

**PROPUESTA DE INCLUSION DE ESPECIES EN LOS APENDICES DE LA CONVENCION SOBRE
LA CONSERVACION DE LAS ESPECIES MIGRATORIAS DE ANIMALES SILVESTRES**

A. PROPUESTA: Inclusión de *Diomedea nigripes* en el Apéndice II.

B. PROPONENTE: Gobierno de los Países Bajos

C. FUNDAMENTACIÓN DE LA PROPUESTA

1. Grupo taxonómico

1.1 Clase	Aves
1.2 Orden	Procellariiformes
1.3 Familia	Diomedidae
1.4 Género/Especie	<i>Diomedea nigripes</i>
1.5 Nombre(s) Común(es)	Albatros Patinegro (español) Black-footed Albatross (inglés)

2. Datos biológicos

2.1 Distribución (actual e histórica)

Restringida al Pacífico septentrional. La mayoría de las parejas reproductoras se encuentran en las islas noroccidentales de Hawai, principalmente en la isla Laysan, Midway Atoll, Pearl y Hermes Reef. Hay colonias más pequeñas en los French Frigate Shoals, Isla Lisianski, Isla Kure, Isla Necker e Isla Nihoa. Anteriormente extirpada de las Islas Wake y Marcus, Torishima, Johnston Atoll y Taongi Atoll (Islas Marshall), Muko Jima e Iwo Jima (Islas Bonin). En Japón se reproduce actualmente en pequeñas colonias en las Senkakus, en las islas Bonin y en Torishima en las Islas Izu (Rice y Kenyon 1962a, Harrison 1990, McDermond *et al.* 1993).

La distribución marina de *D. nigripes* fue resumida recientemente por McDermond *et al.* (1993) y la información que sigue procede de dicha fuente y de las referencias contenidas en esa documentación. En general, se considera que *D. nigripes* es una especie marina y el área de distribución pelágica de las aves reproductoras es muy restringida en febrero, cuando los adultos realizan los viajes más cortos y frecuentes en búsqueda de alimentos para los pichones (McDermond *et al.* 1993). Tras reproducirse, las aves se dispersan ampliamente a lo largo del Pacífico septentrional y llegan hacia el norte hasta el mar de Bering. La mayoría de los juveniles vuelan en dirección noroeste hacia Japón, mientras que los adultos se dirigen hacia la costa occidental de América del Norte, desplazándose hacia el norte durante la estación no reproductora. Al parecer, hay diferencias en la distribución marina según la edad de los juveniles. Robbins y Rice (1974) sugirieron que en el primer verano y otoño después de que empluman, la mayoría de los juveniles prefieren las aguas al oeste de 180°, mientras que pasan los veranos e inviernos subsiguientes en la mitad oriental del océano Pacífico. La mayoría de *D. nigripes* adulto pasa el invierno en el océano Pacífico central, un área en la que se observan pocas aves en su primer invierno (Robbins y Rice 1974).

D. nigripes es más abundante en el borde exterior de la plataforma continental y en zonas de fuerte corriente ascendente persistente. Las concentraciones a lo largo de la plataforma continental podrían ser una consecuencia, al menos en parte, de la distribución de los barcos de pesca. Wahl y Heineman (1979) sugirieron que la distribución de los barcos de pesca influye sobre *D. nigripes* a lo largo de un área considerable.

2.2 Población

Parejas reproductoras anuales: 43.160

Durante los primeros decenios del siglo XX, las poblaciones de *D. nigripes* se redujeron drásticamente debido a matanzas masivas por comerciantes de plumas, y en muchas islas las poblaciones fueron completamente diezmadas (Fisher 1949, Harrison *et al.* 1984). Asimismo, fueron víctimas de la degradación del hábitat, tras la introducción de conejos en las Islas Laysan y Lisianski (Harrison 1990). Las estimaciones más recientes del número total de *D. nigripes* que anidan en Hawai se basaron en estudios realizados entre 1979 y 1982, cuando la población reproductora se calculaba en 50.000 parejas, siendo la más numerosa las 14.000-21.000 parejas de la Isla Laysan (Fefer *et al.* 1984 en McDermond *et al.* 1993; Harrison 1990; Harrison *et al.* 1984). McDermond *et al.* (1993) resumieron recientemente las tendencias de la población de *D. nigripes* que se reproduce en la Isla Laysan, en Midway Atoll y los French Frigate Shoals, que agrupan al 67% de la población. En la Isla Laysan, la población aumentó de alrededor de 7.700 parejas en 1912-1913 a un pico de 33.500 parejas en 1957-1958, habiéndose efectuado la última estimación (21.000 parejas) en 1979-1980 (McDermond *et al.* 1993 y referencias contenidas en esa documentación). Se desconoce si esta aparente disminución es real o refleja la variabilidad anual del número de aves que anidan, amplificada por diferencias en el momento de la obtención de muestras y en los métodos utilizados (McDermond *et al.* 1993). Se observa una recuperación general de la población de los French Frigate Shoals, que alcanzó un pico de alrededor de 6.200 parejas en 1987. La última estimación, realizada en 1990-1991, puso de manifiesto una disminución de la población que ascendía entonces a sólo 3.900 parejas (McDermond *et al.* 1993). En los últimos cuatro años, esta población reproductora disminuyó en un promedio del 12,8% por año (Gould y Hobbs 1992).

En el Midway Atoll, las fuerzas armadas norteamericanas provocaron la muerte de por lo menos 2.500 *D. nigripes* entre mediados del decenio de 1940 y el de 1950. Ulteriormente, la población se mantuvo relativamente estable desde fines de los años 1950 hasta el último estudio, efectuado en 1981-82. Los recuentos esporádicos de una colonia tipo en el Midway Atoll, realizados entre 1960 y 1990, mostraron que el crecimiento geométrico medio de esta población era del 9,4% (Gould y Hobbs 1992). No obstante, debido a las variaciones en las técnicas censales y las fluctuaciones en la población reproductora anual, McDermond *et al.* (1993) advierten que gran parte del aumento percibido de la población podría ser ficticio. Ello, unido a la aparente disminución de algunas colonias, podría señalar una declinación en el número de aves en toda el área de distribución hawaiana. La falta de datos suficientes, sin embargo, impiden evaluar la situación actual de la población de *D. nigripes* en Hawai (McDermond *et al.* 1993, véase el Cuadro 4).

En Japón, hay pequeñas poblaciones reproductoras en por lo menos tres lugares, siendo la más grande la de Torishima, donde Hasegawa (1984) estimó que alrededor de 500 parejas visitan la colonia. Al parecer, ésta aumenta y expande sus zonas de anidamiento a aquellas utilizadas por *D. albatrus* (Hasegawa y DeGrange 1982, Hasegawa 1984).

2.3 Hábitat (hábitat de reproducción y biología)

Anual, reproductor sincrónico y monogámico. Anida principalmente en costas abiertas y expuestas y los nidos suelen consistir en excavaciones poco profundas en la arena, semejantes a un cuenco. Hay pocos informes publicados sobre los parámetros demográficos y de reproducción de *D. nigripes* y en su mayoría la información que sigue procede de Rice y Kenyon (1962a,b) y de resúmenes de Harrison (1990) y McDermond *et al.* (1993).

Los primeros adultos reproductores llegan a las colonias entre mediados y fines de octubre, y las hembras lo hacen unos cinco días más tarde que los machos. Los inmaduros regresan entre enero y marzo. La puesta de huevos (uno sólo) se realiza en noviembre (fecha de puesta promedio: 21 de noviembre, variación 8-30 de noviembre) y ambos progenitores comparten el periodo de incubación de 65 días (Rice y Kenyon 1962b). En promedio, hay 6 tandas de incubación, la primera de las cuales dura 18 días;

progresivamente, la duración de las tandas disminuye hasta la última, que se prolonga 7 días (Rice y Kenyon 1962b). Los pichones de *D. nigripes* comienzan a nacer a fines de enero (fecha promedio de nacimiento 25 de enero, variación 15 de enero-7 de febrero) y el porcentaje de nacimientos varía de un año a otro; en general, el índice de nacimiento oscila entre el 60 y el 80% de los huevos puestos (Harrison 1990). Los pichones son custodiados en permanencia durante 19 días (variación 12-25 días) después de lo cual la custodia es intermitente hasta los 30 días de edad (variación 21-42 días). Ambos progenitores se alternan en el cuidado del pichón, en tandas que duran 2-3 días (Rice y Kenyon 1962b). Los pichones son alimentados por sus padres hasta que empluman, lo que suele suceder 145 días después de salir del cascarón. Una elevada proporción de pichones incubados sobrevive hasta emplumar, si bien las catástrofes naturales pueden provocar una importante disminución de las nidadas (Harrison 1990). Por ejemplo, en 1958 el fuerte oleaje ahogó a la mitad de los pichones en la Isla Laysan y destruyó centenares de nidos en los French Frigate Shoals en 1982 (Harrison 1990). El éxito de la reproducción (desde la puesta hasta abandonar el nido) en las Islas Sand y Eastern osciló entre el 42 y el 67% en el decenio de 1950 (Rice 1959 en Rice y Kenyon 1982a). Las aves que no se han reproducido o que intentaron hacerlo sin éxito comienzan a abandonar las islas en abril y un gran número de *D. nigripes* se han desarrollado para mediados de junio. A fines de julio, todas las *D. nigripes* abandonaron ya las colonias.

Estas aves son altamente filopátricas y la mayoría regresa a su atolón natal a los tres años de edad (Rice y Kenyon 1962b). La madurez sexual suele alcanzarse a los 7-10 años de edad. Una vez que ha seleccionado un territorio de reproducción (lugar de anidamiento) el ave lo conserva durante toda su vida (Rice y Kenyon 1962b). No se dispone de datos sobre el reclutamiento, los porcentajes de supervivencia y la frecuencia de reproducción de *D. nigripes*. El número de aves que anidan cada año fluctúa considerablemente, observándose que las variaciones anuales en una isla oscilaban entre 1 y 55% (Gould y Hobbs 1992). Se desconocen las razones de esta pronunciada disparidad.

2.4 Migraciones

Véase la sección "Distribución".

3. Datos sobre amenazas

A pesar de la protección conferida a los principales lugares de reproducción (designados como Refugios Nacionales para la Fauna y la Flora), *D. nigripes* no ha recuperado los niveles que tenía con anterioridad a su persecución. Además, algunas de las grandes poblaciones muestran signos de disminución. La información disponible sugiere que la mortalidad relacionada con las actividades de pesca constituye la amenaza más seria para las poblaciones de *D. nigripes* en toda su área de distribución. Si bien Harrison (1990) admitió que había una mortalidad asociada a la pesca con palangre y con redes derivantes, consideró que esas actividades no constituían aún una amenaza importante para las poblaciones hawaianas de albatros, si bien recomendó supervisar la evolución de la pesca. Se estima que la pesca con redes derivantes provoca la muerte de alrededor del 2,2% de la población cada año (Gould y Hobbs 1992) y no hay datos sobre la magnitud de la mortalidad asociada a la pesca con palangre.

3.1 Amenazas directas a la población

La interacción más dramática entre *D. nigripes* y las actividades de pesca documentada es la mortalidad de aves provocada por redes derivantes, en particular las pesquerías de calamar japonesas y coreanas. En todo el mundo, la pesca con redes derivantes ha demostrado ser responsable de la muerte de centenares de miles de aves marinas cada año; no obstante, con excepción de la pesca de salmón y de calamar en el Pacífico septentrional, no se registran adecuadamente los índices de captura de aves por esas pesquerías (Northridge 1991). Desde 1981, se tendió anualmente cerca de la convergencia subtropical del Pacífico septentrional el equivalente de 1,5 millones de kilómetros de redes de enmalle derivantes para la pesca de calamar (Harrison 1990). Se estimó que en 1989 únicamente la pesca con redes derivantes de calamar en el Pacífico septentrional provocó la muerte de 5.300 *D. nigripes* (Northridge 1991). En 1990, las pesquerías con redes derivantes en alta mar en el Pacífico septentrional provocaron

Propuesta II/9

la muerte de 4.246 *D. nigripes*, el 49% (n=2.093) capturado por la pesca de calamar japonesa, el 27% (n=1.146) por la pesca de calamar coreana, el 16% (n=685) por la pesca japonesa con malla grande y el 8% (n=322), por la pesca taiwanesa de calamar y con malla grande combinadas (Johnson *et al.* 1992). Es difícil estimar los factores que determinan los índices de enmallamiento incidental, aunque una parte de las variaciones en los datos coincidía con los cambios estacionales en la distribución de las aves (Johnson *et al.* 1992). Si bien estas pesquerías capturaron una cantidad mucho mayor de albatros de Laysan (*D. immutabilis*) (proporción media: 3,7 *D. immutabilis* por cada *D. nigripes* capturada en las redes derivantes en alta mar en 1989 y 1990) esta proporción es mucho menor que la de 12,8 a 1 del total del tamaño estimado de la población (Gould y Hobbs 1992). En porcentaje de la población total, la captura incidental de *D. nigripes* se calculó en un 2,2% anual (Gould y Hobbs 1992). Por consiguiente, la mortalidad provocada por redes derivantes bien podría afectar más a *D. nigripes*, habida cuenta de su población más reducida, un ritmo de recuperación de la población demostradamente más lento y su tendencia a ser más interactiva con la pesca (Gould y Hobbs 1992, McDermond *et al.* 1993).

Las redes derivantes que capturan y mantienen inmovilizados a los peces y calamares constituyen al parecer una fuente de alimentación para los albatros. Se ha informado sobre muchos casos de *D. nigripes* que se alimentan con la presa de redes derivantes, pero no se dispone de datos para calcular qué porcentaje de la dieta está constituida por este tipo de alimentación. Es también imposible evaluar los efectos de otras consecuencias de, por ejemplo, la disminución en el número de otras especies que tienen una alimentación similar a la de los albatros, o la disminución de la abundancia de la presa. Habida cuenta de ello, y de que se conoce poco sobre la estructura y la dinámica de la población de *D. nigripes*, resulta imposible determinar los efectos de la pesca con redes derivantes sobre las poblaciones de *D. nigripes*. En 1989, la Asamblea General de las Naciones Unidas aprobó una resolución que solicitaba poner fin a la pesca con redes derivantes en alta mar para mediados de 1992, excepto si los países pesqueros lograran demostrar que esa práctica no era dañina. Japón debería también eliminar progresivamente toda la pesca con redes derivantes para fines del año mencionado (Northridge 1990, McDermond *et al.* 1993). La moratoria de las Naciones Unidas se firmó el 31 de diciembre de 1992 y, en teoría, las operaciones con redes derivantes fueron interrumpidas en el área comprendida por aquélla. No obstante, algunas naciones, incluido Taiwan, siguen pescando con redes derivantes y se desconoce la magnitud de la captura incidental de otras especies.

La principal fuente de recuperaciones de anillos analizados por Robbins y Rice (1974) fue la industria atunera de pesca con palangre. *D. nigripes* es capturada por los palangreros japoneses de atún que faenan al norte de Hawai (Harrison 1990) si bien no hay informes sobre los índices reales de captura. En general, las flotas japonesas de pesca de atún dependen principalmente de la región del Pacífico (Bergin y Haward 1991) y fue justamente en ese área que algunos pescadores japoneses comentaron a N.P. Brothers (comunicación personal) que los índices de captura de aves marinas eran los más elevados. La flota hawaiana de cabotaje de pesca con palangre informa que mueren "centenares" de albatros tanto accidentalmente, al intentar atrapar la carnada durante el tendido de las líneas, como deliberadamente, para evitar la pérdida de equipos y una merma de la captura (McDermond *et al.* 1993). Desde 1987, la flota hawaiana se triplicó en volumen y durante el primer semestre de 1991, los barcos que operan frente a las costas de Hawai lanzaron 7 millones de anzuelos (McDermond *et al.* 1993). La reglamentación recientemente introducida, que regula el número de palangreros de la flota hawaiana y prohíbe la pesca con palangre dentro de un radio de 80 km. de las islas hawaianas noroccidentales (McDermond *et al.* 1993) podría contribuir a disminuir el porcentaje de mortalidad, por lo menos durante la estación reproductora, si bien no se dispone de índices de captura de aves marinas con anterioridad a la introducción de la reglamentación mencionada. Por ello, es imposible evaluar el impacto de la pesca con palangre sobre *D. nigripes*, tanto en el pasado como en el presente.

Otra fuente de posible interacción es que tanto la pesca con palangre como la pesca con caña requieren una buena carnada. En Hawai se utilizan como carnada varias especies locales de peces gregarios, que frecuentan las capas superficiales del agua, al menos para la pesca con caña, y es este tipo de pez el que constituye la presa del albatros, que pesca en superficie.

3.2 Destrucción del hábitat

La introducción de conejos en las Islas Laysan y Lisianski a comienzos de este siglo probablemente contribuyó a una disminución de la población, debido a la erosión del hábitat y a la desvegetación. Se observa una mortalidad creciente provocada por tormentas de arena (Harrison *et al.* 1984).

3.3 Amenazas indirectas

El petróleo, los plásticos y los insecticidas agrícolas procedentes de buques y de actividades costeras invaden las aguas que rodean a Hawai y perjudican a los albatros residentes. Se han encontrado aves cubiertas de petróleo, incluidos albatros, que a menudo mueren por el estrés y falta de control termorregulatorio (Harrison 1990). Se han encontrado cantidades considerables de DDT, DDE y PCB en los tejidos viscerales de albatros hawaianos, si bien hasta el momento no se ha medido una reducción significativa en el espesor del cascarón del huevo (Harrison 1990).

Suscita preocupación la ingestión de plásticos por albatros en Hawai. Los huevos de peces voladores, que constituyen el 44% (en masa) de la dieta de *D. nigripes* pueden ser atrapados por los albatros cuando flotan en la superficie, a menudo adheridos a restos flotantes (Harrison *et al.* 1983, Harrison 1990). Esta especie registra uno de los niveles más altos de ingestión de plástico en comparación con otras aves marinas y la ingestión de grandes cantidades provoca deshidratación y una disminución de los índices de crecimiento y de desarrollo (McDermond *et al.* 1993 y referencias contenidas en esa documentación). Gran parte de los desechos plásticos que ingieren estas aves proceden de Japón (Harrison 1990).

En la Isla Midway, los mosquitos introducidos fueron vectores de viruela aviar (Harrison 1990). En la isla Kure, se informó que las ratas polinesias (*Ratus exulans*) atacan a veces a los albatros incubantes y roban los huevos (Moors y Atkinson 1984). Los tiburones también cazan inmaduros cuando entran al agua por primera vez. Las inundaciones que siguen a las fuertes precipitaciones invernales, el alto oleaje asociado a tormentas y el estrés ocasionado por el calor pueden también provocar pérdidas de huevos y muertes de pichones en los lugares de reproducción de los atolones (Harrison 1990). Las incursiones aéreas son también causa de muerte de albatros en Hawai -*D. nigripes* en menor grado que *D. immutabilis*- y hubo ya muchos intentos de inducir a las aves a abandonar las zonas de aeropuertos (McDermond *et al.* 1993). En la isla japonesa de Torishima, *D. nigripes* residente se ve expuesta a los mismos peligros que *D. albatrus* que coincide con ella en ese lugar, siendo la principal la vulnerabilidad del hábitat, ya que la isla es un volcán en actividad.

3.4 Amenazas especialmente relacionadas con las migraciones

4. Situación y necesidades de protección

4.1 Situación de la protección nacional

4.2 Situación de la protección internacional

4.3 Necesidades de protección adicional

Debería estudiarse el impacto de ratas y de otros depredadores introducidos y promoverse medidas de protección, si se demuestra que aquellos son depredadores importantes de huevos y pichones. Convendría estudiar la magnitud de las interacciones con las prácticas de pesca tanto en aguas nacionales como en alta mar. La única manera de determinar la naturaleza del enmallamiento incidental relacionado con todos los tipos de pesca es disponer de un gran número de observadores, tanto en el tiempo como en el espacio. Una vez identificada la naturaleza del problema, podrían introducirse medidas que suprimieran o al menos disminuyeran considerablemente la captura incidental. Dichas medidas no deben ser contraproducentes para la pesca comercial ya que, en caso contrario, no se las aplicará en alta mar. Esta forma de gestión demandaría la cooperación y la colaboración entre diferentes organismos nacionales

Propuesta II/9

responsables de la gestión eficaz de la vida silvestre y de la pesca.

5. Estados del área de distribución

Japón

Estados Unidos de América

6. Observaciones de los Estados del área de distribución

7. Otras observaciones

8. Referencias

Véase el documento de referencias al final (pp. 189-193).