no hallaron presencia de *Haematozoa* en las muestras extraídas. No se ha encontrado información referida a enfermedades infecciosas en la bibliografía.

Respecto a ectoparásitos, se conocen al menos 4 especies de Mallophaga parasitando a aves de colonias británicas. La más abundante de las cuatro especies es *Halipeurus pelagicus* (Philopteridae), que da cuenta de más del 97% de los ectoparásitos (Fowler *et al.*, 1984) y vive en las alas del huésped. Las densidades medias de infestación de este ectoparásito son de 4-5 individuos/ave. Asimismo, se ha encontrado que la estructura de la población de este parásito es distinta entre aves nidificantes y no nidificantes (Fowler *et al.*, 1984).

En el Mediterráneo, concretamente en Córcega, se ha detectado el Siphonaptero *Xenopsylla gratioiosa* (Guiguet y Monnat, 1985), que también ha sido registrada como parásito de Pardela cenicienta (*Calonectris diomedea*).

El efecto de los ectoparásitos sobre el Paíño europeo es poco conocido, más allá de las cuestiones genéricas, de las cuáles la más grave es la transmisión de enfermedades. No obstante, en aves una infestación excesiva puede llevar a un abandono de puestas o a la muerte prematura de pollos así como a la esterilidad (Guiguet y Monnat, 1985). Es posible que el Paíño europeo, con un período de incubación de 40 días y turnos de incubación de tres días pudiera ser más sensible que otras aves al efecto de los ectoparásitos sobre el éxito reproductor. Es interesante también destacar que la relativamente baja tasa de eclosión de los huevos de la especie (sección 9.2) se ha achacado a la existencia de un alto número de huevos infértiles, lo que quizá pudiera estar en relación con la infestación por ectoparásitos. Sin embargo, se hace necesario constatar la proporción exacta de huevos infértiles entre los no eclosionados, ya que es más plausible que la mayoría de los fracasos se deban a un enfriamiento excesivo de los huevos en una especie en que los turnos de incubación son largos (sección 5.3.2) como clara adaptación a una distribución espacial heterogénea de los recursos alimenticios.

9. DEMOGRAFIA

9.1. Tamaño de la población y evolución

9.1.1. Población reproductora

Existen enormes dificultades para realizar una estima medianamente precisa de la población mundial de Paíño europeo. Evans (1986), estimó la población mundial en 130.000-290.000 parejas. La distribución de esta población sería la siguiente: Irlanda 36%, Feroes 36%, Escocia 14%, Malta 5%, Gales 4%, Resto 5%. El mismo autor afirma que las tendencias del tamaño de la población de la especie, globalmente considerada, son desconocidas. Posteriormente, Tucker y Heath (1994), han actualizado esta información elevando la estima global, fundamentalmente debido a una estima al alza de la población islandesa (Tabla 7). Dada la escasez de datos fiables en los que esta basada esta estima para una parte importante del área de distribución se puede afirmar que sólo el orden de magnitud de la población global pudiera ser correcto, mientras que los datos nacionales pueden estar bastante sesgados en muchos casos. Por ejemplo, aquellos de la Península Ibérica están claramente infravalorados a la luz de los datos más recientes, como se expone a continuación.

	Población reproductora		Tendencia del área de reproducción
	<i>Parejas</i>	<i>Tendencia</i>	
Feroes	150000-400000	0	0
Francia	400-600	-1	0
Grecia	10-30	0	0
Islandia	50000-100000	0	0
República de Irlanda	50000-100000	0	0
Italia	1500-2000	0	0
Malta	3000-5000	-1	0
Noruega	1000-10000	-	-
Península Ibérica	1700-2000	-1	-1
Canarias	1000	-2	-2
Reino Unido	20000-150000	0	0
Guernsey	0-100	0	0
Total	280000-770000	0	0

Tabla 7. Estima de la población mundial de Paíño europeo. Tendencias: (0) = estable; (-1) = pequeño descenso; (-2) = fuerte descenso.

Fuente: Modificado de Tucker y Heath (1994).

En el Mediterráneo la mayor colonia se encuentra en el islote de Filfla con una población estimada en los años 70 de más de 10.000 parejas (Sultana y Gauci, 1982). Posteriormente, esta colonia ha sufrido un descenso numérico debido quizás a que algunos temporales han afectado a áreas preferentes de cría en el islote. No obstante, incluso con la estima mostrada en la Tabla 7 este número es asombroso si se tiene en cuenta que la isla tiene una superficie de tan sólo 2.5 ha, si bien los acantilados se alzan 60 m. sobre el mar. Es de destacar que la isla fue bombardeada hasta los años 70 por la armada británica. Los bombardeos perjudicaron a la Pardela Cenicienta pero pueden haber beneficiado al Paíño creando mayor número de lugares para la reproducción (Sultana, 1986).

En el canal de Sicilia, en la Isla de Marettimo se estima una población de 500 a 1000 parejas, mientras que el islote de Lampione y en la isla de Levanzo sólo se estiman unas pocas parejas (Massa y Catalisano, 1986). Hay pocos datos sobre Cerdeña, pero la población se ha estimado en más de 300 parejas (Schenk y Torre, 1986; Massa y Sultana, 1993). De las tres colonias conocidas en Córcega, dos albergan algunas decenas de parejas y una menos de 10 y la única colonia conocida en la costa francesa tiene menos de 50 parejas (Guyot *et al.*, 1985).

Las colonias conocidas en Baleares dan una estima de población global de 2.000 a 4.000 parejas, en más de un 90% concentradas en las Pitiusas (Aguilar, 1994). La colonia de Islas Columbretes se estima en 10-30 parejas (Dies *et al.*, 1989), la de Benidorm en más de 500 parejas (Mínguez, 1994), la de la isla Mitjana en un mínimo de 25 parejas (Dies *et al.*, 1989) y la de Tabarca previamente estimada en una veintena de parejas (Dies *et al.*, 1989) podría tener una población sustancialmente superior (datos propios). La de la isla de Terreros (Almería) se estima en unas 20-30 parejas (Enciso y Palanca, com. pers.).

De esta forma, excluyendo las poblaciones de Murcia, se estima que las colonias en el Mediterráneo podrían albergar unas 16.000 parejas. Esta cifra debe considerarse una estima mínima ya que como se ha reiterado la estima de poblaciones nidificantes es extremadamente difícil, y las cifras que se proporcionan para el Mediterráneo están basadas en observaciones directas de aves reproductoras lo que, según la configuración de la isla, puede ser posible sólo para una parte de la población.

Aunque las tendencias poblacionales no son conocidas en detalle existe evidencias de que la especie ha experimentado una cierta regresión durante el último siglo. Se cita el abandono de colonias en Escocia e Irlanda durante finales del XIX y principios de XX, así como descensos numéricos importantes en las Islas Scilly (Cramp y Simmons, 1977).

En el Mediterráneo los datos tampoco son abundantes pero se ha dado cuenta de la desaparición de algunas colonias (véase sección 4.2). En Cerdeña se considera que la especie está en declive aunque sigue siendo bastante frecuente (Torre, 1983). A principios de siglo la especie estaba presente en grandes cantidades (sin especificar) en Isla Plane y los islotes Grand y Petit Congloué. Sin embargo en los años 80 sólo permanecía la colonia de Isla Plane, donde se llegó a detectar un máximo de 50 nidos ocupados en los censos llevados a cabo entre 1977 y 1983 (Walmsley, 1986).

9.1.2. Población murciana de Paño europeo

En la actualidad existen tres colonias de cría en activo en Murcia (Grosa, Hormigas y Palomas) y una de estatus dudoso (Cueva de Lobos). El conocimiento de la población de la especie ha estado basado en la inspección de huras y en métodos de captura-recaptura. Ambos métodos muestran importantes deficiencias para estimar la población real, y especialmente el tamaño de la población nidificante.

El primer método, por lo general, solo permite acceder a una parte pequeña de la población nidificante, ya que en su gran mayoría crían en cavidades y grietas que son completamente inaccesibles a la inspección visual directa.

El segundo método descansa en una serie de presunciones estadísticas que, frecuentemente o siempre, son violadas por el comportamiento de la especie. En cualquier caso, existen diversos métodos de estima de la población mediante captura-recaptura los más sofisticados de los cuales permiten manejar tres fuentes de variación en la probabilidad de captura (White *et al.*, 1982): a) cambios en el tiempo; b) respuesta al trampeo; y c) diferencias entre grupos de la población. Desgraciadamente, incluso estos métodos más sofisticados asumen que la población objeto de estudio es cerrada, es decir que no existe emigración y/o inmigración, lo cuál no es el caso para las poblaciones reproductoras de Paño europeo en las que existe un número importante de transeúntes no reproductores que pueden visitar varias colonias de cría en una sola temporada. A pesar de estas limitaciones los métodos de captura-recaptura pueden proporcionar una imagen más fiel del número de individuos que componen una colonia (reproductores y no reproductores) que la inspección directa de lugares de nidificación.

En la Tabla 7 se muestran diversas estimas obtenidas por inspección visual así como estimaciones subjetivas de la población nidificante de las colonias de Murcia desde los años 80. En la tabla se observa la discrepancia entre los resultados de la observación directa de pollos y adultos incubando y la estima subjetiva. Con seguridad, ésta última es más fiel a la realidad.

	Palomas (visual)	Palomas (subjetiva)	Hormigas (visual)	Hormigas (subjetiva)	Grosa (visual)	Grosa (subjetiva)
1986 ¹	4		15			
1987 ¹	9		30			
1988 ²	6		2			
1993 ^{2,5}	6	300		200		10-20
1994 ^{3,5}	4	>200		150		10-20
1995 ^{4,5}	2		24			

Tabla 7. Estimaciones de número de parejas nidificantes en colonias de Murcia. *Visual*: observaciones de adultos incubando y/o pollos. *Subjetiva*: estima sobre la base de movimientos de aves y otras.

Fuentes: (1) González Barberá y Hernández-Gil (1989); (2) NATURCAZA (1993); (3) NATURCAZA (1994); (4) NATURCAZA (1995); (5) Datos propios

En cuanto a las estimas mediante métodos de captura-recaptura NATURCAZA (1993) estimó que el número de individuos en la colonia de Hormigas se situaba en 691 individuos con un error estándar de 138 individuos.

Sobre la base de los métodos proporcionados por White *et al.* (1982) en 1997 se realizaron cuatro sesiones de captura-recaptura en la Isla de las Palomas y dos sesiones en la Isla Hormigas. En la Tabla 8 se muestran los resultados que se obtienen cuando se aplican diversos modelos con distintas asunciones sobre fuentes de variación en las tasas de captura. Se observa que dependiendo de que modelo se asuma las estimaciones varían enormemente. En Hormigas el modelo que da mayor población es el modelo nulo (M_0) con 782 individuos, cifra muy similar a la obtenida por NATURCAZA (1993), mientras que el modelo que da la menor población es el que asume que las aves presentan una respuesta comportamental al método de trapeo (M_b) que arroja un total de tan sólo 123 individuos. En Palomas el modelo que proporciona la mayor población es el que asume respuesta comportamental y cambios en las tasas de captura entre sesiones que arroja 14559 individuos, pero con un intervalo de confianza amplísimo. El modelo que indica una menor población es el modelo que asume respuesta comportamental al trapeo y heterogeneidad entre grupos que indica una población de 350 individuos.

Modelo	Isla de Hormigas			Isla de las Palomas		
	Estima	s.e.	Intervalo 95%	Estima	s.e.	Intervalo 95%
M_0	782	319	391-1740	3865	1680	1764-8836
M_1	445	165	248-950	2912	1035	1525-5795
$M_{t(Ch)}$	402	137	235-816	2958	1179	1441-6367
M_b	123	2	122-132	394	75	299-612
M_h	178	9	163-199	549	29	499-610
M_{tb}				14559		520-694483
M_{th}				4087	1844	1814-9613
$M_{bh(Po)}$	138	6	135-153	350	22	314-402

Tabla 8. Estimaciones de población en Palomas y Hormigas basadas en sesiones de captura y recaptura en 1997. M_0 : modelo nulo, la probabilidad de captura es siempre la misma. M_1 : la probabilidad de captura varía entre sesiones de anillamiento. M_2 : el método de captura altera la probabilidad de captura de los individuos después de la primera sesión. M_3 : la población se divide en grupos con distintas probabilidades de captura. Otros modelos con más de un subíndice indican combinaciones de los anteriores. *s.e.*: error estándar.

Fuente: datos propios

La determinación de que modelo ajusta mejor a los datos es una labor compleja que requiere la revisión de las distintas asunciones que se realizan. Teniendo en cuenta lo que se conoce del comportamiento del Paíño europeo en las colonias de cría el modelo nulo no sería aplicable normalmente. Esto es debido a que, en primer lugar, los individuos no reproductores deben tener una tasa de captura sensiblemente superior a los reproductores ya que pasan mayor tiempo en el aire. En segundo lugar, las diferencias entre la probabilidad de captura en las noches de calma y las noches con brisa son importantes, dado que en estas últimas el rebote de individuos contra las redes es habitual y que la actividad en la colonia es muy distinta en distintas noches (véase sección 5.1). Por último, es difícil creer que las aves aprendan la localización de las redes y las eviten (respuesta comportamental negativa, típica de respuesta traumática a la manipulación) y más difícil aún creer que les ‘gusta’ caer (respuesta comportamental positiva, típica de trampas cebadas), sin embargo, se comprueba que las aves anilladas tienen mayor probabilidad de quedar enredadas en la red simplemente porque la anilla se engancha con facilidad. Es decir, que el modelo más fiable a priori es que el tiene en cuenta todas estas fuentes de variación en la probabilidad de captura. Desgraciadamente, testar con rigor cada una de estas hipótesis requiere mucho mayor número de sesiones de las que se han llevado a cabo.

En cualquier caso, de los resultados expuestos se puede inferir que con gran certidumbre el número de individuos alrededor de las Hormigas se encuentra entre los órdenes de magnitud 10^2 - 10^3 y en las Palomas entre 10^3 - 10^4 , aunque en este último caso el límite superior puede ser claramente excesivo. Estas estimaciones concuerdan aproximadamente con las estimaciones subjetivas realizadas con anterioridad, siempre que se tenga en cuenta que el número de individuos no reproductores en una colonia es bastante alto, tanto por la presencia de inmaduros como por la presencia de adultos en año sabático. Por último, cabría destacar que tanto las cifras de la Tabla 8 como el número de anillamientos sugieren que las diferencias en la población entre Palomas y Hormigas son superiores a lo que se ha sugerido anteriormente.

En cuanto a la Isla de Cueva de Lobos, en el año 1986 la especie todavía nidificaba en la isla, mientras que en 1988 no se la pudo localizar como nidificante pero sí capturar individuos con reclamos, así como identificar grietas con el olor característico de la especie. Posteriormente a estas fechas todas las prospecciones han dado resultados negativos.

La evolución de las poblaciones nidificantes en la Región de Murcia tiene un hito claramente negativo como es la práctica desaparición de Isla Grosa donde a mediados del S.XIX era abundante y se cogía “por docenas” (sic) (Guirao, 1859). En las colonias de Hormigas y Palomas se ha seguido la evolución desde mediados de los 80. Dado a que este seguimiento se basa fundamentalmente en lugares accesibles a inspección visual directa, la muestra es muy sesgada. No obstante, tanto en Palomas como Hormigas se puede afirmar que la especie ha dejado de criar en algunos agujeros

dónde lo hacía con regularidad. Esto no quiere decir que el descenso de la población haya sido significativo desde el punto de vista global, pero sí, al menos, que las localizaciones de cría más expuestas han tenido cierta tendencia a ser abandonadas. Las razones de esta disminución podrían estar relacionadas con las perturbaciones humanas, incluyendo aquellas producidas por los ornitólogos, que son los que activamente buscan la especie, así como una mayor incidencia de predación por parte de la Gaviota patiamarilla (*Larus cachinnans*). De todas formas, este último extremo es difícil de confirmar en tanto que la población reproductora en las Hormigas es muy pequeña (menos de una treintena de parejas, habitualmente) y en las Palomas no parece haber aumentado grandemente desde que ocurrieron las primeras visitas en 1986.

9.1.3. Población invernante

No existe apenas información sobre el tamaño de la población invernante en las distintas zonas en las que ocurre. Un resumen de esta información se puede consultar en la sección 4.3.

9.2. Parámetros reproductivos y demográficos. Factores determinantes

Los Hydrobátidos, a pesar de su pequeño tamaño, tienen un comportamiento demográfico cualitativamente similar al de otros procelariformes. Respecto al Paño europeo, la madurez sexual es tardía y comienza a los 4 años. La incubación y desarrollo de los pollos ocupa unos 105-110 días, es decir casi un 30% del ciclo anual, pero si se tiene en cuenta el periodo pre-puesta, que incluye la reunión de la pareja, el proceso reproductivo abarca unos 150 días, o algo más del 40% del ciclo anual. La longevidad es elevada, superior a los 20 años. El tamaño de puesta es, invariablemente, un solo huevo, que raramente es reemplazado si se pierde. Las tasas de supervivencia en adultos son altas, superiores al 80%. En resumen, el Paño europeo es un típica estrategia de la *K*, como los otros miembros de su orden, que comparados con otros grupos de aves son un caso extremo a este respecto.

En la Isla de Benidorm la tasa de eclosión en dos núcleos distintos fue del 65.9% y del 12.2%, debiéndose el 82% de las puestas fallidas a que los huevos no llegaron a abrirse (Mínguez, 1994). Las diferencias entre colonias parecen deberse a la distinta accesibilidad de las cavidades a pollos de Gaviota patiamarilla. En Cabrera se han observado tasas de eclosión muy bajas, del 39% (Araujo *et al.*, 1977). En colonias atlánticas se han obtenido valores similares de tasa de eclosión: Skokholm, 66% (Davis, 1957); Skokholm, 62% (Scott, 1977); Biarritz, 64% (Hemery, 1980). En las colonias británicas la no eclosión se ha achacado principalmente a enfriamiento excesivo de los huevos e infertilidad. Es importante destacar, que la distinción entre una y otra fuente de fallo debería ser cuantificada ya que cada una tiene implicaciones diferentes en la conservación.

No existen datos concretos para las colonias de Murcia, pero es muy frecuente encontrar huevos no eclosionados. Particularmente, en el túnel del faro de las Hormigas, dónde se introducen un buen número de individuos, se localizan cada año gran número de huevos no eclosionados (datos propios). Es interesante destacar, que la mayoría de estos huevos se encuentran en las zonas de entrada y por tanto más accesibles desde el

exterior a molestias humanas o de Gaviota Patiamarilla y a las inclemencias climatológicas como viento, lluvia y cambios bruscos de temperatura, así como probablemente a ser ocupadas por aves más jóvenes e inexpertas, que, como es habitual en las aves, tienen un éxito reproductor inferior a las parejas de mayor edad y más experimentadas.

En la colonia de Benidorm se observaron tasas de vuelo de los pollos del 93.7% y el 78.8% en dos subcolonias distintas, ocurriendo la mayoría de las muertes en los primeros días tras la eclosión (Mínguez, 1994). En Cabrera la tasa de vuelo se redujo a un 50% (Araujo *et al.*, 1977). En colonias atlánticas se han observado las siguientes tasas de vuelo: Skokholm, 89% (Davis, 1957); Skokholm, 66% (Scott, 1977); Biarritz, 97% (Hemery, 1980).

Un último aspecto relevante en la demografía de la especie es la presencia de años sabáticos, típicos también de otras procelariiformes. En la población vasco-francesa se ha calculado que el porcentaje de adultos en año sabático es del 31% (Mínguez, 1994).

9.3. Factores de mortalidad

9.3.1. Predadores naturales

El Paíño europeo carece prácticamente de enemigos en mar abierto y los únicos predadores potenciales se dan en las colonias de cría o sus inmediaciones.

En el Mediterráneo, el principal predador natural presente hoy día es la Gaviota patiamarilla (*Larus cachinnans*). No obstante, la mayoría de la información existente al respecto es más circunstancial que factual y cuantitativa. De este modo, por ejemplo, en Córcega se considera que hay poca base para medir el impacto de la Gaviota patiamarilla sobre las poblaciones de Paíño (Guyot y Thibault, 1985). Sin embargo, el declive de la colonia en Isla Plane (frente a Marsella) se acentuó en los años 50 justo cuando comienza a establecerse una colonia de Gaviota patiamarilla en la isla (Walmsley, 1985). En aquella época la especie contaba con una decena de parejas, llegando a mediados de los 70 a unas 500 parejas para estabilizarse en unas 1.000 en 1983, probablemente por haber alcanzado el nivel de saturación. Algunas parejas crían justo sobre las rocas bajo las cuáles cría el Paíño europeo. En este caso, sin embargo, no se han documentado evidencias de predación. Por el contrario, en Filfla se son frecuentes las egagrópilas conteniendo Paíño, aunque se desconoce el grado de influencia sobre la dinámica de la población. Cabe señalar que en esta colonia la población de Paíño europeo es tan grande (>3.000 parejas) y las dimensiones del islote tan reducidas (2.5 ha) que cabe esperar que sea frecuente encontrar egagrópilas conteniendo restos de Paíño, aunque la tasa de predación no fuera muy elevada. En cualquier caso, esta colonia ha sufrido en las tres últimas décadas un descenso de la población acusado.

En las colonias de Murcia se han encontrado egagrópilas conteniendo restos de Paíño en al menos tres ocasiones en la Isla de las Palomas (datos propios). Si bien esta cifra pueda no parecer muy elevada teniendo en cuenta el gran número de visitas realizadas, también es cierto que no se ha realizado ninguna búsqueda sistemática,

particularmente en la zona central de la isla donde las paleras (*Opuntia maxima*) dificultan sobremanera el acceso a los nidos de Gaviota patiamarilla.

Otras evidencias indirectas de la posible influencia de Gaviota patiamarilla provienen de la observación de que las diferencias extremas en el éxito reproductor de dos subcolonias situadas en la Isla de Benidorm (7.1% *versus* 61.8%) estaban relacionadas con la accesibilidad a las cuevas desde el exterior, mucho mayor en el caso con menor éxito reproductor (Mínguez, 1994). Los pollos grandes de Gaviota patiamarilla no volanderos tienden a divagar por la colonia y muchas veces son encontrados en cavidades, dónde además buscan refugio cuando la colonia es alterada por la presencia humana (observaciones propias).

Independientemente de que la tasa de predación del Paíño por parte de la Gaviota patiamarilla sea más o menos elevada, el problema fundamental deriva de la explosión poblacional de esta especie en las últimas décadas, debido a su comportamiento comensal respecto de los barcos de pesca y los basureros. De esta manera, incluso con una tasa per cápita baja de predación, el incremento desmedido de la población produciría un incremento muy grande del número de Paíños predados. Más aún, antes de que comience el período reproductor de la Gaviota patiamarilla, muchas islas e islotes (incluyendo todas aquellas que albergan o han albergado hasta recientemente colonias de Paíño en Murcia) funcionan como dormitorios tanto de adultos como de inmaduros. La coincidencia entre estos dormitorios y el cortejo de los Paíños que incluye múltiples exhibiciones aéreas (sección 5.3) puede incrementar la probabilidad de predación afectando a individuos adultos reproductores, lo que supone una amenaza fundamental para una especie con una dinámica de población como el Paíño europeo (véase sección 9.2).

Por último, existen registros (Mateo, 1990 y 1997) de la presencia de Lagarto ocelado (*Lacerta lepida*) en la Isla de las Palomas, si bien los miembros del equipo redactor de este Plan no han podido constatar su presencia. En caso de existir se trata de un predador potencial de importancia ya que es un activo devorador de huevos y pollos. Para la conservación del Paíño en esta colonia es importante dilucidar esta cuestión así como el propio interés de conservación que pudiera tener esta población insular. En caso de existir y de ser interesante su conservación sería necesario adoptar medidas de conservación que conciliarán los intereses contrapuestos de ambas especies.

9.3.2. Origen antrópico

Introducción de predadores y herbívoros domésticos

Dentro de esta categoría se incluyen perros, gatos, cabras, etc. y ante todo ratas. La mayoría de las islas dónde cría el Paíño en el Mediterráneo son de tan reducidas dimensiones que no ha lugar a la permanencia de una población de predadores o herbívoros domésticos introducidos. En cambio, sí es posible que se establezca una población de ratas.

Es una observación común que casi todas las colonias de Paíño europeo se localizan en áreas dónde no existe una población de ratas así se ha comprobado en

Córcega (Guyot y Thibault, 1985), Comunidad Valenciana (Dies *et al.*, 1989) y Murcia (datos propios).

En los lugares dónde se da simultáneamente la presencia de ratas y Paíños se ha inferido una influencia negativa. Así por ejemplo, en la isla de Marettimo, uno de los puntos de cría ha sido abandonado a causa de la interferencia de *Rattus rattus* (Massa y Catalisano, 1986). Sin embargo, la dieta de *Rattus rattus* en islas descansa sólo marginalmente en aves marinas. En un estudio llevado a cabo sobre 76 estómagos de ratas de islas e islotes de Francia y Córcega, sólo 8 (10.5%) contenían restos de pluma y tan sólo 1 (1.3%) restos de huevos, mientras que la mayoría del contenido correspondía con restos vegetales, del 73 al 99%, e invertebrados, constituyendo los vertebrados menos del 1% del régimen. En principio, parece que las ratas sólo se alimentarían de carroñas. Sin embargo, cuando se encuentra a alta densidad se constata un descenso acusado del éxito reproductor de Pardela cenicienta (Cheylan, 1985), de lo que se infiere que en estas condiciones extremas pueden comer activamente pollos o perturbar lo suficiente la actividad reproductora, por ejemplo, a través de molestias continuas a los adultos en incubación.

En el estudio citado no se encontraron restos de Paíño, pero tampoco parecen haberse tomado muestras de ratas en áreas dónde cría el Paíño. Por pura lógica, el Paíño es probablemente el ave marina del Mediterráneo más susceptible a sufrir acusadamente la predación por parte de las ratas.

Recolección de huevos y pollos

Al contrario que otras aves marinas no parece que la recolección de huevos y pollos de Paíño para alimentación humana haya supuesto una afección grave. Sin embargo, en aquellas localidades dónde los reproductores eran de más fácil acceso la recolección por pura diversión puede haber supuesto un efecto muy negativo. Concretamente, Guirao (1859) comenta que se recolectaban muchos individuos en la Isla Grosa, si bien no especifica los motivos de esta acción. Hoy día el impacto de estas prácticas es mínimo o nulo.

Capturas accidentales en artes de pesca

Existe poca información sobre interacciones entre la especie y las artes de pesca. Akriotis y Handrinos (1986) citan un ejemplar hallado muerto en la entrada de una hura en la colonia de Prassoudha (Grecia) que se encontraba enredado en una porción de red. Por otro lado, a principios de siglo se capturaban en grandes números en el Canal de Sicilia en redes de pesca. Práctica que se realizaba cebando las redes con hígado *Orthogoriscus mola* (Massa y Catalisano, 1986).

Alteración y pérdida de hábitat

Dada la localización de las colonias de cría sobre islas o islotes con pocos o ningún uso económico, la alteración del hábitat no parece haber sido un factor relevante para la evolución de las poblaciones. En el caso muy particular de Filfla incluso pudiera

haber sido favorable el hecho de que la isla se utilizase durante mucho tiempo como blanco de la armada británica, ya que se pueden haber incrementado el número de refugios seguros (Sultana y Gauci, 1982)

Respecto a la alteración del hábitat de alimentación los efectos más probables provienen de la contaminación marina. La acumulación de contaminantes actúa a largo plazo y es difícil de demostrar. No obstante, las manchas de petróleo si pueden afectar directa e inmediatamente a las aves, pero este es un factor que no parece ser muy significativo para el Paíño, al menos cuando no se trata de grandes mareas negras. Así por ejemplo de las inspecciones de aves orilladas llevadas a cabo en Portugal en los años 80 no se encontró ningún individuo petroleado (Teixeira, 1986), lo mismo que ha ocurrido en las inspecciones de aves orilladas en España.

Molestias en las colonias de cría

Algunas de las cuevas abandonadas en la Isla de Marettimo durante los años 70 eran objeto de frecuentes visitas por barcos de recreo y turísticos (Massa y Catalisano, 1986). La única colonia que queda en la isla sólo es accesible nadando unos 60 m a través de un túnel. El interior de dicha cueva no recibe luz ninguna. En Isle Plane (Walmsley, 1986) las visitas son frecuentes, pero se piensa que las molestias humanas directas son poco importantes, pero mucho más preocupantes pueden ser los perros que acompañan a los humanos así como los aficionados a la ornitología, que pueden ser el factor más peligroso. Este hecho se constata también en las colonias de Murcia.

Otros factores

En Malta se da cuenta de una tasa alarmante de disparos a aves marinas (Sultana, 1986). No hay noticias de actitudes similares en otras zonas del Mediterráneo y cabe señalar que los malteses son bien conocidos por su feroz depredación sobre las aves.

9.4. Tablas de vida y simulación de evolución demográfica. Modelo inicial.

Aunque no existen aún evaluaciones de todos los parámetros demográficos relevantes para las poblaciones murcianas, se pueden utilizar aquéllos obtenidos en el estudio de otras poblaciones para realizar modelos demográficos aproximados que sirvan para generar hipótesis sobre aspectos importantes de la gestión de conservación de las colonias de la Región de Murcia.

La fase inicial para la construcción de un modelo demográfico en una especie en la cuál las tasas de supervivencia y fertilidad dependen de la edad de los individuos es la creación de la tabla de vida. En la Tabla 9 se muestra una primera aproximación de la tabla de vida del Paíño europeo basada en datos de distintas fuentes, expuestas con anterioridad. El primer aspecto relevante es la fertilidad en cada edad x que se denomina $b(x)$ ¹, esto es, la descendencia producida por una hembra de una edad determinada en

¹ Para la construcción de las tablas de vida y la nomenclatura de cada uno de los elementos de las mismas este documento se adhiere al texto de Gotelli (1995)

cada año. En el caso del Paíño europeo es interesante descomponer la tasa de fertilidad en los tres componentes que se describen en el Cuadro 1.

Componente	Descripción
<i>In</i>	La proporción de hembras de una edad determinada que intentan reproducirse.
<i>Ec</i>	Proporción de huevos incubados que llegan a eclosionar
<i>Vo</i>	Proporción de pollos eclosionados que llegan a volar

Cuadro 1. Componentes de la fertilidad de hembras en Paíño europeo. Mientras que las tasas de eclosión y vuelo son típicas de todas las aves, el componente *In* es muy característico de los Procellariiformes, en los cuáles es normal que los reproductores tomen años *sabáticos* en los que no intentan reproducirse.

Hay que tener en cuenta que en una tabla de vida de una especie con reproducción sexual sólo se computa a las hembras, que son las que producen descendencia. Asumiendo que la razón de sexos en el Paíño europeo es 1:1, tanto entre la población reproductora como entre los pollos nacidos la tasa de fertilidad de una hembra de Paíño europeo viene dada por el producto $b(x) = In(x) \times Ec(x) \times Vo(x) \times 0.5$. Dónde el factor 0.5 es el factor de corrección para calcular el promedio de hembras nacidas de una hembra de una edad determinada.

La asignación concreta de parámetros a los componentes de la fertilidad en la Tabla 9 se basa en las siguientes asunciones:

1. La madurez sexual se alcanza al cuarto año, por tanto todas las hembras de tres o menos años son no reproductoras y su tasa de fertilidad es, por definición 0.
2. Todas las hembras son reproductoras de hecho a partir de su quinto año de edad.
3. Las hembras de cuarto año se reproducen en menor proporción que las de 5 o más años. En principio, esta proporción se estima arbitrariamente en 0.4.
4. La proporción de hembras en año sabático en las edades de 5 o más años es de 0.31 (sección 9.2) y, por tanto, el de hembras plenamente reproductoras de cada una de esas edades que intentan reproducirse en una año cualquiera es 0.69.
5. La tasa de eclosión de huevos puestos por hembras de 5 o más años es 0.66 (un valor cercano al promedio de las estimas en la sección 9.2).
6. La tasa de eclosión de huevos puestos por hembras de 4 años es inferior debido a la inexperiencia de los individuos. A falta de datos concretos esta tasa se fija arbitrariamente en 0.5.
7. La tasa de vuelo de los pollos de hembras de 5 o más años es 0.9 (un valor próximo a los valores más comunes de tasa de vuelo expuestos en la sección 9.2).
8. La tasa de vuelo de pollos de hembras de 4 años es inferior debido a la inexperiencia de los individuos. A falta de datos concretos esta tasa se fija arbitrariamente en 0.6.

De esta forma, se observa en la columna $b(x)$ de la Tabla 9 que el promedio de descendencia por año de hembras de 5 o más años se estima en 0.41 pollos volados, de los cuáles 0.205 serán hembras mientras que en las de 4 de tan sólo 0.12 pollos volados

(a causa de la inexperiencia) de las cuáles 0.06 serán hembras, y en las de 3 o menos 0 (ya que no son sexualmente maduras).

x	$S(x)$	l_n	Ec	Vo	$B(x)$	$l(x)$	$g(x)$	$l(x)b(x)$	$l(x)b(x)x$
0	1000	0.00	0.00	0.00	0.000	1.000	0.85	0.000	0.000
1	850	0.00	0.00	0.00	0.000	0.850	0.85	0.000	0.000
2	723	0.00	0.00	0.00	0.000	0.723	0.85	0.000	0.000
3	614	0.00	0.00	0.00	0.000	0.614	0.85	0.000	0.000
4	522	0.40	0.50	0.60	0.060	0.522	0.85	0.031	0.125
5	444	0.69	0.66	0.90	0.205	0.444	0.85	0.091	0.455
6	377	0.69	0.66	0.90	0.205	0.377	0.85	0.077	0.464
7	321	0.69	0.66	0.90	0.205	0.321	0.85	0.066	0.460
8	272	0.69	0.66	0.90	0.205	0.272	0.85	0.056	0.447
9	232	0.69	0.66	0.90	0.205	0.232	0.85	0.047	0.427
10	197	0.69	0.66	0.90	0.205	0.197	0.85	0.040	0.403
11	167	0.69	0.66	0.90	0.205	0.167	0.85	0.034	0.377
12	142	0.69	0.66	0.90	0.205	0.142	0.85	0.029	0.350
13	121	0.69	0.66	0.90	0.205	0.121	0.85	0.025	0.322
14	103	0.69	0.66	0.90	0.205	0.103	0.85	0.021	0.295
15	87	0.69	0.66	0.90	0.205	0.087	0.85	0.018	0.269
16	74	0.69	0.66	0.90	0.205	0.074	0.85	0.015	0.243
17	63	0.69	0.66	0.90	0.205	0.063	0.85	0.013	0.220
18	54	0.69	0.66	0.90	0.205	0.054	0.85	0.011	0.198
19	46	0.69	0.66	0.90	0.205	0.046	0.85	0.009	0.178
20	39	0.69	0.66	0.90	0.205	0.039	0.85	0.008	0.159
21	33	0.69	0.66	0.90	0.205	0.033	0.85	0.007	0.142
22	28	0.69	0.66	0.90	0.205	0.028	0.85	0.006	0.126
23	24	0.69	0.66	0.90	0.205	0.024	0.85	0.005	0.112
24	20	0.69	0.66	0.90	0.205	0.020	0.85	0.004	0.100
25	17	0.69	0.66	0.90	0.205	0.017	0.00	0.004	0.088

Tabla 9. Tabla de vida de Paño europeo. Las asunciones en las que se basa el modelo se explican en el texto. x : edad en años; $S(x)$: tamaño de la cohorte; $b(x)$: tasa de fertilidad que resulta del producto de la tasa de intento de reproducción [$l_n(x)$], la tasa de eclosión [$Ec(x)$] y la tasa de vuelo [$Vo(x)$] por la proporción de pollos nacidos que son hembras [0.5]; $l(x)$: probabilidad de supervivencia a la edad x ; $g(x)$ tasa de supervivencia entre la edad x y la edad $x+1$.

El otro aspecto importante es la supervivencia. En la Tabla 9, la columna $g(x)$ ilustra las distintas tasas de supervivencia en cada edad. Las asunciones adoptadas para construir la tabla de vida son las siguientes:

1. La tasa de supervivencia es constante a lo largo de la vida de los individuos.
2. La tasa de supervivencia se estima en un 85%, una cifra algo más conservadora que la estima de Scott (1970) en una colonia británica (87-88%).
3. La longevidad máxima se estima en 25 años, de acuerdo con Cramp y Simmons (1977) que citan el control de un ave anillada de más de 20 años de edad. En consecuencia, la tasa de supervivencia a la edad de 25 años es 0.

A partir de la tasa de supervivencia a la edad x se puede calcular la cantidad de individuos de una cohorte que sobreviven a la edad $x+1$. De esta forma, suponiendo que el tamaño de la cohorte inicial es de 1000 hembras, en la columna $S(x)$ se muestra el número de individuos que sobreviven en cada edad. Así, por ejemplo, a la edad de 5 años sobreviven 444 hembras y la de 10 años 197. Por tanto, la probabilidad de supervivencia entre el nacimiento y la edad x , denominada $l(x)$ se puede calcular fácilmente a partir de cualquiera de estas expresiones:

$$l(x) = \frac{S(x)}{S(0)} \quad (1)$$

$$l(x) = \prod_{x=0}^{x-1} g(x) \quad (2)$$

A partir de la tasas de fertilidad de cada edad y de la probabilidad de supervivencia hasta esa misma edad es posible calcular la tasa reproductiva neta (R_0) que es la descendencia total producida en promedio por una hembra a lo largo de toda su vida, qué se puede calcular fácilmente a partir de la expresión:

$$R_0 = \sum_{x=0}^k l(x)b(x) \quad (3)$$

dónde k es la longevidad máxima de la especie.

La expresión (3) se interpreta fácilmente. La tasa de fertilidad $b(x)$ es la descendencia (de hembras) promedio de una hembra de edad x . Pero sólo una proporción $l(x)$ de las hembras alcanza la edad x . Por tanto, para el total de las hembras nacidas en la misma cohorte, la fertilidad global a la edad x es $b(x)l(x)$, y a lo largo de toda la vida de la cohorte es el sumatorio de ese producto desde la edad 0 a la edad k .

El valor de R_0 que se desprende de los cálculos realizados sobre la Tabla 9 es prácticamente 0.618. Se trata de un dato extraordinariamente significativo, en promedio a lo largo de su vida, con los parámetros introducidos en el modelo cada hembra produciría tan sólo 0.618 hembras de descendencia. Es decir la población, en estas condiciones de fertilidad y supervivencia se encontraría en regresión. Otro parámetro importante de una tabla de vida es el tiempo de generación (G) que puede ser definido como la edad media de los padres de todos los descendientes de una sola cohorte y, por tanto, se calcula a partir de la expresión:

$$G = \frac{\sum_{x=0}^k l(x)b(x)x}{\sum_{x=0}^k l(x)b(x)} \quad (4)$$

El tiempo de generación se calcula fácilmente a partir de las dos últimas columnas de la Tabla 9. Su valor, para el ejemplo mostrado, es 9.65 años.

A pesar de lo que pueda parecer, la tasa de reproducción neta, R_0 , es un concepto diferente de la tasa intrínseca de incremento de una población, conocida como r . Una aproximación a r se obtiene a partir de R_0 y G según la siguiente ecuación:

$$r \approx \frac{\ln(R_0)}{G} \quad (5)$$

En el ejemplo mostrado, $r = -0.05$, lo que implica un descenso anual de la población del orden del 5%. De todas formas, la expresión (5) es tan sólo una aproximación y la solución exacta del valor de r se obtiene resolviendo la ecuación de Euler:

$$1 = \sum_{x=0}^k e^{-rx} l(x) b(x) \quad (6)$$

La ecuación (6) no puede ser resuelta directamente sino mediante iteración, probando distintos valores de r . En cualquier caso, para el ejemplo mostrado el resultado es $r = -0.0471$, lo que implica que el descenso anual de la población estaría próximo al 4.7% lo que es una cifra muy considerable.

Para una población cualquiera cuyos parámetros demográficos son invariables, independientemente de cuál sea su estructura de edades inicial, se alcanza una distribución de edades estable. Esto quiere decir que después de una serie de años la proporción de individuos en cada clase de edad es fija. Si dicha población además tiene $r = 0$ se obtiene una distribución de edades estacionaria, en la cuál no sólo la proporción de individuos de cada clase de edad es estable sino que el número absoluto de individuos en cada clase de edad no varía, ya que no hay crecimiento global de la población.

De la tabla 9 se deduce fácilmente que la tasa de fertilidad es nula hasta que se alcanza la madurez sexual, en el cuarto año alcanza el valor 0.06 (cada hembra de la cohorte, en promedio, produce 0.12 pollos volanderos de los cuáles sólo la mitad son hembras) y a partir del quinto año tiene el valor 0.205. Esto es debido a la asunción de que la proporción de hembras que se reproduce a los cuatro años es menor que la que lo hace de edad de cinco años en adelante, y que su éxito reproductor es más bajo. Sin embargo, el aporte reproductivo de cada edad no es constante ya que una proporción decreciente de hembras alcanzan los 5, 6, 7, ..., años de edad. Tomado en consideración este factor, lo que se consigue multiplicando la tasa de fertilidad $b(x)$ por la probabilidad de supervivencia $l(x)$, se observa que el grupo de edad de cada cohorte que aporta mayor descendencia es el de 5 años, a partir de esa edad se da un descenso exponencial totalmente acorde con el modelo de mortalidad (o supervivencia) constante para todas las edades (Figura 5).

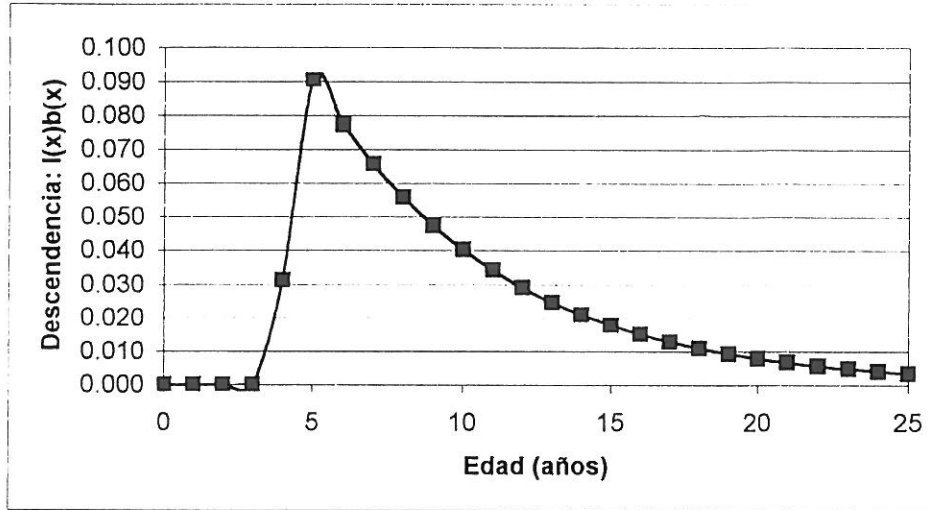


Figura 5. Descendencia de la cohorte en cada edad. Esta descendencia resulta de multiplicar la tasa de fertilidad a la edad x , $b(x)$, por la probabilidad de supervivencia hasta esa edad, $l(x)$.

Los valores proporcionados en la Figura 5 no son, sin embargo, una medida adecuada del valor reproductivo de cada edad. Se puede definir el valor reproductivo como la descendencia que debe volar en el futuro de una clase de edad determinada. Pudiera parecer que el valor reproductivo máximo es el de los individuos recién volados, sin embargo del valor reproductivo de estos individuos debe descontarse el hecho de que pudieran no alcanzar su máxima longevidad y de aquí producir toda su descendencia potencial. Por tanto, el potencial reproductivo a una edad determinada puede calcularse a partir de la razón entre la descendencia producida por los individuos de edad $> x$ y el número de individuos de edad x . El valor reproductivo se puede calcular a partir de la ecuación de Euler con algunas manipulaciones añadidas (Gotelli, 1995), llegándose a la expresión:

$$\nu(x) = \frac{e^{rx}}{l(x)} \sum_{y=x}^k e^{-ry} l(y) b(y) \quad (7)$$

dónde se introduce un cambio en la denominación de las variables en aras a la claridad. Así, x es la edad de la cual se quiere conocer el valor reproductivo y la variable y representa todas las edades desde aquella que se quiere conocer su valor reproductivo hasta la máxima longevidad.

Calculando los respectivos valores de (7) para cada edad se obtiene la Figura 6. El valor reproductivo de los recién volados es siempre 1, de tal forma que los valores para las restantes edades se establecen en función de esa referencia. En la figura se observa un crecimiento continuo casi lineal entre el momento del nacimiento y la edad en la que se asume que todas las hembras son reproductoras potenciales (cinco años). En este momento se alcanza el valor reproductivo máximo, como es típico para la mayoría de las especies, y que es 1.713. Es decir, una hembra de cinco años producirá aproximadamente 1.7 veces más descendencia durante el resto de su vida que una hembra recién volada. Desde los cinco años en adelante se encuentra una segunda región bien diferenciada en el valor reproductivo marcada por un descenso paulatino

pero suave del valor reproductivo con la edad. Algo arbitrariamente, se puede establecer el fin de esta segunda región alrededor de los 15 años de edad, cuando el valor reproductivo es cercano a 1.352. A partir de los 15 años el descenso en el valor reproductivo se acelera marcadamente conforme aumenta la edad, de tal forma que las hembras de 20 o más años tienen un valor reproductivo inferior a las recién voladas. Lógicamente el valor reproductivo de las hembras de 25 años es 0 ya que se asume que todas ellas mueren antes de la siguiente estación reproductora (longevidad máxima).

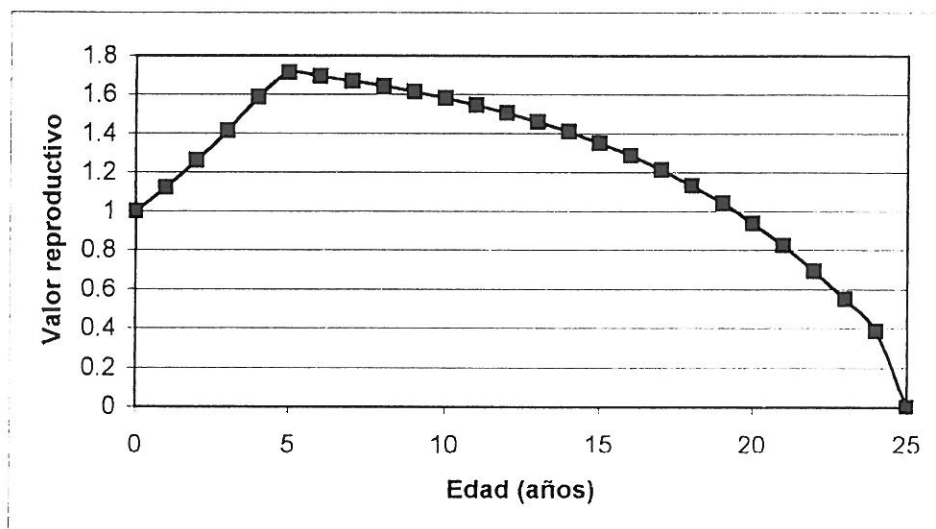


Figura 6. El valor reproductivo de las hembras de Paíño europeo muestra tres regiones diferenciadas (ver texto). La primera región corresponde al periodo de inmadurez sexual (edad ≤ 4 años), en la cuál el valor reproductivo crece linealmente hacia su máximo. La segunda región va desde la edad en que todas las hembras son potencialmente reproductoras (5 años) hasta aproximadamente la edad de 15 años, y está marcada por un descenso paulatino pero suave del valor reproductivo. La tercera región se extiende desde los 15 años hasta la máxima longevidad, y se caracteriza por un descenso cada vez más rápido del valor reproductivo con la edad.

El estudio del valor reproductivo proporciona una primera aproximación a posibles factores de riesgo para la evolución de la población. De esta forma, se observa que la variación en las tasas de supervivencia de las hembras entre 5 y 15 años de edad tendrá mucha mayor repercusión que la de las hembras sexualmente inmaduras, mientras que la variación de la tasa de supervivencia de las hembras recién voladas tendrá mayor repercusión que la de cualquiera de las edades de 20 o más años.

Por otro lado, el valor reproductivo tiene consecuencias inmediatas en el diseño de determinadas estrategias de conservación. Así, por ejemplo, para la reintroducción de la especie, y obviando otros aspectos de la historia natural distintos de los parámetros demográficos, es más aconsejable utilizar individuos con valor reproductivo alto, particularmente en la franja de 3 a 15 años.

En cualquier caso, el resultado más importante del modelo es que asumiendo para cada parámetro demográfico valores considerados 'normales' en la bibliografía, la población de Paíño europeo hipotética se encontraría en un proceso de regresión demográfica acentuada, con un descenso cercano al 5% anual. A pesar de que se ha constatado en otras secciones de este informe la evidencia de regresión en algunas

poblaciones no parece razonable que la 'norma' de las poblaciones estudiadas sea este tipo de regresión acelerada, ya que estarían muchas de ellas próximas a la extinción. Por tanto, alguno o algunos de los parámetros asumidos anteriormente deben adoptar valores diferentes. El candidato más claro es el de proporción de hembras que intentan criar en un año dado [ln], basado en una estima de una sola colonia de pequeño tamaño y con valor alto para lo que se conoce para otros procelariformes (Warham, 1990), excepto para aquellas especies de albatros que se reproducen bienalmente.

Dado que existe poca base para proponer valores alternativos del parámetro ln , una primera estima arbitraria puede ser 0.85 para hembras de 5 o más años, es decir el 85% de las hembras de esas edades intenta reproducirse cada año. Se mantiene el valor $ln = 0.4$ para las hembras de cuatro años. Con estas modificaciones se obtienen los valores $R_0 = 0.753$ y $r = -0.0282$, lo que muestra aún una población en regresión, aunque a menor velocidad.

Una modificación adicional razonable es incrementar la tasa de supervivencia de los individuos de edad igual o superior a 1 año a 0.89, ya que este valor se encuentra entre el calculado por Scott (1970) para una colonia británica (0.87-0.88) y el de Hémery (1980) para una colonia vasco-francesa (0.90-0.95). Además, como es razonable suponer que los individuos jóvenes tengan una tasa de supervivencia inferior a la de los adultos se puede asumir que la tasa de supervivencia en el primer año de vida es 0.737. Esta tasa de supervivencia permite que con las modificaciones introducidas en los demás parámetros ($ln = 0.85$; $g(x>1) = 0.89$), la población sea estable, esto es que $R_0 = 1$ y $r = 0$. La tabla de vida construida con estas asunciones se muestra en la Tabla 10.

Asimismo, es posible calcular los valores reproductivos para cada edad, resultado que se muestra en la Figura 7. El aspecto de esta Figura es muy similar al de la Figura 6, si bien los valores para las edades de máximo valor reproductivo son algo mayores.

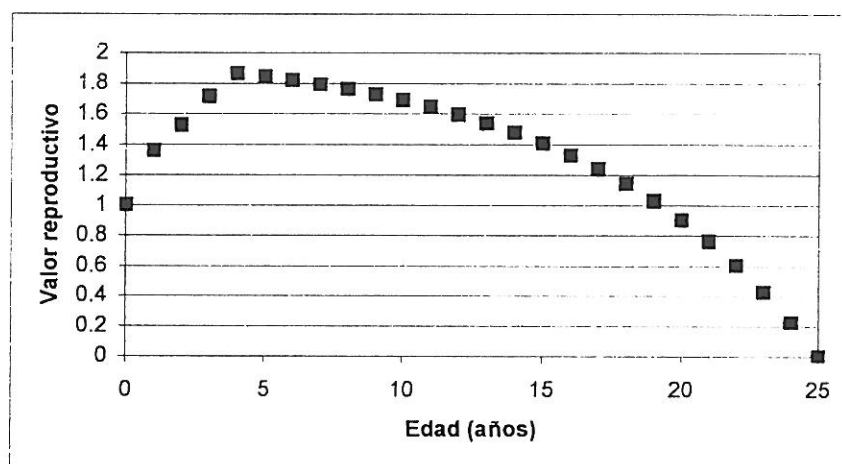


Figura 7. El valor reproductivo de las hembras de Paño europeo según el modelo de población estable propuesto en la Tabla 10.

x	$S(x)$	In	Ec	Vo	$B(x)$	$l(x)$	$g(x)$	$l(x)b(x)$	$l(x)b(x)x$
0	1000	0.00	0.00	0.00	0.000	1.000	0.74	0.000	0.000
1	737	0.00	0.00	0.00	0.000	0.737	0.89	0.000	0.000
2	656	0.00	0.00	0.00	0.000	0.656	0.89	0.000	0.000
3	584	0.00	0.00	0.00	0.000	0.584	0.89	0.000	0.000
4	520	0.40	0.50	0.60	0.060	0.520	0.89	0.031	0.125
5	462	0.85	0.66	0.90	0.252	0.462	0.89	0.117	0.584
6	412	0.85	0.66	0.90	0.252	0.412	0.89	0.104	0.623
7	366	0.85	0.66	0.90	0.252	0.366	0.89	0.092	0.647
8	326	0.85	0.66	0.90	0.252	0.326	0.89	0.082	0.658
9	290	0.85	0.66	0.90	0.252	0.290	0.89	0.073	0.659
10	258	0.85	0.66	0.90	0.252	0.258	0.89	0.065	0.652
11	230	0.85	0.66	0.90	0.252	0.230	0.89	0.058	0.638
12	205	0.85	0.66	0.90	0.252	0.205	0.89	0.052	0.620
13	182	0.85	0.66	0.90	0.252	0.182	0.89	0.046	0.597
14	162	0.85	0.66	0.90	0.252	0.162	0.89	0.041	0.573
15	144	0.85	0.66	0.90	0.252	0.144	0.89	0.036	0.546
16	128	0.85	0.66	0.90	0.252	0.128	0.89	0.032	0.518
17	114	0.85	0.66	0.90	0.252	0.114	0.89	0.029	0.490
18	102	0.85	0.66	0.90	0.252	0.102	0.89	0.026	0.462
19	90	0.85	0.66	0.90	0.252	0.090	0.89	0.023	0.434
20	81	0.85	0.66	0.90	0.252	0.081	0.89	0.020	0.407
21	72	0.85	0.66	0.90	0.252	0.072	0.89	0.018	0.380
22	64	0.85	0.66	0.90	0.252	0.064	0.89	0.016	0.354
23	57	0.85	0.66	0.90	0.252	0.057	0.89	0.014	0.330
24	51	0.85	0.66	0.90	0.252	0.051	0.89	0.013	0.306
25	45	0.85	0.66	0.90	0.252	0.045	0.00	0.011	0.284

Tabla 10. Tabla de vida de Paño europeo. Modelo de equilibrio ($R_0 = 1$; $r = 0$). Las asunciones en las que se basa el modelo se explican en el texto. x : edad en años; $S(x)$: tamaño de la cohorte; $b(x)$: tasa de fertilidad que resulta del producto de la tasa de intento de reproducción [$In(x)$], la tasa de eclosión [$Ec(x)$] y la tasa de vuelo [$Vo(x)$] por la proporción de pollos nacidos que son hembras [0.5]; $l(x)$: probabilidad de supervivencia a la edad x ; $g(x)$ tasa de supervivencia entre la edad x y la edad $x+1$.

Sobre esta base de una población estable se pueden realizar simulaciones mediante la manipulación de los parámetros demográficos que permitan analizar los problemas de conservación de la especie ante diferentes escenarios. Estas simulaciones se realizan a continuación.

9.5. Simulaciones de evolución de la población ante diferentes escenarios

Escenario 1: variaciones en la supervivencia juvenil

Por la falta de información previa en la sección 4.1 se han establecido arbitrariamente los valores de la tasa de hembras de 4 años que se intentan reproducir (0.4), la tasa de eclosión (0.5) y vuelo de pollos (0.6) de ese mismo grupo de edad y la supervivencia de jóvenes (≈ 0.74).

La supervivencia de jóvenes derivada en el modelo anterior para conseguir una población estable adopta un valor algo inferior al conocido para otras especies de Procelarifomes (Simons, 1984). Por ello, el primer escenario se consiste en asumir que la tasa de supervivencia de jóvenes es de 0.80.

En este caso, la tasa de reproducción neta R_0 sube a 1.086 descendientes/hembra, lo que indica que se producirá un aumento de la población, mientras que la tasa intrínseca de incremento de la población r (calculada resolviendo la ecuación de Euler) es 0.00767. A partir de r se puede calcular el tiempo de duplicación de la población (t_d) mediante la expresión:

$$t_d = \frac{\ln(2)}{r} \quad (8)$$

que en este caso sería de 90 años.

Todos los escenarios que siguen se dividen en dos subescenarios, el subescenario (a) se calcula con la tasa de supervivencia juvenil original $(0.74)^2$ y el subescenario (b) se calcula con la tasa de supervivencia incrementada (0.80)

Escenario 2: descenso de la tasa de supervivencia con la edad

Es razonable asumir que la tasa de supervivencia de aves adultas desciende con la edad. Se plantean dos subescenarios: en el primero la tasa de supervivencia disminuye un 1% anual desde el decimosexto año, mientras que en el segundo la tasa de supervivencia anual desciende un 2% anual desde el decimosexto año. Si se combinan estos dos subescenarios con las distintas tasas de supervivencia juvenil contempladas en el Escenario 1 se da lugar a cuatro subescenarios cuyos parámetros principales se muestran la Tabla 11.

Edad	Subescenario 2.a.1	Subescenario 2.a.2	Subescenario 2.b.1	Subescenario 2.b.2
0	0.74	0.74	0.80	0.80
1-15	0.89	0.89	0.89	0.89
16	0.88	0.87	0.88	0.87
17	0.87	0.85	0.87	0.85
18	0.86	0.83	0.86	0.83
19	0.85	0.81	0.85	0.81
20	0.84	0.79	0.84	0.79
21	0.83	0.77	0.83	0.77
22	0.82	0.75	0.82	0.75
23	0.81	0.73	0.81	0.73
24	0.80	0.71	0.80	0.71
25	0	0	0	0

Tabla 11. Parámetros utilizados en los subescenarios con descenso de la tasa de supervivencia en adultos cuando aumenta la edad. Los valores en la tabla son las tasas de supervivencia a distintas edades. Aquellos parámetros demográficos no contemplados en esta tabla son iguales a los de la Tabla 10.

² El verdadero valor empleado es 0.737 que es el que se ajustó en la sección 9.3 para obtener una población estable.

Cada uno de los cuatro escenarios provoca cambios en los parámetros reproductivos de la población que se reflejan en la Tabla 12. Nótese que en el caso de que se produzcan tasas intrínsecas de incremento de la población negativas, el tiempo de duplicación de la población no ha lugar, por lo que se calcula el tiempo que tarda la población en reducirse a la mitad (t_m) que se calcula a partir de la expresión:

$$t_m = \frac{\ln(0.5)}{r} \quad (11)$$

Subescenario	R_0	R	T_d	t_m
2.a.1	0.976	-0.00225	-	308
2.a.2	0.957	-0.00417	-	166
2.b.1	1.060	0.00553	125	-
2.b.2	1.039	0.00373	186	-

Tabla 12. Resultados de los subescenarios que asumen un descenso de la tasa de supervivencia con la edad.

Los resultados de esta simulación muestran que con las tasas de supervivencia juvenil más bajas el incremento de mortalidad de las hembras más viejas aboca a la población hacia una extinción, aunque muy lentamente. En cambio, con las tasas de supervivencia juvenil más altas es posible el incremento de la población. Estos resultados son coherentes con los valores reproductivos de las hembras en el rango 16-25 años en el modelo inicial expuesto en la sección 9.3, que van de 1.33 a 0 (Figura 7). La principal conclusión que se desprende de esta simulación es que asumiendo parámetros más realistas para la tasa de supervivencia adulta, la población puede resultar viable si la tasa de supervivencia juvenil fluctúa a lo largo del tiempo entre los dos valores extremos aquí considerados (0.74-0.80). Para las simulaciones posteriores en orden a mantener un grado razonable de simplicidad se mantienen la hipótesis del modelo inicial de la sección 9.3, en las que las tasas de supervivencia en inmaduros y adultos no varían con la edad.

Escenario 3: aumento de la infertilidad de los huevos

En un ambiente marino más contaminado cabe esperar un aumento del número de huevos infértiles y por tanto un descenso de la tasa de eclosión. Este efecto puede darse directamente a través de alteraciones en la fisiología reproductora por los contaminantes.

Se establecen cuatro subescenarios dependiendo de una afección leve o moderada y de la tasa de supervivencia juvenil que se considere. Los parámetros de cada modelo figuran en la Tabla 13. La tasa de eclosión en hembras de 4 años se ha ajustado de tal manera que la proporción de descenso sea similar a la que experimentan las hembras de más de cuatro años y no para que experimenten un descenso equivalente en términos absolutos, ya que parece que este es el mecanismo más plausible, ya que la baja tasa de eclosión de las hembras de 4 años es achacable a su inexperiencia.

Subescenario	Supervivencia	Tasa de eclosión en hembras de 4 años	Tasa de eclosión en hembras > 4 años
3.a.1	0.74	0.45	0.60
3.a.2	0.74	0.42	0.55
3.b.1	0.80	0.45	0.60
3.b.2	0.80	0.42	0.55

Tabla 13. Parámetros utilizados en los subescenarios de descenso en la tasa de eclosión debido a un aumento en la infertilidad de los huevos. Aquellos parámetros demográficos no contemplados en esta tabla son iguales a los de la Tabla 10.

Cada uno de los cuatro escenarios provoca cambios en los parámetros reproductivos de la población que se reflejan en la Tabla 14. De los resultados se desprende que un aumento de la infertilidad de los huevos conduce a una extinción de la población en los cuatro subescenarios estudiados, aunque en el subescenario b.1, este descenso es extremadamente lento. Sin embargo, lo más importante desde el punto de vista de la conservación es que incluso en el caso más desfavorable (a.2) el descenso de la población siendo rápido, puede ser muy difícil de detectar en períodos de observación cortos ya que $r \approx 0.016$, lo que implica que el descenso de la población inferior al 1.5% anual. Es decir, incluso con un esquema de seguimiento estrecho, puede que no sea posible detectar el descenso de la población hasta transcurrida una década. Asumiendo que el descenso de fertilidad se debe a un aumento de los contaminantes, las medidas a adoptar son de una dimensión y de una duración que es probable que hasta que se hagan efectivas y sean eficaces la población haya llegado a un estado difícilmente reversible, sobre todo cuando se trata de colonias pequeñas.

Subescenario	R_0	R	t_d	t_m
3.a.1	0.909	-0.00864	-	80
3.a.2	0.834	-0.01633	-	42
3.b.1	0.987	-0.00120	-	578
3.b.2	0.905	-0.00904	-	77

Tabla 14. Resultados de los subescenarios que asumen un aumento en la proporción de huevos infértiles.

Escenario 4. Incremento de la predación por parte de la Gaviota patiamarilla

La principal amenaza para las colonias de Paíño en Murcia, dejando aparte la interferencia humana, deriva de un incremento de la predación por parte de la Gaviota patiamarilla (véase Sección 9.5). En esta simulación los efectos son más complejos, ya que la predación influye directamente tanto sobre las tasas de supervivencia como sobre las tasas de fertilidad ya que pueden producirse molestias a aves incubando y predación directa de pollos, así como abandono de huevos y pollos cuando uno de los miembros de la pareja son predados.

Para proceder a establecer los parámetros de los distintos subescenarios deben ser considerados algunos aspectos de la biología de la Gaviota patiamarilla y del Paíño. En primer lugar, la mayoría de las parejas de Gaviota patiamarilla completan su ciclo

reproductivo antes del mes de Julio por lo que es plausible una mayor incidencia de la predación durante los periodos de pre-puesta e incubación del Paíño que durante el desarrollo de los pollos. Por otro lado, los Paíños de 1 año no son susceptibles de ser predados, pues todo indica que raramente visitan las colonias de cría, mientras que los de 2 años son poco frecuentes. Sin embargo, los Paíños de 3 y 4 años visitan las colonias y se muestran muy activos en visitar diversas huras e, incluso varias colonias, lo que les haría más susceptibles a la predación que los reproductores. Finalmente, aunque no se conoce información sobre la actividad de los paíños de 0 años cuando emergen de las huras es razonable suponer que se dirigen directamente al mar por lo que la probabilidad de predación es mínima.

En segundo lugar, dada la naturaleza de las colonias de cría en Murcia, las molestias o predación directa de los pollos puede tener poca incidencia, siendo más relevante el efecto indirecto a través de la predación de adultos reproductores. Esto incide sobre el número de hembras que intenta la reproducción, en las que son predadas, así como en el de aquellas que pierden la pareja y por tanto no pueden finalizar con éxito la incubación o la alimentación de los pollos.

Con estas consideraciones la parametrización de las simulaciones se realiza según el siguiente esquema:

1. Se establecen como base tres subescenarios de predación según la reducción que provocan en la tasa de supervivencia *anual* de hembras adultas reproductoras: leve (-0.5%); moderada (-1%), grave (-2%).
2. Se considera que la tasa de predación de adultos reproductores se concentra en los periodos en que coinciden los ciclos reproductivos de la Gaviota patiamarilla y el Paíño, es decir *grosso modo* en los periodos de pre-puesta y puesta en el Paíño.
3. La duración del periodo de pre-puesta es un 30% del ciclo reproductor, el de puesta un 25% y el de cría del pollo un 45%. Si se considera que globalmente el 80% de la predación se concentra en el periodo de pre-puesta e incubación y que durante estos dos periodos es constante, se tiene que la predación de reproductores se distribuye de la siguiente manera aproximada 45% en el periodo de pre-puesta, 35% en el de incubación y 20% en el desarrollo de los pollos.
4. La tasa de supervivencia en Paíños de 0 y 1 año se mantiene inalterada.
5. El descenso en la tasa de supervivencia en Paíños de 2 años es la mitad que el de los adultos, esto es -0.25%, -0.5% y -1% en los subescenarios leve, moderada y grave, respectivamente.
6. El descenso en la tasa de supervivencia en Paíños de 3 y 4 años es una vez y media el de los adultos, esto es -0.75%, -1.5% y -3%, en los respectivos subescenarios.
7. Dado que durante el periodo de pre-puesta se produce un 45% de la predación esto significa que la tasa de hembras que *aparentemente* no intentan reproducirse porque son predadas *antes* se incrementa proporcionalmente a $2 \times 0.45 \times$ la tasa de predación. Así para los tres subescenarios el descenso en la tasa de intento de reproducción es 0.45%, 0.9% y 1.8%. El factor 2 se introduce para dar cuenta de que

la tabla de vida se construye exclusivamente a partir de las hembras, pero que el fallo del intento reproductivo puede tener lugar tanto por la predación de la hembra como del macho.

8. Dado que durante el periodo de incubación se produce un 35% de la predación de reproductores el descenso en la tasa de eclosión es $2 \times 0.35 \times$ la tasa de predación. Así para los tres subescenarios el descenso en la tasa de eclosión es 0.35%, 0.7% y 1.4%.
9. Dado que durante el periodo de cría del pollo se produce un 20% de la predación el descenso en la tasa de vuelo es $2 \times 0.20 \times$ la tasa de predación, es decir para los tres subescenarios los valores de descenso son 0.2%, 0.4% y 0.8%.

Con estas condiciones la parametrización de los 6 subescenarios es como se muestra en las Tablas 15-20.

Edad	Supervivencia	Intento reproducción	Eclosión	Vuelo
0	0.7370	0.0000	0.0000	0.000
1	0.8900	0.0000	0.0000	0.000
2	0.8875	0.0000	0.0000	0.000
3	0.8825	0.0000	0.0000	0.000
4	0.8825	0.3955	0.4965	0.598
≥5	0.8850	0.8455	0.6565	0.898

Tabla 15. Subescenario 4.a.1. Baja tasa de supervivencia juvenil, presión de predación de Gaviota patiamarilla leve.

Edad	Supervivencia	Intento reproducción	Eclosión	Vuelo
0	0.737	0.000	0.000	0.000
1	0.890	0.000	0.000	0.000
2	0.885	0.000	0.000	0.000
3	0.875	0.000	0.000	0.000
4	0.875	0.391	0.493	0.596
≥5	0.880	0.841	0.653	0.896

Tabla 16. Subescenario 4.a.2. Baja tasa de supervivencia juvenil, presión de predación de Gaviota patiamarilla moderada.

Edad	Supervivencia	Intento reproducción	Eclosión	Vuelo
0	0.737	0.000	0.000	0.000
1	0.890	0.000	0.000	0.000
2	0.880	0.000	0.000	0.000
3	0.860	0.000	0.000	0.000
4	0.860	0.382	0.486	0.592
≥5	0.870	0.832	0.646	0.892

Tabla 17. Subescenario 4.a.3. Baja tasa de supervivencia juvenil, presión de predación de Gaviota patiamarilla grave.

Edad	Supervivencia	Intento reproducción	Eclosión	Vuelo
0	0.8000	0.0000	0.000	0.000
1	0.8900	0.0000	0.0000	0.000
2	0.8875	0.0000	0.0000	0.000
3	0.8825	0.0000	0.0000	0.000
4	0.8825	0.3955	0.4965	0.598
≥5	0.8850	0.8455	0.6565	0.898

Tabla 18. Subescenario 4.b.1. Alta tasa de supervivencia juvenil, presión de predación de Gaviota patiamarilla leve.

Edad	Supervivencia	Intento reproducción	Eclosión	Vuelo
0	0.800	0.0000	0.000	0.000
1	0.890	0.000	0.000	0.000
2	0.885	0.000	0.000	0.000
3	0.875	0.000	0.000	0.000
4	0.875	0.391	0.493	0.596
≥5	0.880	0.841	0.653	0.896

Tabla 19. Subescenario 4.b.2. Alta tasa de supervivencia juvenil, presión de predación de Gaviota patiamarilla moderada.

Edad	Supervivencia	Intento reproducción	Eclosión	Vuelo
0	0.800	0.0000	0.000	0.000
1	0.890	0.000	0.000	0.000
2	0.880	0.000	0.000	0.000
3	0.860	0.000	0.000	0.000
4	0.860	0.382	0.486	0.592
≥5	0.870	0.832	0.646	0.892

Tabla 20. Subescenario 4.b.3. Alta tasa de supervivencia juvenil, presión de predación de Gaviota patiamarilla grave.

Los resultados de las simulaciones se muestran en la Tabla 21. De los seis subescenarios simulados tan sólo en uno la población consigue mantenerse cuasi estable con una tasa de crecimiento muy lento (subescenario 4.b.1, alta tasa de supervivencia juvenil, presión de predación leve). En el caso más extremo (subescenario 4.a.3, baja tasa de supervivencia juvenil, presión de predación grave) la población se reduce a la mitad en 28 años. Incluso en este caso en ausencia de un seguimiento estrecho de la población estos cambios demográficos pueden pasar inadvertidos. Por tanto, en los demás casos en que el descenso es más paulatino puede ser extremadamente difícil evaluar si la población se encuentra o no en peligro.

Subescenario	R_0	R	t_d	t_m
4.a.1	0.937	-0.00606	-	114
4.a.2	0.878	-0.01210	-	57
4.a.3	0.772	-0.02440	-	28
4.b.1	1.017	0.00155	447	-
4.b.2	0.953	-0.00450	-	154
4.b.3	0.838	-0.01682	-	41

Tabla 21. Resultados de los subescenarios que asumen predación por parte de la Gaviota patiamarilla.

No existe ninguna cuantificación precisa de la presión de predación de Gaviota patiamarilla sobre el Paíño europeo (para más detalles véase la sección 9.3). Las tasas de predación aquí consideradas parecen razonables. Teniendo en cuenta que para el conjunto de la población (machos + hembras) son el doble de lo expuesto, esto es, del 1%, el 2% y el 4% para la población mayor de 5 años, las evidencias obtenidas en los trabajos de campo muestran que la presión real en Isla Hormigas podría ser inferior al caso de predación 'leve' ya que la población reproductora de Gaviota patiamarilla es muy pequeña y nunca se han encontrado restos de Paíño devorados. En la Isla de las Palomas el número de resto de Paíño devorado encontrados es bastante pequeño y parece que la Gaviota patiamarilla no alcanza todavía grados alarmantes. En la Isla Grosa no se han encontrado restos, pero el tamaño de la población de la Gaviota patiamarilla es mucho mayor que en las otras dos islas y el de Paíño, aparentemente, menor. Asimismo, la isla es bastante más grande y está cubierta por más vegetación por lo que la probabilidad de encontrar restos es mucho menor. Así en esta isla no se puede excluir en absoluto que la presión de predación sea mucho más significativa. En cualquier caso, dada la endeblez de los datos de campo disponibles todos estos asertos son poco más que especulaciones, pero el resultado de la simulación advierte que la presión de predación de la Gaviota patiamarilla puede ser uno de los principales factores de amenaza de la población a corto y medio plazo, particularmente en la Isla Grosa.

10. ASPECTOS SOCIOECONOMICOS.

10.1. Caracterización legal de los terrenos usados por la especie.

Según la Ley de Costas en su art. 3: Son bienes de dominio público marítimo-terrestre estatal, en virtud de lo dispuesto por el artículo 132.2 de la Constitución:

- Los acantilados sensiblemente verticales que estén en contacto con el mar ó con espacios de dominio público marítimo-terrestre, hasta su coronación.
- Los islotes en aguas interiores y mar territorial.

Por lo tanto los islotes donde ha nidificado la especie (Isla Grosa, Isla Hormigas, Isla de las Palomas e Isla de Cueva Lobos) y los acantilados donde podría criar son del dominio público y por tanto su administración corresponde a la Demarcación Territorial de Costas con sede en Cartagena, con las siguientes consideraciones:

- En el caso de Isla Grosa, su titularidad corresponde a la Armada y por tanto al Ministerio de Defensa.
- Islas Hormigas: ha sido cedida por la Demarcación de Costas a la Autoridad Portuaria de Cartagena ya que éste es el organismo encargado de las señales marítimas en la zona. Es de destacar que la parte emergida de la isla no está incluida en la Reserva Marina de Cabo de Palos-Hormigas, por lo que el acceso está restringido.

- Isla de las Palomas: al parecer no se encuentra demarcada por la Demarcación de Costas, en cualquier caso en virtud de la Ley de Costas la isla es de titularidad pública y la administración corresponde a la Demarcación de Costas. El acceso es libre.

En cuanto a la protección legal de las islas objeto de este plan tenemos que remitirnos al título VI de la Ley regional 4/1992 de 30 de julio, de Ordenación y Protección del Territorio de la Región de Murcia que clasifica a las islas e islotes del Litoral Mediterráneo como "Espacios Naturales Protegidos" sin asignar una figura específica de protección, supeditando la misma a la redacción y aprobación de un Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de la zona, lo que no ha ocurrido a fecha actual.

Estas islas e islotes del Mediterráneo son considerados como "Area Importante para las aves" según el inventario realizado por SEO/BIRDLIFE para la Unión Europea, puesto que cumplen los criterios numéricos para varias especies de aves marinas (Gaviota de audouin, Paíño europeo y Pardela cenicienta) incluidas en el Anexo I de la Directiva 79/409/CEE relativa a la conservación de las aves silvestres. Este hecho justifica la propuesta de estas islas como Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) y su integración en la red NATURA 2000. A la fecha actual ya ha sido declarada como ZEPA la isla Grosa y las tres restantes islas se encuentran en distintas fases para conseguir tal declaración.

Además de los valores faunísticos, estas islas presentan formaciones de cornicabra y arto bien conservadas, tomillares ricos en especies endémicas (*Teucrium lanigerum*, *Sideritis ibanyezii*, *Sideritis pusilla subsp. carthaginensis*), comunidades halófilas y rupícolas..etc, que se incluyen en varios tipos de hábitats de interés comunitario (Directiva 92/43/CEE), lo que ha motivado que la Comunidad de Murcia haya incluido estas islas en su propuestas de L.I.C.s (Lugares de Interés Comunitario) para ser incluidos en la Red NATURA 2000.

10.2. Actividad humana, uso y aprovechamiento del hábitat de la especie

La actividad humana en cada una de las cuatro áreas señaladas en el apartado anterior es diferente.

En la Isla Grosa el acceso está restringido por el uso militar como lugar de entrenamiento de la Unidad Especial de Buceadores de Combate. La isla contaba con una pequeña dotación permanente que se ve incrementada cuando se realizan distintos tipos de ejercicios. Hoy día la presencia de esta dotación no produce ninguna interferencia sobre al población del Paíño. Desgraciadamente para la conservación de los valores naturales de la isla, la dotación permanente ha abandonado las instalaciones a comienzos del año 2000. En la actualidad sólo existe una persona con una embarcación que se encarga de la vigilancia de la isla, pero con base en La Manga. Este hecho podría suponer que las molestias en la isla se incrementen enormemente en los períodos de verano cuando, literalmente, decenas de embarcaciones se acercan a Isla Grosa. En cualquier caso, en lo que respecta al Paíño europeo, estas visitas no deben afectarle en demasía dado lo discreto de sus hábitos y la inaccesibilidad de los lugares de cría.

Las islas Hormigas son accesibles libremente, sin embargo, debido a la regulación de la Reserva Marina está prohibida cualquier tipo de pesca. Esto ha influido para que las visitas a la isla sean menores que en el pasado. Además, el desembarco en la isla puede presentar problemas ya que apenas está protegido de los vientos de Levante y del Norte. Sin embargo, los visitantes pueden causar molestias en una de las subcolonias que es la situada en el túnel del faro. De todas formas, aunque legalmente la Reserva Marina no incluye la parte emergida el servicio de guardería de la misma controla e impide el desembarco en la isla, por lo que esta colonia se puede considerar completamente protegida hoy día.

La isla de las Palomas es accesible libremente. El desembarco no es muy común, sobre todo por las dificultades que implica. No obstante, existen en la isla numerosos restos abandonados por los pescadores de caña, e incluso otros que parecen indicar vivaqueo. Es probable, que esta actividad tenga relación con la disminución de parejas reproductoras en algunos de los lugares más expuestos, particularmente en una cueva que se encuentra junto a la diminuta playa con que cuenta la isla en su extremo occidental, ya que se han localizado restos humanos en la misma entrada a la cueva durante los últimos años, hecho que no se observó en los años 80.

La isla de Cueva de Lobos es accesible libremente y es, probablemente, la más frecuentada ya que se encuentra a corta distancia de la costa, pudiendo llegarse a nado con relativa facilidad, está situada en uno de los extremos del núcleo turístico de Mazarrón y se encuentra enfrente de una playa muy visitada. Por todo ello, no es raro ver personas caminando sobre la isla.

10.3. Interés y grado de conocimiento social sobre la especie y su conservación

El grado de conocimiento social de la especie es casi nulo, estando restringido a círculos muy concretos de ornitólogos y aficionados a la naturaleza, así como a los organismos competentes de la Administración. De hecho, es incluso reconocida con dificultad por los pescadores y prácticamente desconocida para la generalidad de los practicantes de los deportes náuticos.

10.4. Identificación y descripción de conflictos

Hoy día las visitas de bañistas y pescadores deportivos y de ornitólogos y aficionados a la naturaleza son la principal y casi la única interferencia a la que esta sometida la especie. Dado que la mayoría de la población reproductora es inaccesible a la observación directa el impacto se ve mitigado. Cabe distinguir las interferencias provocadas por ambos grupos de visitantes.

En el caso de la población general (bañistas y pescadores deportivos), la probabilidad de encuentro es baja ya que ni la buscan activamente ni exploran exhaustivamente la isla, sin embargo los resultados de un encuentro casual pueden ser muy negativas al carecer de la conciencia necesaria e incluso, en algunos casos, pudieran realizar acciones voluntariamente dañinas. No obstante, no se tiene documentación oral o escrita alguna sobre estos encuentros.

En el caso de ornitólogos y amantes de la naturaleza la probabilidad de interferencia es muy alta ya que buscan activamente a los individuos o incluso los trampean. De todas formas, el círculo de personas implicadas en esta actividad es muy restringido y bien conocido y tienen una alta conciencia conservacionista, ya que la mayoría de ellos han estado implicados en una u otra iniciativa de conservación o investigación. El mayor problema puede estar en el futuro si aumenta el número de ornitólogos y similares que visitan las colonias de cría con el ánimo de conocer una especie tan singular y cara de observar.

Por otro lado, no existe documentación alguna de que se produzca interacción negativa de las actividades pesqueras tradicionales sobre la especie. No puede descartarse, en cualquier caso, que algunas aves puedan quedar enredadas en artes de pesca a la deriva o caladas, pero parece que el impacto debe ser mínimo ya que durante su actividad de alimentación los paños raramente se posan en la superficie del agua. Tampoco parece que los palangres puedan suponer una amenaza para la especie por el propio tamaño de anzuelos y cebos. En todo caso, podría darse algún incidente con curricán de anzuelos pequeños, pero no hay ninguna cita al respecto.

Mención aparte merecen aspectos relacionados con la contaminación marina de todo tipo: metales pesados, pesticidas, petróleo, plásticos, etc. No existe constancia e que las colonias de Murcia estén afectadas por estos contaminantes, pero el nivel de conocimientos actual es completamente insuficiente para llegar a ninguna conclusión. En cualquier caso, todos estos contaminantes se enmarcan en ámbitos de gestión que exceden con mucho las posibilidades del Plan de Conservación por lo que las soluciones de los posibles problemas deben situarse en otros marcos más adecuados.

11. DIRECTRICES DE CONSERVACION Y GESTION

11.1. Evaluación de la situación. Síntesis.

La información existente en la actualidad sobre el Paño europeo en Murcia es escasa. A pesar de que se conocen con precisión núcleos reproductores desde hace más de una década, y se ha realizado un seguimiento de los mismos, las dificultades inherentes para trabajar con esta especie requieren de una mayor dedicación.

El primer aspecto relevante es la ausencia de una evaluación precisa de las poblaciones de las colonias conocidas. La información aportada en esta memoria está aún sujeta a muchas limitaciones y debe ser considerada una aproximación grosera al orden de magnitud de cada una de las colonias.

Muy importante es también la ausencia de una exploración en profundidad de puntos que potencialmente pudieran presentar colonias desconocidas. La mayoría de las islas han sido prospectadas con cierta intensidad pero, por ejemplo, en algunas de ellas no se han realizado visitas nocturnas con reclamos. Teniendo en cuenta que una colonia de Paño puede pasar fácilmente desapercibida a una mera inspección visual, sobre todo si la isla es grande (en términos murcianos) y abrupta, no es descabellado pensar que algunas islas que hoy se creen desocupadas pudieran mantener pequeñas colonias de la especie. En este sentido las Islas de Escombreras, Mazarrón y El Fraile son los mejores candidatos a una inspección en profundidad. Las islas del Mar Menor no reúnen

condiciones adecuadas para la especie, ya que su naturaleza volcánica con ausencia de oquedades, la frecuencia de visitas y la localización en una laguna son factores negativos. Por otro lado, Isla Plana ha sido prospectada bastante intensamente en relación a su tamaño (aunque no de noche) y parece descartable que la especie, si estuviera presente, hubiera pasado desapercibida. Este islote es, además, muy visitado ya que es accesible a pie.

Capítulo aparte merecen los tramos acantilados que cubren gran parte del litoral murciano. Los sectores Cabo de Palos-Cartagena, Cartagena-La Azohía, y Cabo Cope son suficientemente extensos y gozan de numerosas localizaciones inaccesibles para que se pueda pensar en la presencia de colonias de la especie. De todas estas zonas la Sierra de la Fausilla, Cartagena-La Azohía y Cabo Cope son los más prometedores en función de su litología predominantemente caliza, abundante en oquedades y grietas y grandes acantilados. Las prospecciones de estas zonas se han limitado a algunos trampeos nocturnos en el área de Cabo Tiñoso con resultados negativos, si bien los trampeos fueron pasivos, esto es, no se utilizaron reclamos, lo que limita mucho las posibilidades de captura.

En cuanto a la biología de la especie la información existente es prácticamente anecdótica. Particularmente importante es la ausencia de datos completos en lo que se refiere al éxito reproductor y la tasa de supervivencia, factores clave en el diseño de cualquier plan de conservación. En general, es altamente recomendable que se pueda obtener la máxima información posible de todos los aspectos de la historia natural de la especie.

Como especie pelágica, la gestión de la especie es muy difícil fuera de las colonias de cría. Este aspecto es de importancia menor en tanto las amenazas a la conservación en mar abierto parecen muy secundarias respecto a aquellas que se dan en las colonias de cría. No obstante, es muy recomendable incrementar el conocimiento sobre la vida de la especie en el mar en las costas de Murcia. Un primer paso es al menos una aproximación cuantitativa a la abundancia en distintos sectores, aspecto casi completamente desconocido. Es de destacar que mientras que los avistamientos de Pardela cenicienta son comunes en muchos puntos del litoral murciano, apenas se realizan de Paíño europeo. Como ejemplo valga que uno de los miembros del equipo redactor de este Plan con casi 15 años de visitas a las colonias de Paíño del litoral murciano, nunca ha conseguido verlo volando sobre el mar.

Las principales amenazas que pesan sobre la especie derivan de dos factores. En primer lugar, del incremento de visitas a las colonias de cría, particularmente si el conocimiento de las colonias de cría se extiende. En segundo lugar, de un incremento, e incluso mantenimiento, de la presión depredadora de la Gaviota patiamarilla en todas las colonias de cría, que pueden provocar un descenso del éxito reproductor y un incremento de la mortalidad de las hembras de mayor valor reproductivo, con la incidencia que ha sido expuesto anteriormente. Se impone por tanto centrar la conservación de las colonias conocidas en el control de las visitas y en el control de la depredación por parte de la Gaviota patiamarilla.

A este respecto, no todas las colonias sufren el mismo grado de amenaza. Las colonias de Grosa y Hormigas están bien protegidas de interferencias humanas, mientras

que Palomas y Cueva de Lobos no. Por tanto uno de los puntos importantes del Plan ha de ser la restricción de acceso a estas dos colonias.

Por otro lado, la presión de predación por parte de la Gaviota patiamarilla en la Isla Hormigas debe ser leve, por el pequeño tamaño de la población y la imposibilidad de que esta crezca por las malas condiciones para la reproducción. No obstante, cabe destacar que además de los 40-50 individuos adultos reproductores que ocupan la isla, existe un número mayor de individuos inmaduros que la utilizan como dormitorio y que pueden suponer una presión adicional de predación que debe ser vigilada.

En la Isla de las Palomas la población de Gaviota patiamarilla parece estable, no habiéndose observado un incremento de la población sustancial en los últimos 15 años. No obstante, aquí si existe constancia de que se produce predación de Paíño europeo. En parte estas observaciones pueden ser debidas a la coincidencia entre pequeño tamaño de la isla, número de visitas y alta población reproductora del Paíño. En cualquier caso, se hace necesaria una vigilancia sobre la interacción entre las dos especies y la adopción de medidas preventivas.

En Isla de Cueva de Lobos la población reproductora de Gaviota patiamarilla está en el entorno de 30-50 parejas, pero el tamaño de la isla es muy reducido por lo que esta población puede suponer una amenaza para una población residual, si esta aún permanece en la isla.

Por último, en Isla Grosa la posible predación por parte de Gaviota patiamarilla es preocupante por el pequeño tamaño de la población de Paíño, el incremento enorme de la población de Gaviota patiamarilla en las últimas décadas y la falta de buenos lugares de reproducción para el Paíño europeo. En esta isla además la presencia de una de las más importantes colonias de Gaviota de Audouin del mundo refuerza la necesidad de controlar activamente la colonia de Gaviota patiamarilla.

Además del control de molestias y predación, otro aspecto importante del Plan ha de ser la mejora de los núcleos reproductores. En este sentido la medida más importante debe ser el incremento de lugares seguros de reproducción en las colonias de Grosa y Hormigas, ya que Palomas es prácticamente inmejorable por la abundancia de grietas. Estos lugares nuevos deben ser, lógicamente, artificiales bien de nueva construcción bien por acondicionamiento de construcciones existentes especialmente en Hormigas.

Por último, mientras que la principal guía del Plan de Conservación ha de ser la protección y mejora de los núcleos de reproducción existentes, podría favorecerse la colonización de otras localidades o la reintroducción en aquéllas donde la extinción es casi cierta. Para ello la desratización previa es una condición imprescindible.

11.2 Plan de actuaciones

Los objetivos generales del Plan de son:

- Objetivo 1: Seguimiento de la especie en Murcia
- Objetivo 2: Asegurar la protección efectiva y vigilancia de las colonias de cría actuales y aquellas otras que pudieran descubrirse.
- Objetivo 3: Estabilizar o aumentar la población reproductora en las colonias de Palomas y Hormigas.
- Objetivo 4: Aumentar la población reproductora en la colonia de Isla Grosa
- Objetivo 5: Reintroducir o reforzar la población reproductora en la Isla de Cueva de Lobos.
- Objetivo 6: Introducir la especie en alguna(s) localidad(es) que pueda(n) ser potencialmente favorable(s).

Dado que, como se ha señalado reiteradamente, puede darse el caso que se localicen nuevas colonias de cría o núcleos recientemente abandonados durante los próximos años a través de la ejecución del Objetivo 1, dichas colonias deberían incorporarse a los objetivos 2 a 4 según el estatus de cada una.

Objetivo 1. Seguimiento de la especie en Murcia

Criterio de evaluación: caracterización precisa de las poblaciones reproductoras y no reproductoras (inmaduros visitantes a las colonias de cría), así como de los parámetros de éxito reproductor y tasa de supervivencia; localización de nuevas colonias de cría que han de mantenerse estables o aumentar durante los 10 primeros años de implementación del Plan.

Subobjetivo 1.1. Determinar el estado actual de la población reproductora y su evolución temporal.

Acción 1. Diseño y puesta en práctica de un programa de seguimiento continuado de la población reproductora en las islas Grosa, Hormigas, Palomas y Cueva de Lobos. La inercia reproductiva de esta especie aconseja que el programa se extienda un mínimo de 4 años, pero sería recomendable un mayor lapso temporal.

Subobjetivo 1.2. Localización de nuevas colonias cría

Acción 2. Diseñar y poner en práctica un programa de investigación dirigido a la búsqueda de nuevas localidades de cría, ocupadas o recientemente abandonadas, en el litoral murciano.

Acción 3. Revisión del Plan de Actuaciones con el fin de incorporar las nuevas localidades descubiertas a los objetivos 2 a 4, según el estatus que se asigne a las colonias descubiertas.

Subobjetivo 1.3. Caracterizar la presencia en el litoral de Murcia de la especie y posibles interacciones con las actividades pesqueras

Acción 4. Programa de censo en barco de la especie. A tal fin se propondrán acuerdos específicos a Cofradías de Pescadores, Armada, Guardia Civil del Mar, Servicio de Vigilancia Aduanera e Instituto Español de Oceanografía para facilitar el acceso al mayor número de embarcaciones y rutas posibles, dentro de las restricciones y limitaciones propias de cada una de estas entidades. Los censos habrán de llevarse a cabo en todas las épocas del año y en todos los sectores del litoral murciano.

Acción 5. Encuesta a los pescadores sobre interacciones entre actividades pesqueras y la especie.

Objetivo 2. Asegurar la protección efectiva y vigilancia de las colonias de cría actuales y aquellas otras que pudieran descubrirse.

Criterio de evaluación: todas las colonias de cría conocidas en la actualidad deberán gozar de las figuras de protección previstas por la normativa vigente y de un convenio de colaboración con los entes administradores de las islas; se restringirá el acceso durante la temporada de reproducción vigilando el cumplimiento de esta norma.

Subobjetivo 2.1. Establecer un marco jurídico adecuado que garantice la protección efectiva de las colonias de cría.

Acción 6. Implementar los Areas de Protección de Fauna y ZEPAs en Isla Grosa, Hormigas, Cueva de Lobos y Palomas de acuerdo con lo previsto en la Ley 7/95 de la Comunidad Autónoma de Murcia y de la Directiva de Aves de la Unión Europea, dotando dichas figuras de los recursos materiales y humanos adecuados para los objetivos del Plan

Acción 7. Establecer un convenio con la Dirección General de Costas del Ministerio de Medio Ambiente que asegure la protección de las islas de dominio público en la Demarcación de Costas de Murcia. Particularmente, dicho convenio prohibirá el acceso a la Isla de las Palomas y la Isla de Cueva de Lobos, de Marzo a Octubre, estando sujetos los permisos de visita a autorización por la Dirección General de Medio Natural. Asimismo, se contemplarán los mecanismos de extensión de las medidas de protección a otras Islas o partes del dominio público marítimo-terrestre si así se considerase necesario.

Acción 8. Establecer un convenio con la Autoridad Portuaria de Cartagena que asegure la protección de Isla Hormigas. Particularmente, dicho convenio prohibirá el acceso a la isla de Marzo a Octubre, estando sujetos los permisos de visita a autorización por la Dirección General de Medio Natural, así como amparará el acceso y modificación de las instalaciones del faro para incrementar la población nidificante, siempre bajo la servidumbre del correcto funcionamiento del servicio de señales marítimas. Asimismo, se contemplarán los mecanismos de extensión de las medidas de protección a otras

localidades bajo la gestión de la Autoridad portuaria si así se considerase necesario para facilitar eventuales programas de reintroducción.

Acción 9. Establecer un convenio con el Ministerio de Defensa que asegure la protección y conservación de la colonia de Isla Grosa.

Subobjetivo 2.2. Asegurar la vigilancia de las colonias de cría.

Acción 10. Establecer un convenio de colaboración con la Guardia Civil del Mar por el que, dentro de la operativa habitual de las unidades de este cuerpo, se realice la vigilancia rutinaria de las islas protegidas por los instrumentos contemplados en las Acciones 6 a 9, así como la extensión a otras zonas cuando así se modifiquen los convenios correspondientes.

Acción 11. Establecer un convenio con la Dirección General de Pesca de la Comunidad Autónoma de Murcia para dar sustento legal a la implicación de la guardería de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas en la vigilancia y control del acceso a la Isla Hormigas.

Objetivo 3. Estabilizar o aumentar la población reproductora en las islas de las Palomas y Hormigas.

Criterio de evaluación: la población de ambas colonias habrá de mantenerse estable o aumentar durante los 10 primeros años de vigencia del Plan; para evaluar el cumplimiento se hará una primera estima transcurridos cuatro años del comienzo del Plan.

Subobjetivo 3.1. Reducción de las molestias producidas por las visitas de servicio a la Isla Hormigas.

Acción 12. Formación adecuada al servicio de vigilancia de la Reserva Marina y al personal del faro de Islas Hormigas con el fin de minimizar cualquier interacción negativa con la reproducción.

Acción 13. Bloqueo del acceso al túnel del faro de Isla Hormigas mediante la disposición de dos piezas metálicas en forma de cruz y cerradas con candado para impedir cualquier molestia a los reproductores localizados en esa estructura.

Acción 14. Prohibición de desembarco en ambas islas entre Marzo y Octubre conforme a lo que se establezca en los Convenios contemplados en las Acciones 7, 8, 10 y 11. No obstante, en el caso del islote situado al sur de la Isla de las Palomas se permitirá el desembarco. Toda autorización especial para desembarcar en las islas durante el período prohibido será emitida por la Dirección General de Medio Natural.

Subobjetivo 3.2. Control de predadores potenciales en islas de las Palomas y Hormigas.

Acción 15. Evaluación de la población reproductora de Gaviota Patiamarilla (*Larus cachinnans*) en Isla Hormigas cada temporada de reproducción del comienzo del Plan. Eliminación sistemática de nidos que se encuentren en el entorno de entrada de los principales puntos de cría por el servicio de guardería de la Reserva Marina.

Acción 16. Seguimiento de la población reproductora de Gaviota Patiamarilla en la Isla de las Palomas para su eventual control mediante la destrucción de puestas, especialmente en el entorno de la entrada de los principales puntos de cría si así lo aconsejan los resultados de la Acción 1.

Acción 17. Control rutinario en ambas islas de indicios de presencia de ratas. En caso de detectarse la presencia de ratas, proceder a la erradicación inmediata.

Acción 18. Búsqueda de Lagarto ocelado en la Isla de las Palomas. En caso de detección evaluación del interés de la población para proceder bien a su conservación con medidas de control o a su eventual erradicación.

Subobjetivo 3.3. Incremento de los lugares de reproducción en isla Hormigas

Acción 19. Vaciado del aljibe del faro y desvío de los colectores de agua para evitar su llenado. Construcción de estructuras en el interior del aljibe que faciliten la nidificación. Construcción de puerta de acceso para propósitos de investigación y seguimiento.

Acción 20. Construcción de estructuras en la plataforma superior del faro que sirvan como lugares de nidificación. Dichas estructuras habrán de ser diseñadas para no perturbar la normal actividad del faro y garantizar el efectivo aislamiento térmico y de la lluvia.

Acción 21. Construcción al oeste del faro de una estructura específica que permita la nidificación. Dicha estructura no debe afectar al normal funcionamiento del faro y debe ser construida con la garantía de aguantar temporales, así como posibilitar el acceso a investigadores.

Acción 22. Implementación de un sistema automático que emita llamadas de reclamo que atraigan a individuos no reproductores hacia los nuevos puntos de cría habilitados por las Acciones 19 a 21.

Objetivo 4. Aumentar la población reproductora en la Isla Grosa

Criterio de evaluación: la población de la colonia habrá de aumentar durante los 10 primeros años de vigencia del Plan; para evaluar el cumplimiento se hará una primera estima transcurridos cuatro años del comienzo del Plan.

Subobjetivo 4.1. Facilitar la gestión de la especie.

Acción 23. Formación del personal militar de la isla con el fin de minimizar cualquier interacción negativa con la reproducción.

Subobjetivo 4.2. Control de predadores potenciales

Acción 24. Seguimiento y control de la población reproductora de Gaviota patiamarilla mediante la destrucción sistemática de puestas y, eventualmente, la eliminación de individuos antes del comienzo de la temporada de reproducción. El grado de control habrá de determinarse en función de los resultados del objetivo 1, de las necesidades de

otras especies, particularmente de la Gaviota de Audouin, así como de la evolución de la población de la Gaviota patiamarilla. En cualquier caso, durante las temporadas 2000 y 2001 se recomienda la destrucción de al menos la mitad de las puestas detectadas y de todas las localizadas en un radio de 100 m de dónde se localizaren parejas reproductoras de Paíño en años anteriores..

Acción 25. Programa de erradicación de la población de ratas en la isla. En caso de detectarse la presencia de ratas en la isla se procederá a su erradicación inmediata.

Acción 26. Programa de observación de la biología de la Culebra bastarda (*Malpolon mospessulanus*) en la isla con el fin de determinar si interacciona negativamente con la colonia de Paíño europeo. En su caso, proceder a medidas de control. Este programa se llevará a cabo durante los cuatro primeros años de vigencia del Plan

Subobjetivo 4.3. Construcción de una estructura para facilitar la reproducción.

Acción 27. Construcción de una estructura que facilite la reproducción con seguridad de la especie. Dicha estructura se localizará en las inmediaciones del lugar con mayor número de parejas o actividad del Paíño. La estructura deberá ser accesible a su interior para seguimiento e investigación.

Acción 28. Implementación de un sistema automático que emita llamadas de reclamo que atraigan a individuos no reproductores hacia el nuevo puntos de cría habilitado por la Acción 27.

Objetivo 5. Reintroducir o reforzar la población reproductora en la Isla de Cueva de Lobos

Criterio de evaluación: conseguir el mantenimiento o, en su caso, implantación de una población reproductora de la especie en la Isla de Cueva de Lobos.

Subobjetivo 5.1. Seguimiento específico de la especie

Acción 29. Determinación de la existencia de Paíños visitantes y/o nidificantes, y proceder a su cuantificación.

Subobjetivo 5.2. Reducción de las molestias causadas por las visitas.

Acción 30. Prohibición de acceso a la isla principal durante los meses de Marzo a Octubre, al amparo del convenio establecido en la Acción 7.

Subobjetivo 5.3. Control de predadores y competidores potenciales

Acción 31. Seguimiento de la población reproductora de Gaviota Patiamarilla en la Isla de Cueva de Lobos para su eventual control mediante la eliminación de puestas si así lo aconsejan los resultados de las Acción 29.

Acción 32. Eliminación de nidos de Paloma bravía y Estornino negro al comienzo de su época de reproducción.

Subobjetivo 5.4. Atracción de reproductores

Acción 33. En función de los resultados de la Acción 29 instalación de un sistema automático de emisión de reclamos durante el comienzo de la época de reproducción.

Acción 34. Traslado experimental de un número limitado de pollos (5 a 10) próximos a vuelo desde la Isla de las Palomas a Isla de Cueva de Lobos, durante al menos cuatro temporadas.

Objetivo 6. Introducir la especie en algunas localidades que puedan ser potencialmente favorables.

Subobjetivo 6.1. Elección de localidades potenciales

Acción 35. Determinar que localidades son candidatas a albergar una población reproductora viable. Clasificarlas en función de su aptitud.

Subobjetivo 6.2. Determinación de la necesidad de reintroducción.

Acción 36. En función de los resultados de las Acciones 1 a 3 decidir si es necesario potenciar la población murciana intentando crear un nuevo núcleo reproductor.

Subobjetivo 6.3. Control de predadores y competidores potenciales.

Acción 37. En la localidad seleccionada proceder a un control previo de todos los predadores y competidores potenciales que sean detectados.

Subobjetivo 6.4. Reintroducción

Acción 38. En función de los resultados del Subobjetivo 6.2 establecimiento y ejecución del programa de reintroducción.

11.3. Ejecución y coordinación

El Plan contará con un Equipo de Recuperación que asesorará a la Administración competente en la ejecución y revisión del Plan. Sus funciones serán:

1. Actualización del contenido del Plan
2. Dirección técnica, seguimiento e informe de las diferentes acciones ejecutadas y su revisión y/o modificación si fuere necesario.
3. Elaboración de informes para organismos públicos y otras entidades susceptibles de cofinanciar diferentes acciones del Plan

El Equipo de Recuperación estará compuesto por:

1. Un representante de la Dirección General de Medio Natural, que actuará como Director Técnico del Equipo.
2. Dos representantes del equipo redactor del Plan
3. Un representante de la Universidad de Murcia
4. Un investigador especialista en la especie objeto del Plan u otras afines procedente de otro centro de investigación o ente de gestión.
5. Un representante de asociaciones de defensa de la naturaleza.
6. Un representante por cada una de las administraciones o particulares, en su caso, titulares de la propiedad o gestión de los terrenos e instalaciones que puedan verse afectados por la ejecución del Plan.
7. Un representante de las entidades que ayuden a cofinanciar la ejecución del Plan, en su caso.

Las acciones definidas en el Plan de Actuaciones se han priorizado según la siguiente escala, en función de su urgencia:

Prioridad 1: acciones necesarias para prevenir la extinción.

Prioridad 2: acciones necesarias para evitar la regresión.

Prioridad 3: otras actividades necesarias para alcanzar la recuperación

11.4. Evaluación de costes y presupuesto. Cronograma de ejecución.

El presupuesto de ejecución del Plan es orientativo. Entre las posibles alternativas para la financiación del Plan se recomienda especialmente la solicitud de un proyecto LIFE con cargo a los fondos comunitarios.

Acción	Descripción	Prioridad	Año										TOTAL
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
1	Seguimiento de colonias de cría conocidas	1	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	20000
2	Localización de nuevas colonias de cría	2	500	500	500	500	500						2500
3	Revisión del Plan de Actuaciones	2	X	X	X	X	X						0
4	Censo desde embarcaciones	2	500	500	500								2500
5	Encuesta a pescadores	2	100										100
6	Implementación de APF y ZEPAs ⁽¹⁾	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	0
7	Convenio con D.G. de Costas	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	0
8	Convenio con Autoridad Portuaria Cartagena	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	0
9	Convenio con Ministerio de Defensa	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	0
10	Convenio con Guardia Civil	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	0
11	Convenio con D.G. Pesca CARM	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	0
12	Formación personal Reserva C.P.-Hormigas	2	50					50					100
13	Bloqueo acceso del tunel del faro Hormigas	1	20										20
14	Prohibición acceso Hormigas y Palomas ⁽²⁾	1	75										75
15	Control Gaviota Patiamarilla en Hormigas ⁽³⁾	2	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	250
16	Control Gaviota Patiamarilla en Palomas ⁽³⁾	2	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	500
17	Control ratas en Hormigas y Palomas ⁽³⁾	1	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	500
18	Búsqueda Lagarto ocelado en Palomas ⁽⁴⁾	1	75	150	150								50
19	Adecuación del aljibe faro de Hormigas	3	500										500
20	Construcción estructuras de cría en faro Horm.	3			350								350
21	Construcción estr. de cría W faro de Hormigas	3				750							750
22	Implementación sistema reclamo Hormigas	3		150	175	175	25	25	25	25	25	25	650
23	Formación personal militar de Grosa	2	50					50					100

Acción	Descripción	Prioridad	Año										TOTAL
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
24	Control de Gaviota Patiamarilla en Grosa ⁽¹⁾	2	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	2000
25	Control de ratas en Grosa ⁽³⁾	1	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	500
26	Seguimiento de Culebra bastarda en Grosa	2	100	100	100								300
27	Construcción de una estructura de cría en Grosa	2		750					750				1500
28	Implementación sistema reclamo en Grosa	2		150	25	25	25	25	175	25	25	25	500
29	Determinación estatus Cueva de Lobos ⁽⁵⁾	2	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	0
30	Prohibición acceso Cueva de Lobos ⁽²⁾	2	75										75
31	Control de Gaviota Patiamarilla en Cueva de L.	2	25		25		25		25		25		125
32	Control de Paloma y Estornino en Cueva de L.	3	25		25		25		25		25		125
33	Implementación sistema reclamo Cueva de L.	3	150	25	25	25	25	25	25	25	25	25	375
34	Traslado experimental pollos a Cueva de L	3			300	300	300	300					1200
35	Elección de localidades candidatas introducción	3					350						350
36	Decisión de reintroducción	3				X	X	X	X	X	X	X	0
37	Control de predadores en localidad introducción	3						50	50	50			150
38	Ejecución programa de introducción	3						300	300	300	300	300	1500
	Reuniones Equipo de Recuperación	2	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	500
	TOTAL		4145	5100	4450	4200	3700	3250	3400	3750	2850	3300	37895

Cifras en miles de pesetas. Las acciones que no precisan de dotación presupuestaria se indican con una X para aquellos años que deben implementarse

Notas:

(1) No se contemplan los gastos derivados de la dotación de recursos y personal para la gestión cotidiana de las áreas protegidas.

(2) Gastos relacionados con la señalización.

(3) En caso de dotación de recursos y personal de las áreas protegidas esta labor puede ser ejecutada directamente con esos medios bajo supervisión del Equipo de Recuperación.

(4) El presupuesto del primer año es para localización de la especie. Si se detecta el presupuesto del segundo año se dedicará a evaluar el interés de conservación de la población, y el presupuesto del tercer año para medidas de control.

(5) Gastos incluidos en Acción 1

Bibliografia

Aguilar, J.S. (1994) Atlas de Aves Marinas de Baleares. 1991. En Documents Tècnics de Conservació, nº 23: 1-80. Govern Balear, Palma de Mallorca.

Aguilar, J.S. (1997) Resultats inicials de l'hora de captura i estat reproductor a la noneta *Hydrobates pelagicus*. *Anuari Ornitológic de les Balears*: 105-107.

Aguilar, J.S. y Pons, S. (1991) Nidificación de la Pardela Pichoneta Balear *Puffinus yelkouan* y del Paiño *Hydrobates pelagicus* en Menorca. *Bol. Soc. Hist. Natu. Balears* 34: 61-64.

Akriotis, T. y Handrinos, G. (1986) The first breeding case of the Storm petrel in Greece. En MEDAMARAVIS y X. Monballiu (ed.) *Mediterranean Marine Avifauna: Population Studies and Conservation*. NATO ASI Series. Series G: Ecological Sciences, Vol. 12. Springer-Verlag, Berlin.

Araujo, J., Muñoz-Cobo, J., Purroy, F.J. (1977) *Las rapaces y aves y aves marinas del archipiélago de Cabrera*. Naturalia Hispanica, 12. ICONA, Madrid.

Bannerman, D.A. (1963) *Birds of the Atlantic Islands. I*. Edimburgh

Bannerman, D.A. y Bannerman, W.M. (1965) *Birds of the Atlantic Islands. II*. Edimburgh

Bauer, W., Helversen, O.V., Hodge, M., Martens, J. (1969). *Catalogus Faunae Graeciae*. Pars I: Aves. Thessaloniki.

Barrett, R.T. y Strann, K.B. (1987) Two new breeding records of Storm petrel *Hydrobates pelagicus* in Norway. *Fauna Norv. Ser. C. Cinclus*, 10:115-116.

Bogliani, G. (1986) Conservation priorities for seabirds in Italy. En MEDAMARAVIS y X. Monballiu (ed.) *Mediterranean Marine Avifauna: Population Studies and Conservation*. NATO ASI Series. Series G: Ecological Sciences, Vol. 12. Springer-Verlag, Berlin.

Bolton, M (1994) Incubation energetics of British Storm Petrels *Hydrobates pelagicus*. In: *The ornithological notebook of the XXI International Ornithological Congress*, Viena.

Bolton, M (1995) Food delivery to nestling storm petrels: limitation or regulation?. *Funct. Ecol.* 9:161-170.

Bolton, M. (1996) Energy expenditure, body-weight and foraging performance of British Storm Petrels breeding in artificial nesting chambers. *Ibis* 138: 405-409.

Bretagnolle, V. y Thibault, J. (1990). Nouvelles donnes sur le statut et la distribution du Pétrel Tempête *Hydrobates pelagicus* en Corse. *Trav. sci. Par nat. reg. Res. nat. Corse* 28: 41-54.

Bretagnolle, V. (1992). Variation géographique des vocalisations de pétrels ouest-palearctiques et suggestions taxonomiques. *Alauda* 60:251-252.

Brichetti, P. (1981). Deposizione precoce di Ucello delle tempeste *Hydrobates pelagicus* en Corsica. *Avocetta* 5: 151-154.

Brichetti, P. (1980) Distribuzione geografica degli uccelli nidificanti in Italia, Corsica e Isola Maltesi. I. Parte introduttiva, famiglie Podicipedidae, Procellariidae, Hydrobatidae. *Natura Bresciana, Ann. Mus. Civ. Sc. Nat. Brescia*, 16: 82-158.

Brichetti, P. (1985) *Guida degli Uccelli nidificanti in Italia*. 2ª ed. F.lli, Brescia.

Cantos, F.J. y Gómez-Manzanque, A. (1998) Informe sobre la campaña de anillamiento de aves en España. *Ecología*, 12: 351-401.

Cobb, S. (1960) Observations on the comparative anatomy of avian brain. *Perspect. Biol. Med.*, 3, 383.

Costas, R. (1994). Captura de Paíños Europeos *Hydrobates pelagicus* desde la costa usando grabaciones. *Apus* 6-8: Notas breves.

Costas, R. (1995). Sobre la población de Paíño europeo *Hydrobates pelagicus* en Galicia. *GIAM* 20: 4-5.

Costas, R., Pousa, M.G. y Cabaleiro, V.X. (1993). Primeros datos de cría de Paíño Común *Hydrobates pelagicus* en Galicia (NW de la Península Ibérica). *GIAM* 17: 6-7.

Cheyran, G. (1985) La predation exercée par le rat noir *Rattus rattus* sur les oiseaux de mer nicheurs dans les îles méditerranéennes. En *Oiseaux marins nicheurs du Midi et de la Corse*; 27-29 Annales du CROP, nº 2. Aix-en-Provence.

Cramp, S.C. y Simmons, K.E.L. (1977) *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of Western Palearctic. Volume I: Ostrich to Ducks*. Oxford University Press, Oxford.

Davis, P. (1957) The breeding of the storm petrel. *British Birds*, 50: 85-101, 371-383.

de Juana, E. y Paterson, A.M. (1986) The status of the seabirds of the extreme Western Mediterranean. En MEDAMARAVIS y X. Monballiu (ed.) *Mediterranean Marine Avifauna: Population Studies and Conservation*. NATO ASI Series. Series G: Ecological Sciences, Vol. 12. Springer-Verlag, Berlin.

De Juana, E. (ed.) (1993) Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 40: 87

De Juana, E. (1984). The status and conservation of seabirds in the spanish mediterranean. *ICBP Technical Publication* 2: 234-361.

- Delgado, G., Hernández, E., Martín, A., Trujillo, O. y Díaz, G. (1985). Datos preliminares sobre la distribución y reproducción del Paíño Común (*Hydrobates pelagicus*) en las Islas Canarias. *Asturnatura* 4: 19-20.
- Díaz, M., Asensio, B. y Tellería, J.L. (1996). *Hydrobates pelagicus*. Pp.: 31-32 en *Aves Ibéricas I. No Paseriformes*. J.M. Reyero Editor.
- Díez, J.I. y B. Díez (1992). Vegetación a la entrada de uras de Paíño Común como causa de mortalidad. *GIAM* 15: 10.
- Díez, J.I., Giménez, M., Martínez, A., Dolz, C. y Huertas, J. (1989) Localización y censo de los núcleos coloniales reproductores de aves marinas en tramos costeros rocosos e islas de la Comunidad Valenciana (años 1988 y 1989). *Medi Natural*, 1: 53-59.
- Estrada, V. (1988) Nuevos datos sobre el estatus y distribución actual del Paíño común *Hydrobates pelagicus melitensis* en Cataluña (NE España). *Ardeola*, 35: 162-166.
- Evans, P.G.H. (1986) Monitoring seabirds in the North Atlantic. En MEDAMARAVIS y X. Monballiu (ed.) *Mediterranean Marine Avifauna: Population Studies and Conservation*. NATO ASI Series. Series G: Ecological Sciences, Vol. 12. Springer-Verlag, Berlin.
- Fernández de la Cigüña, E. y Morales, X. (1992) Paíños comunes (*Hydrobates pelagicus*) nidificando en Galicia. Primeros datos. *Tribuna de la Cultura*, 2: 216-225.
- Fernández, E. y Morales, X. (1994). Censo de las colonias gallegas de Paíño Común *Hydrobates pelagicus*, 1992-93. *GIAM* 18: 12-13.
- Fowler, J.A., Hulbert, M.E. y Smith, G. (1986). Sex ratio in a sample of tape-lured Storm Petrel *Hydrobates pelagicus* from Shetland, Scotland. *Seabird Report* 9: 15-19.
- Fowler, J.A., Okill, J.D. y Marshall, B. (1982) A retrap analysis of Storm Petrels tape-lured in Shetland. *Ringin & Migration*, 4: 1-7.
- Fowler, J.A., Miller, C.J. y Cohen, S. (1984) Ectoparasite populations from breeding and wandering Storm Petrels. *Bird Study*, 31:126-130.
- Furness, R.W. y Baillie (1981) Factors affecting capture rate and biometrics of Storm Petrels on St. Kilda. *Ringin and Migration*, 3: 137-148.
- Furness, R.W. y Monaghan, P. (1987) *Seabird Ecology*. Tertiary Level Biology, Blackie, Glasgow.
- García, E.F.J. (1973) Seabird activity in the Strait of Gibraltar: a progress report. *Seabird Report*, 3, 30-36.
- Gilbert, G., Hemsley, D. y Shepherd, M. (1998). A survey of storm petrels in the Treshnish Isles 1996. *Scottish Birds* 19: 145-154.

Gilbert, G., Gibbons, D.W. y Evans, J. (1998). *Bird monitoring methods- Storm petrel*. RSPB.U.K.

González Barberá, G. y Hernández-Gil, V. (1989) Nidificación de Procellariiformes en litoral de la Región de Murcia, SE de España. *Ardeola*, 36: 87-90.

Gould, P.J. y Forsell, D.J. (1989) *Techniques for Shipboard Surveys of Marine Birds*. US Department of the Interior. FWS, Whashington.

Gotelli, N. J. (1995) *A Primer of Ecology*. Sinauer Associates, Sunderland.

Grubb, T.C. (1979) Olfactory guidance of Leach's Storm Petrel to the breeding island. *The Wilson Bulletin*, 91: 141-143.

Guirao, A. (1859) Catálogo metódico de las aves observadas en gran parte de la provincia de Murcia. *Boletín de la Real Academia de Ciencias de Madrid*, 4: 1-50.

Guiguen, C. y Monnat, J.Y. (1985) Factors influençant l'évolution des effectifs d'oiseaux marins: les ectoparasites. En *Oiseaux marins nicheurs du Midi et de la Corse*: 23-26 Annales du CROP, nº 2. Aix-en-Provence.

Guyot, I., Launay, G., Vidal, P. (1985) Oiseaux de mer nicheurs du Midi de la France et de la Corse: evolution et importance des effectifs. En *Oiseaux marins nicheurs du Midi et de la Corse*: 31-47 Annales du CROP, nº 2. Aix-en-Provence.

Guyot, I. y Thibault, J.C. (1985a) Nouvelles données sur la protection des oiseaux marins nicheurs en Corse. En *Oiseaux marins nicheurs du Midi et de la Corse*: 20-22 Annales du CROP, nº 2. Aix-en-Provence.

Guyot, I. y Thibault, J.C. (1985b) Note sur la période de reproduction du Petrel tempête *Hydrobates pelagicus* en Méditerranée. En *Oiseaux marins nicheurs du Midi et de la Corse*: 68-69 Annales du CROP, nº 2. Aix-en-Provence.

Guyot, I. y Thibault, J.C. (1988). Les oiseaux marins nicheurs de méditerranée occidentale: repartition, effectifs et recensements. *Bull. Ecol.* 19: 305-320.

Hall-Craggs, J. y Sellar, P.J. (1976) Distinguishing characteristics in the burrow-calling of Storm and Leach's Storm Petrels. *British Birds*, 69: 293-297.

Harris, P. (1994). Anilhagem de Painhos-de-cuda-cuadrada *Hydrobates pelagicus* no Algarve em 1993. *Airo* 5: 30-31.

Harris, P. (1995). Anillamiento del Paíño europeo en el Algarve (S. Portugal). *GIAM* 20: 3-4.

Harris, P., Fowler, J. A. y Okill, J.D. (1993). Initial results of Storm petrel *Hydrobates pelagicus* ringing in Portugal. *Ringing & Migration* 14: 133-134.

Hemery, G. (1973). Observations sur la reproduction du Petrel tempête (*Hydrobates pelagicus*) dans la région de Biarritz. *Alauda* 41: 329-336.

Hemery, G., D'Elbee, E. y Terrasse, J.F. (1987). Regulation d'une population de Petrels-Tempête *Hydrobates pelagicus* par reproduction intermitente. *Bull. de Centre d'Etudes et de Recherches Scientifiques*, Biarritz 15: 7-12.

Hemery, G. (1980) Dynamique de la population basque française de Pétrel tempête (*Hydrobates pelagicus*) de 1974 a 1979. *L'Oiseau et RFO*, 50: 217-218.

Hemery, G. y d'Elbee, E. (1985) Discrimination morphologique des pouplations atlantique et mediterraneenne de pétrel tempête *Hydrobates pelagicus*. En *Oiseaux marins nicheurs du Midi et de la Corse*: Annales du CROP, nº 2. Aix-en-Provence.

Hemery, G., Pasquet, E., Yésou, P. (1986) Data banks and population monitoring in France. En MEDAMARAVIS y X. Monballiu (ed.) *Mediterranean Marine Avifauna: Population Studies and Conservation*. NATO ASI Series. Series G: Ecological Sciences, Vol. 12. Springer-Verlag, Berlin.

Hernández-Gil, V. (1996). Paiño Europeo *Hydrobates pelagicus*. Pp.: 34-35 en Purroy, F.J. (Ed.) Atlas de las aves de España. SEO/BIRDLIFE.

Hernández, V. y Ballesteros, G. (coord.) (1997) *Lista Roja (1996) de Vertebrados de la Región de Murcia*. Consejería de Agricultura, Medio Ambiente y Agua.

Hutchinson, L.V., Wenzel, B.M., Stager, K.E. y Tedford, B.L. (1984). Further evidence for olfactory foraging in Sooty Shearwater and Northern Fulmars. En D.N. Nettleship, G.A. Sanger y P.F. Springer (eds.) *Marine Birds: their feeding ecology and commercial fisheries relationships*: 72-77. Canadian Wildlife Service Special Publications, Ottawa.

Irby, L.H. (1895) *The Ornithology of the Strait of Gibraltar*, 2nd ed. Taylor & Francis. London.

James, P.C. (1983) Storm petrel tape lures: which sex is attracted? *Ringin & Migration*, 4: 249-253.

James, P.C. (1984) Sexual dimorphism in the voice of the British Storm Petrel *Hydrobates pelagicus*. *Ibis*, 126: 89-92.

James, P.C. y Robertson, H.A. (1985). The use of playback recordings to detect and census nocturnal burrowing seabirds. *Seabird* 8: 18-20.

Krpan, M. (1965) Ptice otoka visa i ujemu blizich otocica [Las aves de la isla de Vis y de los islotes cercanos]. *Larus*, 16/18: 106-150.

Lockley, R.M. (1932) On the breeding habits of the Storm-petrel, with special reference to its incubation and fledging-periods. *British Birds*, 25: 206-211.

Mainwood, A.R. (1976) The movements of Storm Petrels as shown by ringing. *Ringin & Migration*, 1: 98-104

- Mainwood, A.R. (1978). The effect of tape lures on Storm Petrels. *Ringers' bulletin* 5: 33-34.
- Mainwood, A.R., Ratcliffe, N., Murray, S. y Mudge, G.P. (1997). Populations status of storm petrels *Hydrobates pelagicus* on islands off north west Scotland. *Seabird* 19: 22-30.
- Martín, A. et al. (1983). Nidificación del Paiño común *Hydrobates pelagicus* en las Islas Canarias. *Doñana Acta Vertebrata* 10 (1): 217-218.
- Martínez-Abraín, A. (1989). Censo del Paiño Común *Hydrobates pelagicus* en las islas Columbretes. *Medi Natural* 1: 115-119.
- Martínez, A. y Dolz, R. (1988). Avance del primer censo exhaustivo de aves marinas nidificantes en la Comunidad Valenciana (Primavera 1988). Pp. 119-126 en López-Jurado, C. (Ed.) *Actas de la IV reunión del Grupo Ibérico de Aves Marinas*.
- Massa, B. (1986). Il censimento dei Procelariformi. Pp.: 251-257 en MEDMARAVIS y X. Monbailliu (Eds.) *Mediterranean Marine Avifauna*.
- Massa, B. y Catalisano, A. (1986a) Status and conservation of the storm petrel *Hydrobates pelagicus* in Sicily. En MEDAMARAVIS y X. Monballiu (ed.) *Mediterranean Marine Avifauna: Population Studies and Conservation*. NATO ASI Series. Series G: Ecological Sciences, Vol. 12. Springer-Verlag, Berlin.
- Massa, B. y Catalisano, A. (1986b) Observations on the Mediterranean Storm Petrel *Hydrobates pelagicus* at Marettimo isle. *Avocetta*, 10: 125-127.
- Massa, B. y Sulatana, J. (1993) Status and conservation of the Storm petrel (*Hydrobates pelagicus*) in the mediterranean. En Aguilar, J.S., Monbailliu, X. y Paterson, A.M. (eds.) *Actas del II Simposio de MEDMARAVIS*: 15-24. SEO, Madrid.
- Mayaud, N (1941) Etudes sur les plumages et les mues. *Ois. Rev. Fr. Orn.*, XI, 44-46.
- Mateo, J. A. (1990) Aspectos biogeográficos de la fauna reptiliana en las islas españolas. *Revista Española de Herpetología* 4: 33-44.
- Mateo, J.A. (1997) Las islas e islotes del litoral ibérico, pp.: 343-350 en J. M. Pleguezuelos (Ed.): *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*.
- Mayaud, N. (1949) Nouvelles précisions sur la mue des Procellariens. *Alauda*, 17, 144-155 y 222-233.
- Meininger, P.L. y Baha el Din, S.M. (1986) Seabirds along the Mediterranean sea coast of Egypt. En MEDAMARAVIS y X. Monballiu (ed.) *Mediterranean Marine Avifauna: Population Studies and Conservation*. NATO ASI Series. Series G: Ecological Sciences, Vol. 12. Springer-Verlag, Berlin.
- Merino, S. y Mínguez, E. (1998). Absence of haemotozoa in a breeding colony of the Storm Petrel, *Hydrobates pelagicus*. *Ibis* 140: 180-181.

- Michelot, J.L. y Laurent, L. (1988). Observations estivales d'oiseaux marins en mer Méditerranée occidentale. *L'Oiseau et R.F.O.* 58:18-127.
- Mínguez, E. (1994). Attraction of the European Storm-petrel to heterospecific calls of other North Atlantic Procellariiformes. *Ardeola* 41(2): 141-150.
- Mínguez, E. (1995). Movimientos del Paíño europeo *Hydrobates pelagicus* alrededor de la Península Ibérica. *GIAM* 20: 2.
- Mínguez, E. (1996). Incidences des lésions sur les pattes de Pétrels Tempête *Hydrobates pelagicus* en région Cantabrique. *Alauda* 65: 449-450.
- Mínguez, E., Elizondo, R.S., Balerdi, M. y Saban, P. (1992). Status, distribution, taille de la population et phenologie de la reproduction du Pétrel Tempête *Hydrobates pelagicus* dans la Communauté Autonome Basque (Espagne). *L'Oiseau et R.F.O.* 62: 234-246.
- Mínguez, E. y Vigil, A. (1993). Distribución provisional del Paíño Común (*Hydrobates pelagicus*) como reproductor en Cantabria. *Actas III Congreso Galego de Ornitoloxía*, 1992.
- Mínguez, E., Elizondo, R. y Gauza, J. (1995). Primera estimación de la población nidificante de Paíño Común (*Hydrobates pelagicus*) en la Comunidad Autónoma Vasca. en Actas III Congreso GIAM, Oleiros 1990. *Chioglossa vol. esp.* 1: 1-6.
- Mínguez, E. (1994a) Colonias de Paíño Común en España. *Quercus*, 104: 8-12.
- Mínguez, E. (1994b) Censo, cronología de puesta y éxito reproductor del Paíño común (*Hydrobates pelagicus*) en la Isla de Benidorm (Alicante, E de España). *Ardeola*, 41:3-11.
- Mínguez, E. (1996) Nestling feeding strategy of the British Storm-petrel *Hydrobates pelagicus* in a Mediterranean colony. *J. Zool.* 239: 633-643.
- Mínguez, E. (1997) Estimation of metabolic cost and food conversion efficiency in British storm-petrel, *Hydrobates pelagicus* chicks. *Folia Zoologica* 46(1):94-96.
- Mínguez, E. (1997) Olfactory nest recognition by British storm-petrel chicks. *Anim. Behav.* 53: 701-707.
- Mínguez, E. (1998) The cost of incubation in the British Storm-petrel: an experimental study in a single-egg layer. *Journal of Avian Biology* 29:183-189.
- Mínguez, E. y Vigil, A. (1995) Approche de la distribution du pétrel tempête, *Hydrobates pelagicus*, reproducteur dans la région cantabrique. *Alauda*, 63: 299-306.
- NATURCAZA (1993) *Censo 1993 de Acuáticas, Limícolas y Marinas Nidificantes de Murcia*. Comunidad Autónoma de Murcia. Inédito.

NATURCAZA (1994) *Censo 1994 de Acuáticas, Limícolas y Marinas Nidificantes de Murcia*. Comunidad Autónoma de Murcia. Inédito.

NATURCAZA (1995) *Censo 1995 de Acuáticas, Limícolas y Marinas Nidificantes de Murcia*. Comunidad Autónoma de Murcia. Inédito.

Nogales, M., Martín, A., Quilis, V., Delgado, G., Hernández, E., Trujillo, O. (1993) Estatus y distribución del Paíño común (*Hydrobates pelagicus*) en las Islas Canarias. En Aguilar, J.S., Monbailliu, X. y Paterson, A.M. (eds.) *Actas del II Simposio de MEDMARAVIS*: 15-24. SEO, Madrid.

Oordt, G.J. van y Kruijt, J.P. (1953) On the pelagic distribution of some procellariiformes in the Atlantic and Southern oceans. *Ibis*, 95, 615-637

Orizaola, G., Bahillo, M. y Valle, A. (1994). Estimación de la población reproductora de aves marinas en Cantabria. *GLAM* 18: 11-12.

Paterson, A. (1997). *Hydrobates pelagicus* Paíño Europeo. Pp.: 111-119 en *Aves Marinas de España y Portugal*. Ed. Lynx.

Prince, P.A. y Morgan, R.A. (1987) Diet and feeding ecology of Procellariiformes. En J.P. Croxall (ed.) *Seabirds: feeding ecology and role in marine ecosystems*: 135-171. Cambridge University Press, Cambridge.

Puente, J., Pinilla, J., Lorenzo, J.A. (1999) Noticiario Ornitológico. *Ardeola* 46: 149.

Ranft, R. y Slater P.J.B. (1987) Absence of ultrasonic calls from night calls from night-flying Storm Petrels *Hydrobates pelagicus*. *Bird Study*, 34: 92-93.

Ratcliffe, N., Suddaby, D. y Betts, M. (1996). An examination of the census methods used for Storm Petrels *Hydrobates pelagicus* on Mousa and Skokholm. RSPB inédito.

Ratcliffe, N., Vaughan, D., Whyte, C. y Shepherd, M. (1998). The status of storm petrels on Mousa, Shetland. *Scottish Birds* 19: 155-163.

Ratcliffe, N. et al. (1998). Development of Play Back census method for Storm Petrel *Hydrobates pelagicus*. *Bird Study* 45(3): 302-312.

Renzoni, A. y Massa, A. (1993) Contaminants in Mediterranean seabirds. En Aguilar, J.S., Monbailliu, X. y Paterson, A.M. (eds.) *Actas del II Simposio de MEDMARAVIS*: 207-212. SEO, Madrid.

Robledano, F., Hernández-Gil, V. y Barberá, G. (1993). Breeding seabirds in south – eastern Spain. Pp.: 353-355 en Aguilar, J.S., Monbailliu, X. y Paterson, A. (Eds.) *Estatus y Conservación de Aves Marinas*. SEO.

Sánchez, P.A. y Esteve, M.A. (1986) Observaciones sobre Procellariiformes en el litoral de la Región de Murcia (SE España). *Anales de Biología*, 7, (*Biología Animal*, 2): 71-72.

Sánchez, M.A. y Guardiola, A. (1996). Nuevos datos sobre colonias de aves marinas en la Región de Murcia. Pp.: 125-134 en ANSE (Ed.) *Actas del Primer Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia*. Cartagena, 9-12 de octubre de 1993.

Schembri, A. (1843) *Catalogo Ornitologico del Gruppo di Malta*. Anglo-Maltese, Malta.

Schenk, H. y Torre A. (1986) Breeding distribution, numbers and conservation of seabirds in Sardinia, 1978-1985. En MEDAMARAVIS y X. Monballiu (ed.) *Mediterranean Marine Avifauna: Population Studies and Conservation*. NATO ASI Series. Series G: Ecological Sciences, Vol. 12. Springer-Verlag, Berlin.

Scott, D.A. (1970) *The breeding biology of the Storm Petrel*. D. Phil. Thesis. University of Oxford.

Simons, T.R. (1984) A population model of the endangered Hawaiian Dark-rumped Petrel. *Journal of Wildlife Management*, 48: 1065-1076.

Sultana, J. (1986) Seabird conservation problems in the Maltese islands. En MEDAMARAVIS y X. Monballiu (ed.) *Mediterranean Marine Avifauna: Population Studies and Conservation*. NATO ASI Series. Series G: Ecological Sciences, Vol. 12. Springer-Verlag, Berlin.

Sultana, J. y Gauci, C. (1982) *A new guide to birds of Malta*. MOS, Malta.

Tasker, M. (1994). Storm Petrel *Hydrobates pelagicus*. En Tucker, G. y Herth, M.: *Birds in Europe: Their Conservation Status*. Birdlife International.

Teixeira, A.M. (1986) Winter mortality of seabirds on the portuguese coast. En MEDAMARAVIS y X. Monballiu (ed.) *Mediterranean Marine Avifauna: Population Studies and Conservation*. NATO ASI Series. Series G: Ecological Sciences, Vol. 12. Springer-Verlag, Berlin.

Torre, A. (1983) Osservazioni di ucelli rari in Sardegna. *Boll. Soc. Sarda Sc. Nat.*, 22: 169-175.

Thomsen, P. y Jacobsen, P. (1979) *The birds of Tunisia*. Copenhagen.

Tucker, C. y Heath, M. (1994) *Birds in Europe: Their Conservation Status*. Birdlife International.

Urios, V. et al. (Eds.) (1991). *Atlas de aves de la Comunidad Valenciana*.

Vaughan, D. y Gibbons, D.W. (1998). The status of breeding storm petrels *Hydrobates pelagicus* on Skokholm Island in 1995. *Seabird* 20: 12-21.

Walmsley, J. (1986) The status of breeding storm petrels (*Hydrobates pelagicus*) on the Mediterranean coast of France. En MEDAMARAVIS y X. Monballiu (ed.) *Mediterranean Marine Avifauna: Population Studies and Conservation*. NATO ASI Series. Series G: Ecological Sciences, Vol. 12. Springer-Verlag, Berlin.

Warham, J. (1977) The incidence, functions and ecological significance of petrel stomach oils. *Proc. N.Z. Ecol. Soc.*, 24, 84-93.

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

Wenzel, B.M. (1980) Chemoreception in seabirds. En J. Burger, B.L. Olla y H.E. Winn (eds.) *Behaviour of marine animals*, vol. 4: 41-67. Plenum Press, New York.

White, G.C., Anderson, D.R., Burnham, K.P. y Otis, D.L. (1982) *Capture-recapture and removal methods for sampling closed populations*. Los Alamos National Laboratory, Los Alamos.

Zonfrillo, B. (1985) *British Birds*, 78: 350-351.

ANEXO I

DISEÑO DE LA METODOLOGIA DE SEGUIMIENTO DE LAS POBLACIONES DE LA ESPECIE

Determinación de áreas de campeo de las colonias, control de movimientos estacionales y estudio de interacciones con actividades pesqueras.

Objetivo

Determinar cuáles son las principales áreas de alimentación del Paíño europeo en las aguas en el entorno de sus colonias en Murcia, así como las variaciones intra e interanuales de las densidades y uso espacial y temporal de las áreas de campeo. Relacionar dichas variaciones con los movimientos migratorios y/o dispersivos de la especie, así como con las variaciones en el medio marino.

Calendario y frecuencia de observaciones

Dado que todas las evidencias disponibles apuntan a que la mayor parte de la población mediterránea de Paíño europeo permanece en el Mediterráneo durante el invierno es conveniente que las salidas se realicen a lo largo de todo el año con el fin de obtener una información lo más completa posible. A tal fin desde Enero a Diciembre se realizarán salidas bimensuales en embarcaciones adecuadas. Debido a la distribución pelágica de especie, las embarcaciones más adecuadas son los palangreros. No obstante, dependiendo de la disponibilidad de otros medios que realicen trayectos adecuados se solicitará el embarque en otros tipos de embarcaciones (Armada, buques oceanográficos, etc.). En la medida de lo posible, se cubrirá todo el litoral de la Región de Murcia y zonas adyacentes.

Metodología

Transectos de anchura prefijada desde embarcación. El itinerario a seguir estará determinado por las restricciones propias del tipo de embarcación. Durante el recorrido, cada hora se realizarán tres transectos consecutivos de 10 minutos de duración anotando el total de aves recontadas en cada uno de ellos (Gould y Forsell, 1989). Las aves detectadas entre transectos o en el desplazamiento entre ellos se anotan aparte. Se anotará el comportamiento de cada individuo o grupo de ellos, así como las direcciones de su desplazamiento.

La anchura estándar del transecto será de 300 metros. La velocidad de progresión será la que determine la actividad de la embarcación. El trayecto se registrará en GPS.

Localización de nuevas colonias

Objetivos

Localizar colonias desconocidas de la especie en el litoral de la Región de Murcia, con el fin de conocer el estatus de la especie de la forma más ajustada a la realidad.

Calendario

Teniendo en cuenta la fenología de la reproducción de la especie en el Mediterráneo las fechas óptimas de búsqueda son los meses de Junio, Julio y Agosto, en las cuales es posible localizar adultos incubando y/o pollos, lo que permitiría determinar con certidumbre la reproducción.

Areas a prospectar

Todas las islas e islotes del litoral de la costa regional en el Mediterráneo, así como todos los tramos costeros de relieve accidentado, particularmente con acantilados verticales o extraplomados y acúmulos de derrubios en la línea de costa inaccesibles desde tierra. En los islotes del Mar Menor no existen condiciones adecuada para la reproducción de la especie.

Metodología

Durante el mes de Junio, en los tramos acantilados se establecerán puntos de muestreo distantes no más de 3 km entre sí. Todas las islas e islotes donde no se conoce actualmente la reproducción serán visitados. Estos puntos de muestreo se georreferenciarán con ayuda de cartografía 1:5.000. Durante la noche en estos puntos se instalarán redes verticales y un altavoz para emitir reclamos. Las aves capturadas serán anilladas y medidas según los protocolos establecidos en la sección siguiente. Asimismo, se determinará el estatus reproductor de estos individuos también según los criterios que se exponen en la sección siguiente.

Posteriormente, en las inmediaciones de aquellos puntos en los que se capturen individuos con evidencias de reproducción se realizarán inspecciones de aquellas áreas más favorables para la reproducción con el fin de localizar aves incubando y/o pollos con el propósito de confirmar la reproducción, como de determinar exactamente los puntos donde se localizan las posibles colonias de cría. Cada una de las horas se georeferenciará mediante GPS con corrección diferencial con un tiempo de observación suficiente para determinar la posición de la entrada de la hura con una precisión inferior a 2 m. Asimismo, esta localización se documentará sobre cartografía 1:5.000 y tres fotografías. La primera fotografía corresponderá al tramo de costa donde se encuentra la hura con una longitud de 100 a 200 m, la segunda corresponderá con el entorno de 25 m de la hura y la tercera con un entorno de 3 a 5 m. Dichas fotografías se proporcionarán en formato digital en CD-ROM, editadas con marcadores adecuados de la localización exacta de las horas a las distintas escalas, con el fin de facilitar su uso posterior en la gestión y la investigación. Del interior de cada hura que sea accesible a la inspección visual directa se realizará un esquema de la localización de cada nido.

Censo y biología de las poblaciones reproductoras en Isla Grosa, Isla Hormigas, Isla de las Palomas e Isla de Cueva de Lobos

Objetivos

Determinar con la mayor precisión posible el tamaño de la población reproductora, así como de la proporción de individuos no reproductores que visitan las colonias durante la temporada de reproducción.

Estimar los parámetros demográficos más relevantes que contribuyan a mejorar el conocimiento y gestión de la especie.

Aportar la máxima información posible sobre la biología de la especie contribuyendo a su conocimiento en el Mediterráneo sea aplicable o no en la gestión.

Calendario

Las visitas se realizarán durante el periodo de ocupación de la colonia, de Abril a Octubre. Cada colonia, excepto Cueva de Lobos, será visitada al menos cuatro veces durante este periodo. La primera visita se realizará en el mes de Abril, la segunda en Mayo-Junio, la tercera en Julio-Agosto y la cuarta en Septiembre-October. En Cueva de Lobos se realizará una visita en Junio y otra en Agosto. Este calendario permitirá estudiar los cuatro momentos clave en la reproducción: ocupación de la colonia, puesta e incubación, desarrollo de los pollos y abandono de la colonia.

Metodología

Censo de la población

La población reproductora se censará mediante inspección directa de huras, trampeo de aves con redes verticales y grabación de entradas de huras con cámara de video con capacidad de grabación con baja o nula intensidad de luz.

La inspección de huras se realizará exhaustivamente en todos los puntos accesibles de las Islas Hormigas, Palomas y Cueva de Lobos. En la Isla Grosa, dado su mayor tamaño se procurará cubrir al menos todos los puntos favorables para la reproducción. Cada hura será georreferenciada y documentada de acuerdo con la metodología expuesta en la sección anterior. En cada visita se especificará la localización de los individuos y nidos (adultos incubando, huevos y pollos) en cada hura en un esquema.

Las aves serán trampeadas en distintos puntos de las colonias de cría. La intensidad de trampero será alta con el fin de que los modelos de captura-recaptura sean lo más fiables que sea posible. En Isla Hormigas e Isla de las Palomas el trampeo se realizará sin reclamos. En Isla Grosa e Isla de Cueva de Lobos se utilizarán reclamos con el fin de facilitar la captura. El uso de técnicas distintas se debe a que el uso de reclamos afecta sustancialmente a la proporción de aves capturadas de distinto estatus reproductor. Dado que en Palomas y Hormigas es posible capturar gran número de aves sin reclamos se prefiere no utilizarlos con el fin de obtener una muestra más representativa de la proporción real de aves reproductoras y no reproductoras. En

cambio en Grosa y Cueva de Lobos un trampeo pasivo pudiera dar lugar a tamaños muestrales muy bajos y por ello ser de poca utilidad. En este caso, es preferible por tanto el uso de reclamos a pesar del sesgo que proporcionan.

Durante el trampeo se documentará la dirección y velocidad del viento en cada red cada dos horas. Asimismo, se anotarán todos los eventos meteorológicos (lluvia, niebla, oleaje, etc.) y astronómicos (fases lunares) relevantes que pudieran influir en la tasa de captura. La localización de cada red será georreferenciada con GPS con corrección diferencial con un número de observaciones adecuado para obtener una precisión inferior a 1 m de cada uno de los extremos de la red. Asimismo, se documentarán la longitud, altura número de bolsas y fabricante de la red. De cada ave capturada se anotará la bolsa de captura y el tramo de red dónde ocurre la captura (precisión de 2 m).

Cada ave capturada será medida (véase más adelante) y pesada y anillada. Se determinará si el ave es hembra o de sexo indeterminado en las visitas realizadas durante la época de puesta (Abril-Julio) mediante la inspección de la cloaca, que en las hembras está distendida y azulada tras la puesta (James, 1983). El estatus reproductor se determinará en todas las visitas en función de la escala cualitativa de placa incubatriz y su vascularización de acuerdo con Furness y Baillie (1981) que se muestra en la Tabla I.1.

Indice	Placa incubatriz	Vascularización
0	Todo el plumón está presente	Sin vascularización
1	Trazas de plumón perdido	Algo de vascularización
2	La mitad de la placa está desnuda	Vascularización media
3	Permanece trazas de plumón	Muy vascularizada
4	Placa completamente desnuda	Completamente vascularizada

Tabla I.1. Índices de desarrollo de la placa incubatriz y vascularización en el Paño europeo
Fuente: Furness y Baillie (1981).

Toda la información de capturas y recapturas se utilizará para la realización de estimas de tamaños de población. Estas estimas se realizarán mediante la selección de los modelos más adecuados desde el punto de vista estadístico así como realizando un análisis crítico de los posibles problemas que se deriven del incumplimiento de las asunciones estadísticas de cada modelo, particularmente en lo que respecta a la presencia de individuos errantes no reproductores que visitan diversas colonias durante el periodo de reproducción.

En la entrada de algunas de las huras en las que se detecte la presencia de Paño se realizarán grabaciones con cámara de video capaz de adquirir imágenes con baja o nula intensidad de luz. Asimismo, estas grabaciones se llevarán a cabo en aquellos sectores de las islas que no sean accesibles al trampeo y la inspección directa, particularmente los acantilados de la zona sur de Palomas y Hormigas. Las grabaciones se llevaran a cabo en cada zona seleccionada durante 15 minutos en tres momentos durante la noche: en las dos horas posteriores a la puesta de sol, en las horas centrales de la noche y en las dos horas anteriores a la salida del sol.

Estima de parámetros reproductivos

Todas las huras que se encuentren ocupadas y sean accesibles a la inspección directa serán seguidas con el fin de determinar la tasa de eclosión y de vuelo. Asimismo, los adultos que ocupen las huras serán marcados para determinar la proporción de años sabáticos.

ANEXO II. TECNICAS DE CREACION DE COLONIAS.

TECNICAS DE INDUCCION PARA LA FORMACION DE NUEVAS COLONIAS DE CRIA EN PROCELARIFORMES (PAIÑO EUROPEO).

- Introducción:

Las aves marinas suelen retornar a las colonias en que nacieron cuando inician su vida reproductora y buscan un lugar donde instalar el nido ó visitan varias colonias de cría activas de la misma especie para seleccionar un lugar adecuado para nidificar.

Los factores asociados con la selección del lugar de nidificación incluyen aspectos físicos del medio como estructura de la vegetación, topografía ó tipo de suelo y aspectos sociales como la localización visual ó auditiva de conespecíficos (diversos autores en Podolsky y Kress (1989).

La presencia de un grupo de individuos de la misma especie es un buen indicador de que un lugar determinado es adecuado para la nidificación. Esta hipótesis de "facilitación social" fue propuesta inicialmente por Darling (1938), y predice que las aves coloniales que van a intentar la cría por vez primera son atraídas por estímulos asociados con la presencia de un grupo activo de conespecíficos. La hipótesis alternativa es que los estímulos sociales no atraen a las aves que inician su vida reproductora (Podolsky y Kress, 1989).

- Antecedentes.

PAIÑOS

El trabajo más interesante realizado con paiños, fue llevado a cabo por Podolsky y Kress (op.cit.) con el Paiño de Leach (*Oceanodroma leucorhoa*) en la islas de la costa atlántica de Estados Unidos.

Estos autores basándose en la comprobada atracción que los paiños de diversas especies sienten hacia la emisión de grabaciones amplificadas con sus vocalizaciones utilizaron este sistema combinado con la creación de huras artificiales para inducir la cría de paiños en islas en que la especie se había extinguido como nidificante.

Los paiños emiten dos tipos de vocalizaciones una especie de risa sorda ("chukle" en terminología anglosajona) que realizan en vuelo, y un suave ronroneo ("purr") que emiten exclusivamente dentro de la hura.

Se realizaron dos experiencias, una de captura y otra de inducción a la colonización. En el caso de la primera se estudiaron las tasas de captura con redes japonesas en diversas condiciones dadas por la combinación de presencia ó ausencia de huras y emisión de grabaciones amplificadas de los dos tipos de vocalizaciones individualizadas ó combinadas.

Los resultados de la experiencia de captura indicaron que la mayor tasa de captura se obtenía combinando la presencia de huras con emisión de ambos tipos de vocalizaciones (16'7 aves/hora) y la menor, como era de esperar, en ausencia de huras y emisión de vocalizaciones (3'6 aves/hora).

En la experiencia de inducción a la colonización, se construyeron 264 huras artificiales para el paño, emitiéndose grabaciones automáticas con uno ó ambos tipos en época de reproducción comparándolo con huras donde no se emitieron grabaciones. Las huras se examinaron cada dos semanas durante el periodo de estimulación auditiva y una vez al mes en los años posteriores en que no se realizó la estimulación. Se consideraba colonizada la hura que contenía un huevo ó un pollo de paño, presentaba plumas de la especie, ó albergaba uno ó más aves adultas, considerando la hura inactiva si no cumplía ninguno de los requisitos anteriores. Por otra parte se anotaba la distancia de la hura colonizada al altavoz más próximo.

Se obtuvieron los siguientes resultados:

- No fue colonizada ninguna hura en la zona en que no se emitieron vocalizaciones ó las que se emitieron eran exclusivamente del tipo "chukle".
- En las huras en que se emitió sólo el sonido tipo "purr" la tasa de colonización fue de un 17'5%.
- En las huras en que se emitieron combinados los dos tipos de vocalizaciones la tasa de colonización fue de un 23'7 %. Esto se explica porque sería la imitación más fiel del sonido típico de una colonia de cría activa.
- Los paños tiende a ocupar las huras más cercanas al altavoz que emite las grabaciones, así un 70% de las huras situadas a menos de 0'5 metros de un altavoz fueron colonizadas, mientras que las situadas a 3 ó más metros de distancia sólo fueron ocupadas en un 16%. Este hecho se justifica por la tendencia general de las aves coloniales a criar cerca de conespecíficos para reducir el riesgo de predación (Hamilton, 1971).
- El número de huras colonizadas pasó de un 17'4% el primer año (cuando se emitieron grabaciones) a un 6'4% el segundo año, ya sin emisión de grabaciones y a un 5'3 % el tercer año.

En el caso concreto de un islote a los ocho años de iniciar la experiencia un 30 % de las huras instaladas estaba ocupado por paños.

- De las huras colonizadas el primer año, un 78 % estaban ocupadas por aves prospectoras que no hicieron la puesta y el resto por aves que si depositaron huevos, en los años siguientes dominan las aves que hacen puesta.

Las conclusiones de este trabajo se resumen en que la inducción a la colonización (ó recolonización) mediante atracción artificial es un método de manejo muy interesante para la conservación de procelarifórmes amenazadas, especialmente en especies que tienen la pauta de prospección en aves no reproductoras y en el caso de que los predadores ó competidores han sido controlados ó eliminados.

- Características técnicas de los sistemas de atracción:

a) Emisión de vocalizaciones.

Se utiliza un altavoz de 13 cms de diámetro colocado en posición central del grupo de huras, emitiendo continuamente desde las 22.00 horas hasta las 04.00 horas desde mediados de mayo hasta mediados de agosto (en Murcia estas fechas se deberían adelantar un mes). Se utiliza una cinta de 3 minutos de duración con reproducción continua en un cassette alimentado por una batería de 21 voltios. Un temporizador activa el aparato que debe generar un sonido de unos 80 db a 1 metro de distancia del altavoz.

b) Construcción de huras artificiales.

Las huras se construyen a mano con el auxilio de herramientas simples, espaciadas unos 60-100 cms. Cada hura tiene una entrada de 10 cms de diámetro, con un túnel de unos 40-50 cms que desemboca en una cámara lateral (forma general de L) cúbica con 25 cms de lado, con un agujero en el techo provisto de una tapadera, de forma que permite la observación y la introducción de la mano en la cámara de cría.

En Europa desconocemos la existencia de experiencias de este tipo. Sólo se puede mencionar que dentro del proyecto LIFE-ISLAS que se realiza en la Comunidad Valenciana está prevista la colocación de nidales artificiales para paño europeo.

OTRAS AVES MARINAS

Un trabajo interesante sobre inducción a la formación de nuevas colonias de cría en aves marinas lo tenemos en Kress (1978), quien realizó una introducción de pollos no volanderos de frailecillo (*Fratercula arctica*) en la costa atlántica de EEUU en una isla en que la especie había desaparecido.

Se trasladaron pollos de unos 15 días de edad (que ya se termoregulan) a unas huras artificiales construidas en la isla de destino, donde eran alimentados diariamente hasta que iniciaron sus vuelos, comprobando que una parte de los individuos introducidos volvieron a criar en años posteriores a la isla donde se hizo la suelta.

- Bibliografia.

Darling, F.F. (1938). Bird flocks and breeding cycle. Cambridge Univ. Press.

Hamilton, W. D. (1971). Geometry for the selfish herd. J. Theor. biol 31:295-311.

Kress, S.W. (1978). Establishing Atlantic Puffins at a former breeding site. Pp.: 373-377 en S.Temple (Ed.): Endangered Birds. Management Techniques for Preserving Threatened Species.

Podolsky, R.H. y S.W. Kress (1989). Factors affecting colony formation in Leach's Storm-Petrel. Auk 106: 332-336.

Wingate, D.B. (1978). Excluding competitors from Bermuda petrel nesting burrows. Pp.: 93- 102 en S.Temple (Ed.): Endangered Birds. Management Techniques for Preserving Threatened Species.

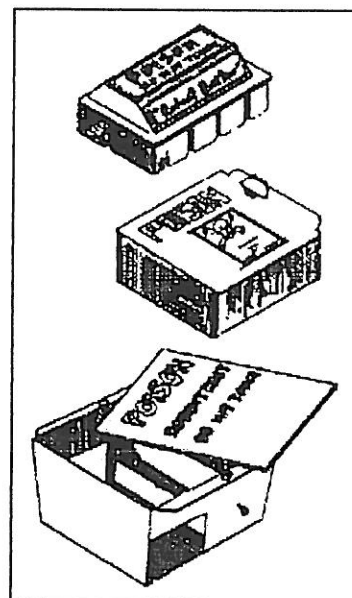
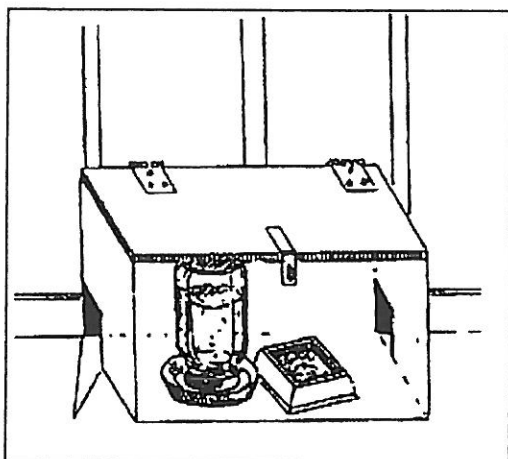
ANEXO III

METODOLOGÍA PARA LA ERRADICACIÓN DE RATAS

La erradicación es la mejor opción de manejo para enfrentarse a especies invasivas como las ratas. Los actuales adelantos técnicos han aumentado el número de situaciones en que la erradicación total es un proceso viable, especialmente cuando se realiza en hábitats insulares. En las Recomendaciones de la UICN para la Prevención de la Pérdida de Biodiversidad debido a Invasiones Biológicas se considera prioritaria la erradicación de especies invasivas en islas y otros hábitats insulares (UICN, 1999). Los criterios para conseguir la erradicación de una especie se recogen en el Apéndice B de estas Recomendaciones:

- La tasa de incremento de la población debe ser negativa a todas las densidades
- La inmigración debe ser nula
- Todos los individuos de la población deben ser igualmente susceptibles a la técnica de erradicación aplicada
- Debe poderse determinar la presencia de individuos a muy bajas densidades
- Debe existir un compromiso por parte del organismo promotor y una financiación adecuada durante todo el proceso de erradicación. Asimismo se dotará de fondos para el seguimiento hasta que haya garantías firmes de que la especie ha desaparecido por completo
- Se debe buscar la aprobación del entorno socio-político a lo largo de todo el proceso. Las posibles objeciones deben discutirse y resolverse antes de iniciar el proceso.

Existen multitud de métodos para el control poblacional o la erradicación de ratas, pero el más recomendable por su efectividad, simplicidad técnica y bajo coste comparativo es el uso de cebos envenenados. Los cebos se aplicarán mediante estaciones diseñadas al efecto, de las que existen varios modelos disponibles en el mercado (ver figura).



El uso de estaciones presenta varias ventajas (Virchow y Hygnstrom, 1996):

- Protección del cebo frente a la humedad y suciedad.
- Proporcionan una mayor sensación de seguridad a los roedores, por lo que las adoptan más fácilmente.
- Mantienen el cebo fuera del alcance de personas y otros animales.
- Permiten comprobar con facilidad si los cebos están siendo consumidos.

Las estaciones están convenientemente etiquetadas con la siguiente leyenda o similar: "VENENO. CEBO PARA RATAS. NO TOCAR". Dispondrán como mínimo de dos entradas y permitirán la acomodación de varios individuos al mismo tiempo. Se situarán en las zonas de paso de los roedores, allí donde se observen rastros de actividad (cerca de sus refugios, en las áreas de alimentación o en el tránsito entre ambas). Las estaciones deben tener suficiente cebo para que los animales coman sin limitación y deben limpiarse y reponer el cebo como máximo cada 15 días, sobre todo si se emplean rodenticidas multidosis.

Básicamente existen dos tipos de rodenticidas (Mars, 1994; Hygnstrom y Virchow, 1996):

Monodosis: son más peligrosos y deben manejarse por personal especializado. Una sola dosis ocasiona la muerte al animal; por lo tanto su uso puede producir una rápida disminución de la población, por lo que están más indicados cuando las densidades de ratas son muy altas o la disponibilidad de alimentos alternativos es tal que dificulta el consumo continuado de los cebos envenenados. Los más utilizados son la Bromethalina, el Colecalciferol (Vitamina D) y el fosfuro de Zinc. En su contra tienen la desventaja de que las ratas se habitan antes a la presencia de estos compuestos y terminan por desconfiar de los cebos.

Multidosis (anticoagulantes): son menos peligrosos que los anteriores ya que los animales deben consumir varias dosis de cebo antes de que el veneno surta efecto. Por este motivo, debe proporcionarse cebo fresco con más frecuencia que en los anteriores, en función de la tasa a la que es consumido por los roedores. Entre los anticoagulantes más efectivos están el Brodifacom, la Bromadiolona, la Clorofacinona, la Difacinona, el Pyvalyl y la Warfarina. Este último compuesto se ha utilizado con cierto éxito para el control de ratas en colonias de Procelariformes (Merton, 1978).

La Rata campestre (*Rattus rattus*) es menos susceptible que la Rata común (*Rattus norvegicus*) a los rodenticidas anticoagulantes. En general necesitan consumir más dosis, sobre todo si se trata de anticoagulantes de primera generación (Warfarina, Pindona, Difacinona, Clorofacinona), aunque la diferencia es menor en los de segunda generación (Bromadiolona y Brodifacom). Los resultados de varios estudios sugieren que ciertas poblaciones de ratas campestres son resistentes a algunos anticoagulantes (Marsh, 1994). En estos casos se deberían recurrir a rodenticidas monodosis.

ANEXO IV: CARTOGRAFIA